



Universidad de Concepción
Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Geografía
Departamento de Geografía
Programa de Magíster en Análisis Geográfico

**EFFECTOS DEL INCENDIO FORESTAL DEL AÑO 2017
EN LA PROVISIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS
Y LA RECUPERACIÓN DEL PAISAJE.
CASO MICROCUENCA ESTERO EMPEDRADO.**

Trabajo Final para optar al grado de Magíster en Análisis Geográfico

Autora: Diana Mancilla Ruiz
Profesor Guía: Dr. Francisco de la Barrera Melgarejo

Concepción, Octubre de 2020



Reconocimientos

Este trabajo forma parte del proyecto Fondecyt Iniciación N° 11190530, titulado: “Grandes incendios forestales de Chile centro-sur y sus efectos ambientales y urbanos en el periodo 2001-2021: Elaboración de cartografía base y criterios de sustentabilidad para su integración en la planificación territorial”.

Agradecimientos

Muchas personas contribuyeron a este estudio directa o indirectamente y estoy muy agradecida de todas ellas. Debo destacar el apoyo incondicional que siempre me ha brindado de mi madre Diana. Agradecer especialmente a mi profesor guía Francisco de la Barrera por su ayuda, dedicación, recomendaciones, enseñanzas y comentarios, por integrarme al equipo GINSEC, conformado también por Sergio González y Juan Munizaga, ¡gracias chicos! por enseñar, compartir y por su ayuda.

Índice de contenidos

Reconocimientos	2
Agradecimientos.....	2
Índice de figuras	5
Índice de gráficos	6
Índice de tablas	6
Resumen	8
Abstract	9
1. INTRODUCCIÓN.....	10
1.1 Objetivos del trabajo	14
2. MARCO DE REFERENCIA	15
2.1 Paisaje dinámicos y funcionales	15
2.1.1 Evaluación y gestión de la estructura del paisaje	15
2.1.2 Perturbaciones que modifican la dinámica del paisaje	16
2.1.3 Paisaje y su relación con el estudio de los servicios ecosistémicos	17
2.2 Incendios forestales en el paisaje	17
2.2.1 Incendios forestales en paisajes mediterráneos	17
2.2.2 Efectos de los incendios forestales en la provisión de servicios ecosistémicos	18
2.2.3 Incendios forestales en Chile	19
2.3 Servicios ecosistémicos del paisaje	20
2.3.1 Importancia de los servicios ecosistémicos	20
2.3.2 Tipos de servicios ecosistémicos.....	21
2.3.3 Valoración de servicios ecosistémicos basada en expertos	23
3. METODOLOGÍA.....	25
3.1 Área de Estudio.....	25
3.2 Determinación de la estructura y dinámica espacial del paisaje	27
3.2.1 Cálculo de índices espectrales	27
<i>NBRI: Normalized Burn Ratio o índice normalizado del área quemada.....</i>	<i>27</i>
<i>BAIS2:.....</i>	<i>28</i>
3.2.2 Clasificación de coberturas del suelo.....	29



3.2.3 Análisis de los índices espectrales y las coberturas del suelo	31
3.3 Evaluación de los efectos del cambio del paisaje sobre la provisión de servicios ecosistémicos.....	32
3.3.1 Valoración de servicios ecosistémicos.....	34
3.3.2 Evaluación interanual de cambios	34
3.3.3 Elaboración de cartografía de servicios ecosistémicos.....	36
3.4 Categorización del estado de recuperación de servicios ecosistémicos post-incendio.....	37
4. RESULTADOS	38
4.1 Estructura y dinámica espacial del paisaje.....	38
4.1.1 Índices espectrales en el paisaje	38
4.1.2 Coberturas presentes en el paisaje del área de estudio	44
4.1.3 Análisis integrado de los índices espectrales y las coberturas del suelo.....	48
4.2 Evaluación de los efectos del cambio del paisaje sobre la provisión de servicios ecosistémicos.....	51
4.2.1 Evaluación de los servicios ecosistémicos y su relación con las coberturas presentes en el área de estudio.....	51
4.2.2 Evaluación interanual de cambios	52
4.2.3 Cartografía de servicios ecosistémicos presentes en el área de estudio y su evolución post incendio forestal	55
4.3 Categorización del estado de recuperación de servicios ecosistémicos post-incendio.....	63
5. DISCUSIÓN	67
5.1 Aspectos metodológicos y principales hallazgos de la aplicación metodológica.....	67
5.2 Aportes a la evaluación de servicios ecosistémicos en territorios similares.....	70
6. CONCLUSIONES.....	72
7. REFERENCIAS	74
8. ANEXOS	84

Índice de figuras

Figura 1. Extensión de los grandes incendios forestales de la temporada 2016-2017.	13
Figura 2. Representación de las relaciones de dependencia del bienestar humano del capital natural, social, construido y humano.	20
Figura 3. Tipos de servicios ecosistémicos y sus beneficios.	22
Figura 4. Carta de ubicación de la Micro Cuenca Estero Empedrado, comuna de Empedrado región del Maule.	25
Figura 5. Carta base, coberturas de uso de suelo por Landcover Chile año 2014 y área afectada por el gran incendio forestal del año 2017 mediante imágenes satelitales MODIS Thermal Anomalies/Fire (MOD14A1) en la micro cuenca Estero Empedrado.	26
Figura 6. Cuantificación biofísica de los servicios ecosistémicos, mediante modelo de cascada.	32
Figura 7. Modelo de cascada de los servicios ecosistémicos, representa la integración de estructuras y procesos ecológicos junto con el bienestar humano (sistema socio-ecológico).	33
Figura 8: Cartografía oferta potencial de servicios ecosistémicos presentada por la Infraestructura Ecológica de la Región del Maule.	36
Figura 9. Índice de severidad de incendio Δ NBRI y sus principales cambios post incendio 2017.	38
Figura 10. Cambios presentados en el índice de severidad de incendio Δ BAIS-2.	39
Figura 11. Cambios del índice de vegetación NDVI pre y post Incendio 2017.	40
Figura 12. Coberturas del suelo y sus cambios en los años de estudio.	47
Figura 13. Imagen de la revalidación matriz de servicios ecosistémicos para la micro Cuenca Estero Empedrado.	51
Figura 14. Capacidad de los ecosistemas presentes en el área de estudio para proveer todos los servicios ecosistémicos en cada año de estudio.	56
Figura 15. Capacidad de los ecosistemas presentes en el área de estudio para proveer servicios ecosistémicos de aprovisionamiento en los años de estudio. ...	58
Figura 16. Capacidad de los ecosistemas presentes en el área de estudio para proveer servicios ecosistémicos de regulación en los años de estudio.	59
Figura 17. Capacidad de los ecosistemas presentes en el área de estudio para proveer servicios ecosistémicos culturales en los años de estudio.	61
Figura 18. Capacidad de los ecosistemas presentes en el área de estudio para proveer los servicios ecosistémicos identificados como demandados por la Infraestructura Ecológica de la región del Maule.	62
Figura 19. Categorización del estado actual de recuperación de provisión de los servicios ecosistémicos. Comparando los SS.EE. del año 2016 con el año 2020.	64



Índice de gráficos

Gráfico 1. Valores promedio para el índice Δ NBR en años de estudio. Se indica la barra de error de cada año.....	41
Gráfico 2. Valores promedio para el índice Δ BAIS-2 en años de estudio. Se indica la barra de error de cada año.	41
Gráfico 3. Valores promedio para el índice NDVI período seco y período húmedo, en cada año de estudio. Se indica la barra de error de cada año.	42
Gráfico 4. Representación de la superficie de Δ NBRI según rangos del USGS para los años de estudio. 1: alta regeneración post incendio, 2: baja regeneración post incendio, 3: no quemado, 4: quemado de baja gravedad, 5: severidad moderada baja, 6: severidad moderada alta, 7: alta severidad.	43
Gráfico 5. Representación de la superficie de Δ BAIS-2 reclasificada para los años de estudio, donde 5 significa alta severidad y 1 no quemado.	43
Gráfico 6. Representación de la superficie de NDVI reclasificadas para los años de estudio, donde 1 significa sin vegetación y 5 significa vegetación densa. PS: período seco, PH: período húmedo.....	43
Gráfico 7. Superficie en hectáreas de las coberturas en los años de estudio. TI: tierras irrigadas; CA: cuerpos de agua; SI: suelos impermeables; MA: matorrales; BN: bosque nativo; PA: praderas; QA: áreas quemadas de alta intensidad; QB: áreas quemadas de baja intensidad; SE: suelos con escasa o nula vegetación...	48
Gráfico 8. Provisión potencial de servicios ecosistémicos en los años de estudio. 0 significa una nula provisión de SS.EE., 1 muy baja provisión de SS.EE, 2 baja provisión de SS.EE, 3 provisión media de SS.EE., 4 alta provisión de SS.EE y 5 muy alta provisión de SS.EE. Los valores oscilan desde baja y muy baja provisión, a nula provisión, y luego a baja y muy baja provisión.	54

Índice de tablas

Tabla 1. Rangos para interpretar severidad de los incendios.....	28
Tabla 2. Características bandas imagines Sentinel 2.....	29
Tabla 3. Coberturas propuestas por I.E. Maule y coberturas propuestas inicialmente para el área de estudio.	30
Tabla 4. Ejemplo de la matriz de valoración de servicios ecosistémicos.....	34
Tabla 5. Ejemplo de presentación completa de la matriz de valoración de servicios ecosistémicos, que incluye la superficie de cada ecosistema en los años estudiados, la valoración de la provisión y la provisión de servicios ecosistémicos	35

Tabla 6. Ejemplo de matriz de valoración de servicios ecosistémicos aplicada. ...	36
Tabla 7. Tipos de coberturas clasificadas para el área de estudio junto a su descripción.	45
Tabla 8. Resultados de la precisión mediante índice Kappa en las clasificaciones de las coberturas presentes en el área de estudio.	45
Tabla 9. Porcentaje de las coberturas en el área de estudio. TI: tierras irrigadas; CA: cuerpos de agua; SI: suelos impermeables; MA: matorrales; BN: bosque nativo; PA: praderas; QA: áreas quemadas de alta intensidad; QB: áreas quemadas de baja intensidad; SE: suelos con escasa o nula vegetación.	48
Tabla 10. Resultados de la revalidación de la matriz de evaluación de servicios ecosistémicos.	53
Tabla 11. Superficie porcentual del estado actual de recuperación de provisión de los servicios ecosistémicos. Comparando los SS.EE. del año 2016 con el año 2020	63
Tabla 12. Correlación no paramétrica bivariada de Spearman para los datos correspondientes a los índices espectrales y provisión potencial de SS.EE. para los 4 años de estudio.	66
Tabla 13. Pérdidas y ganancias para el índice NBR 2017 – 2018	84
Tabla 14. Pérdidas y ganancias para el índice NBR 2018-2019	85
Tabla 15. Pérdidas y ganancias para el índice NBR 2019-2020	85
Tabla 16. Promedio y desviación estándar para los índices espectrales en la micro cuenca.	85
Tabla 17. Pérdidas y ganancias coberturas año 2017 – 2018.	86
Tabla 18. Pérdidas y ganancias coberturas año 2018- 2019	86
Tabla 19. Pérdidas y ganancias coberturas año 2018- 2019	86



Resumen

Los episodios de incendios extremos, también denominados "mega-incendios", suelen referirse a incendios que causan daños catastróficos en términos de vidas humanas, pérdidas económicas o ambos. Estos mega incendios cambian las coberturas del suelo, teniendo como consecuencia la pérdida de los servicios ecosistémicos que ofrecían las coberturas terrestres antes de la ocurrencia de los mega-incendios, siendo la pérdida aún más crítica cuando los incendios ocurren cerca de zonas urbanas o áreas muy pobladas. A principios del 2017, mega-incendios afectaron la zona centro-sur de Chile afectando plantaciones forestales, bosques nativos, matorrales, e incluso, asentamientos humanos. La Región del Maule tuvo 287.027 de las 529.974 hectáreas afectadas a nivel macrorregional, siendo fuertemente impactado el sector costero de la región (incluyendo la Cordillera de la Costa). El objetivo de este trabajo es evaluar cómo un gran incendio forestal modifica la configuración del paisaje de la microcuenca y cómo esto influye en la provisión de múltiples servicios ecosistémicos de forma interanual, considerando una aproximación biofísica basada en expertos y técnicas de teledetección. Para esto, se analizó la microcuenca Estero Empedrado, que fue afectada en un 59% por el incendio denominado "Las Máquinas" abarcando una superficie total de 183.946 ha. La evaluación del paisaje se basó en la clasificación de las coberturas usando imágenes Sentinel-2 en conjunto con tres indicadores multiespectrales: NBRI, BAIS-2 y NDVI. En tanto, la provisión de servicios ecosistémicos fue evaluada biofísicamente mediante una matriz basada en expertos donde se le atribuyen valores a la capacidad de cada ecosistema de proveer servicios ecosistémicos, vinculándose directamente con el comportamiento de los índices espectrales y las coberturas presentándose mediante gráficos y cartografías. Los resultados indican que el área estudiada fue fuertemente afectada por el gran incendio forestal llegando a disminuir su capacidad de provisión a la mitad, siendo aún más grave puesto que esta provisión ya era baja y con pocos servicios ecosistémicos. Aquellos servicios ecosistémicos más afectados fueron los servicios de regulación y culturales. El uso de los índices muestra una alta correlación, con respecto a los índices de severidad muestran información similar, sin embargo, BAIS-2 se muestra más sensible a los cambios de regeneración post incendio y NDVI funciona mejor para discriminar vegetación sana e incendiada. La cobertura que entrega más servicios ecosistémicos es el bosque nativo, por lo que su restauración es clave para la recuperación de la provisión de servicios. La metodología diseñada es aplicable para zonas afectadas por incendios forestales entre las regiones de O'Higgins a Ñuble. Se recomienda ampliar este análisis a un mínimo de 10 años, para lo que actualmente habría que utilizar imágenes Landsat, o bien, esperar 5 años más para poder replicar el uso de imágenes Sentinel las cuales tienen mejor resolución espacial.

Palabras claves: incendios forestales, servicios ecosistémicos, valoración basada en expertos.

Abstract

Extreme fire episodes, also known as megafires, often refer to wildfires that cause catastrophic damage in terms of human life, economic loss, or both. These megafires change the land cover, resulting in the loss of the ecosystem services provided by the land cover before the mega-fires occurred. This loss is even more critical when fires occur near urban areas or heavily populated areas. At the beginning of 2017, megafires affected the south-central zone of Chile, affecting forest plantations, native forests, scrublands, and even human settlements. The Maule Region had 287,027 of the 529,974 hectares affected at the macro-regional level, the coastal sector of the region (including the Coastal range) being strongly impacted. The objective of this work is to evaluate how a large forest fire modifies the configuration of the micro-basin landscape and how this influences the provision of multiple ecosystem services on an inter-annual basis, considering a biophysical approach based on experts and remote sensing techniques. For this, the Estero Empedrado micro-basin was analyzed, which was affected by 59% by the fire called “Las Máquinas”, covering a total area of 183,946 ha. The landscape assessment was based on the classification of the covers using Sentinel-2 images in conjunction with three multispectral indicators: NBRI, BAIS-2 and NDVI. Meanwhile, the provision of ecosystem services was biophysically an expert-based matrix where values are attributed to the capacity of each ecosystem to provide ecosystem services, being directly linked to the behavior of spectral indices and coverage, presented through graphs and cartographies. The results indicate that the studied area was contracted by the great forest fire, reducing its supply capacity by half, being even more serious since this supply was already low and with few ecosystem services. Those ecosystem services most affected were regulatory and cultural services. The use of the indices shows a high correlation, with respect to the severity indices it shows similar information, however, BAIS-2 is more sensitive to post-fire regeneration changes and NDVI works better to discriminate healthy and burning vegetation. The land cover that provides the most ecosystem services is the native forest, so its restoration is key to recovering the provision of services. The methodology designed is applicable for areas affected by forest fires between the regions from O'Higgins to Ñuble. It is recommended to extend this analysis to a minimum of 10 years, for which it would currently be necessary to use Landsat images, or wait 5 more years to be able to replicate the use of Sentinel images, which have better spatial resolution.

Keywords: wildfires, ecosystem services, based-expert valuation.



1. INTRODUCCIÓN

El paisaje es un espacio geográfico heterogéneo, dinámico, donde sus elementos socioecológicos interactúan entre sí. La configuración o patrón espacio-temporal del paisaje está determinado por las relaciones o procesos geomorfológicos, hidrológicos, pedológicos, biológicos y socioculturales, y que representan flujos de energía y materia en el espacio geográfico (Etter, 1991). Todos estos procesos están condicionados por el ser humano, que transforma el paisaje a través de perturbaciones directas e indirectas que desestabilizan los procesos y repercuten sobre ellos (Mancilla, 2020; Farina, 2011; Etter, 1991). Las perturbaciones pueden ser antropogénicas y también naturales, se expresan en distintas escalas espaciales y temporales, y son acontecimientos relativamente discretos en el tiempo que perturban al paisaje y sus ecosistemas. Éstas pueden tener repercusiones en los recursos naturales que utilizan las personas, tanto en casos de eventos destructivos o catastróficos como fluctuaciones ambientales naturales (Altamirano *et al.*, 2013; González *et al.*, 2008).

La alta diversidad de actividades antropogénicas ha dado lugar a nuevos regímenes de perturbaciones que tienen efectos poco explorados sobre la dinámica de los paisajes. Entre éstas destacan los incendios forestales como uno de los tipos de perturbaciones más frecuentes y con mayores impactos socioecológicos (Hulton VanTassel *et al.*, 2015). El notable cambio observado en los regímenes de incendios junto con el aumento de las plantaciones forestales, han modificado el paisaje mediterráneo de Chile centro-sur, esto ha generado una nueva y compleja matriz espacial con patrones variables de heterogeneidad, donde a menudo se ignora cómo se afecta la vegetación que queda en los hábitats perturbados y cómo esto influye en la dinámica socioecológica (Úbeda & Sarricolea, 2016; Hulton VanTassel *et al.*, 2015). Tras la ocurrencia de perturbaciones masivas, como los provocados por grandes incendios, se altera la composición, la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas forestales, afectando de manera crítica a sus procesos, generando consecuencias que persisten durante décadas o siglos (Dobor *et al.*, 2018).

Un incendio forestal es cualquier fuego que afecta a la vegetación que no sea planificado ni controlado (Andersen & Sugg, 2019). A su vez, los incendios forestales son considerados como desastres ambientales desencadenados por diversos factores tanto naturales como humanos (Moayedi *et al.*, 2020). Si bien los incendios pueden traer beneficios para los ecosistemas, representando una de sus principales fuerzas formadoras en muchos ecosistemas del mundo (Robinne *et al.*, 2019), actualmente representan problema cuando estos alcanzan mayores escalas territoriales, tienen mayores intensidades y poder destructivo, mayores frecuencias

y tienen duraciones más prolongadas. En dichas condiciones afectan negativamente a los ecosistemas naturales y al hábitat de especies en peligro, generan contaminación ambiental y dañan a la población urbana que se concentra cada vez más cerca de las zonas forestales (Robinne *et al.*, 2019; Badia *et al.*, 2019; Adams, 2013; Su *et al.*, 2019; Naderpour *et al.*, 2019).

Los episodios de incendios extremos, también denominados "mega-incendios", suelen referirse a incendios que causan daños catastróficos en términos de vidas humanas, pérdidas económicas o ambos. Son acontecimientos que se han vuelto comunes en diferentes partes del mundo, con una frecuencia constante a escalas locales y regionales (San Miguel-Ayanz *et al.*, 2013). Los mega-incendios tienen el potencial de afectar el estado físico-químico y ecológico del agua, alterando aspectos del ciclo del carbono y de los nutrientes, desencadenan cambios en el tipo de vegetación y su estructura. Además, pueden modificar, en el corto y mediano plazo, al clima local, a los procesos ecosistémicos, y a la tasa de emisión de gases y partículas (Harper *et al.*, 2018). También cambian las coberturas del suelo, teniendo como consecuencia la pérdida de los servicios ecosistémicos que ofrecían las coberturas terrestres antes de la ocurrencia de los mega-incendios, siendo la pérdida aún más crítica cuando los incendios ocurren cerca de zonas urbanas o áreas muy pobladas (De la Barrera *et al.*, 2018; Bowman *et al.*, 2018).

Los impactos de los incendios en los ecosistemas son complejos, variados y afectan a una serie de importantes servicios ecosistémicos. Estos servicios son los beneficios que ofrecen los ecosistemas y los paisajes para el bienestar de las personas (Hossu *et al.*, 2019). Existen distintos tipos de servicios, incluyendo, servicios de provisión que son los productos tangibles de los ecosistemas, como son la producción primaria y secundaria, ciclo de nutrientes, retención de nutrientes, encontrado en la provisión de agua subterránea, madera, alimentos y más; servicios de regulación son los beneficios que se obtiene de los ecosistemas como lo es la filtración del aire, polinización, purificación del agua, control de erosión, entre otros; servicios culturales son los beneficios no materiales, que se relaciona muy directamente con las personas porque implican un contacto directo con los ecosistemas o bien una valoración de ellos, y servicios de soporte que son los necesarios para mantener los otros servicios (Millenium Ecosystem Assessment, 2005; Inostroza *et al.*, 2020; De la Barrera *et al.*, 2015; Burkhard & Maes, 2017). Todos estos servicios son dependientes de la estructura y los procesos que sustentan las funciones de los ecosistemas, que son la capacidad o el potencial para prestar servicios (Vihervaara *et al.*, 2017). Los servicios ecosistémicos pueden provenir tanto de ecosistemas silvestres (p. ej. bosques, humedales, lagos), como de ecosistemas transformados o antropizados (p. ej. tierras agrícolas, plantaciones forestales) (Inostroza *et al.*, 2020). Y dada la relación dependiente y parcialmente



simbiótica entre humanos y naturaleza, se enfatiza el papel de las personas en los sistemas socioecológicos, para reconocer, evaluar y manejar la mantención de servicios de soporte, servicios de regulación, servicios de aprovisionamiento y servicios culturales (Deng et al. 2015).

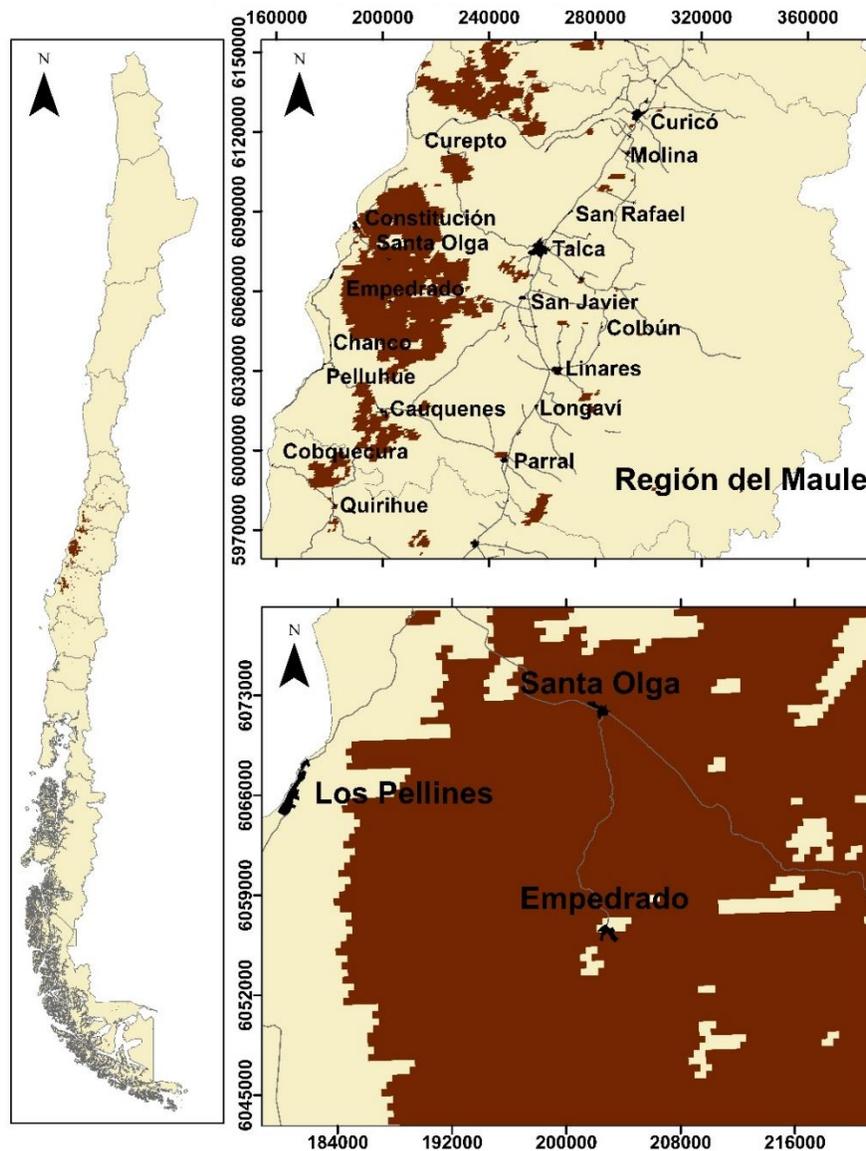
Con respecto a los paisajes mediterráneos, el fuego es un componente integral en estos ecosistemas desde, al menos, el Mioceno. Los seres humanos han utilizado los incendios en la región mediterránea hace decenas de miles de años, como instrumento de gestión para eliminar árboles y arbustos y para abrir espacio a tierras de cultivo y pastoreo, dando lugar a paisajes heterogéneos y diversos. Sin embargo, desde el siglo XX el cambio climático y las condiciones meteorológicas favorables para los incendios que genera, junto al cambio de uso de suelos que favorece una cubierta dominante que es altamente combustible, homogénea e incluye vegetación pirrófitas, han generado una modificación en los regímenes de incendios hacia un aumento de su frecuencia y magnitud, haciendo a los paisajes mediterráneos aún más propensos a incendios forestales (Lasanta *et al.*, 2018; De la Barrera *et al.*, 2018; San Miguel-Ayanz *et al.*, 2013).

En Chile, la ocurrencia de incendios y mega-incendios forestales ha aumentado en los últimos años, siendo sus zonas de clima mediterráneo, donde domina la vegetación de tipo esclerófila, las plantaciones forestales y los suelos agrícolas, las más afectadas (Altamirano *et al.*, 2013; Bowman *et al.* 2018). A principios del 2017, mega-incendios afectaron la zona centro-sur de Chile quemando plantaciones forestales, bosques nativos, matorrales, e incluso, asentamientos humanos. La Región del Maule tuvo la mayor superficie quemada con 287.027 de las 529.974 hectáreas afectadas a nivel macrorregional (De la Barrera *et al.*, 2018), siendo el sector costero de la región (incluyendo la Cordillera de la Costa) el más afectado, en parte por su carácter fragmentado y por la masiva extensión de plantaciones forestales (figura 1). El incendio que más afectó esta zona fue denominado “Las Máquinas”, por el nombre del fundo en que se inició, y afectó una superficie de 183.946 ha (Promis *et al.*, 2019). En esta zona se encuentra la micro cuenca del Estero Empedrado (4.600 hectáreas), que antes del incendio estaba dominada por plantaciones de coníferas cubriendo un 62% de la microcuenca, y tenía un 12% de cobertura de bosque nativo y otro 12% de matorrales, entre otras coberturas. La microcuenca fue severamente afectada, con excepción de la parte alta de la microcuenca (figura 2).

En general, cuando ocurren grandes incendios en una cuenca, se pueden interrumpir una amplia gama de servicios ecosistémicos, por ejemplo, vinculados al agua, al afectarse procesos y funciones ecohidrológicas, tales como interceptación, infiltración, evapotranspiración, almacenamiento de agua (Robinne *et al.*, 2019). Asimismo, la pérdida de la vegetación nativa incendiada es un problema a nivel

mundial, que puede tener consecuencias graves para la biodiversidad global, comprometer el almacenamiento de carbono y otros servicios ecosistémicos asociados a especies endémicas (Altamirano *et al.*, 2019). Y dado que el ser humano depende de los ecosistemas y de los servicios que estos prestan, conservar la biodiversidad en sus distintas escalas es primordial para la propia existencia (De la Barrera & Fernández, 2018).

Figura 1. Extensión de los grandes incendios forestales de la temporada 2016-2017.



Fuente: Elaboración propia a partir de datos MODIS Thermal Anomalies/Fire (MOD14A1).



Este trabajo busca analizar la dinámica y estructura del paisaje a lo largo de un periodo de 5 años pre- y post-incendio, para así poder establecer cómo el gran incendio forestal del año 2017 afectó el comportamiento de los servicios ecosistémicos, específicamente en el caso de la micro cuenca Estero Empedrado (Región del Maule). Esto se realizará a través de la indagación de los cambios en la estructura y funcionalidad de este paisaje, incluyendo los servicios ecosistémicos entregados tanto antes del incendio como después del incendio, generando una metodología replicable para otras zonas con clima mediterráneo que hayan sufrido cambios debido a un incendio forestal.

De esta manera, la **pregunta de investigación** que guía el trabajo es ¿Cómo se modifica la dinámica espacial (configuración) y funcional (provisión de servicios ecosistémicos) de un paisaje mediterráneo de Chile Central cuando es afectado por un gran incendio forestal y en qué grado se recupera cuatro años después del incendio?

1.1 Objetivos del trabajo

A partir de la pregunta de investigación se plantea como **objetivo general**: analizar el efecto del incendio forestal ocurrido el año 2017 en la microcuenca del Estero Empedrado sobre la configuración espacial del paisaje pre-incendio (2016-2017) y post-incendio (2017-2020) y cómo esto influye en la provisión de múltiples servicios ecosistémicos interanualmente.

A su vez, los objetivos específicos son:

- Determinar la estructura y dinámica espacial del paisaje de la microcuenca Estero Empedrado en un periodo de 5 años, utilizando técnicas de teledetección.
- Evaluar los efectos de los cambios en la estructura del paisaje sobre la provisión de múltiples servicios ecosistémicos, utilizando una aproximación biofísica basada en consulta a expertos y realizando una comparación interanual de 5 años, pre-incendio, inmediatamente después del incendio y 3 años después del incendio
- Categorizar el estado de recuperación de los servicios ecosistémicos que se proveían en la microcuenca antes del incendio, considerando el cambio post-incendio durante 4 años.

2. MARCO DE REFERENCIA

2.1 Paisaje dinámicos y funcionales

2.1.1 Evaluación y gestión de la estructura del paisaje

La ecología del paisaje estudia cómo la estructura del paisaje o arreglo espacial de los componentes del paisaje afecta a los procesos que determinan el funcionamiento de los paisajes a partir de la interacción entre los ecosistemas que lo componen. La estructura de un paisaje tiene dos componentes que es la cantidad de entidades posibles (composición) y su disposición espacial (configuración). Por ejemplo, la cantidad de bosque o humedales, la longitud del borde o la densidad de carreteras son aspectos de la composición del paisaje. La yuxtaposición de los diferentes elementos del paisaje y las dimensiones de los fragmentos del hábitat son aspectos de la configuración del paisaje (Wiens & Moss, 2005). Los paisajes se caracterizan por la disposición espacial de los elementos del paisaje, como operan los procesos ecológicos dentro de la estructura del paisaje y la dinámica del cambio como lo son las perturbaciones y recuperaciones del paisaje (Gustafson, 2002).

Los patrones espaciales controlan los procesos ecológicos a todas las escalas. Los paisajes son mosaicos de parches que difieren en propiedades ecológicamente importantes (Chapin *et al.*, 2011). Cuantificar y analizar los patrones es una parte fundamental para determinar las relaciones entre patrones y procesos del paisaje. Los patrones del paisaje son el resultado de procesos físicos y culturales que actúan simultáneamente en una amplia región geográfica (Delcourt, 2002; Gergel & Tuner, 2002). Observamos al paisaje como un mosaico de elementos relacionados entre sí, donde la disposición espacial afecta los procesos ecológicos que operan en él (Haines-Young, 2005). Los datos espaciales con los que se estudia el paisaje proceden de diversas fuentes, como lo son muestreos en campo, fotografías aéreas, mapas topográficos, imágenes satelitales y/o generados por SIG (Gergel *et al.*, 2002).

Los estudios de paisaje o la escala de paisaje ayudan a generar estrategias para la conservación y/o gestión de los recursos naturales. La escala de trabajo es fundamental en estudios de paisaje, cambiar la escala de observación, puede cambiar la función del objeto de estudio. La escala se mide por dos factores que son tamaño y resolución. Un aumento o disminución del tamaño o extensión usados para hacer una observación pueden influir en la forma en que aparece una entidad, o en las conclusiones que se obtienen sobre la dinámica de un conjunto de observación (O'Neill & Smith, 2002). Una de las opciones utilizadas para estudios de paisaje es la teledetección para cartografiar, monitorear y gestionar. La teledetección es la ciencia que consiste en reunir información espacial sobre la



superficie de la Tierra (así como sobre los océanos y la atmósfera) a distancia, mediante fotografía aéreas o mediante sensores en satélites (Coops & Tooke 2017).

2.1.2 Perturbaciones que modifican la dinámica del paisaje

Perturbación se puede definir como cualquier acontecimiento relativamente discreto que perturbe la estructura de un ecosistema, comunidad o población y cambie la disponibilidad de recursos o el entorno físico (Hulton VanTassel *et al.*, 2015). Las perturbaciones tienen una directa relación con los patrones del paisaje pues responden y crean heterogeneidad espacial. Estudiar la dinámica de las perturbaciones es importante para la conservación de los recursos naturales y biodiversidad (Turner & Simard, 2017). Las perturbaciones en el paisaje generan parches, distintas zonas con condiciones diferentes, donde el carácter irregular de un mosaico es el resultado de la interacción de la perturbación pasada y la heterogeneidad del entorno abiótico, además las perturbaciones son una causa importante de las fluctuaciones a largo plazo de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Gustafson, 2002; Chapin *et al.*, 2011).

Los procesos ecológicos que sostienen la diversidad biológica de los bosques operar a través de una gama de escalas espacio-temporales, las cuales reflejan el régimen de perturbación natural del ecosistema forestal (Wardlaw *et al.*, 2018). Las perturbaciones naturales cumplen una serie de funciones importantes en los ecosistemas forestales, como contribuir a su capacidad de adaptación y fomentar la diversidad biológica, por lo que las perturbaciones naturales se consideran cada vez más parte integrante de la gestión de los ecosistemas y la ordenación sostenible de los paisajes forestales en reflejar los procesos a múltiples escalas (Seidl *et al.*, 2018).

Las perturbaciones antrópicas son una de las principales fuerzas que genera los cambios en el paisaje. Donde la relación entre las perturbaciones antrópicas y los patrones del paisaje son de importancia para la conservación y gestión de los ecosistemas, mitigación de los conflictos entre el desarrollo socioeconómico y la protección del medio ambiente (Zhou *et al.*, 2018; Wardlaw *et al.*, 2018).

Una importante consecuencia de una perturbación en ecosistemas forestales es que alteran su composición, estructura y funcionamiento, además de la creación del efecto de borde, que está relacionada con la reducción del hábitat interior (Gustafson, 2002; Dobor *et al.*, 2018). El uso de los recursos naturales y los regímenes de perturbaciones alteran abrupta y continuamente la estructura de los bosques y dificultan la provisión continua de servicios ecosistémicos (Seidl *et al.*, 2018).

Los incendios forestales son una perturbación natural de los ecosistemas mediterráneos, que contribuyen a la formación de hábitats con diferentes estructuras, manteniendo la heterogeneidad del paisaje. Pero el impacto de los incendios sobre la estructura del paisaje es muy complejo y variable dependiendo del régimen de perturbación, el tipo de regeneración post-incendio y las condiciones climáticas, entre otras (Vallecillo, 2009).

2.1.3 Paisaje y su relación con el estudio de los servicios ecosistémicos

Los ecosistemas son capaces de proveer una serie de beneficios para el ser humano, por lo que estos sean considerados para la gestión sostenible de los recursos es fundamental, especialmente donde nos encontramos en una época de aumento de población y de consumo, generando grandes y rápidos cambios en el medio ambiente (Chapin *et al.*, 2011). Los ecosistemas evolucionan y reaccionan a los diferentes impulsores de cambio tanto humanos como ambientales. Esta evolución puede dar lugar a efectos acumulativos para los ecosistemas, pero también puede permitir la determinación de la influencia de drivers específicos en relación a funciones ecológicas concretas. Por esto la importancia del análisis de tendencias, la contribución para entender las vías de desarrollo pasadas y actuales para crear conocimiento sobre el futuro de los ecosistemas (Guerra *et al.*, 2017).

La cubierta terrestre sirve como indicador para el estudio de los servicios ecosistémicos es importante poder tener definidos los ecosistemas presentes en el paisaje, estos se pueden generar de manera apropiada de imágenes satelitales o de mapas ya existentes de usos de suelo o coberturas. Este tipo de mapas puede ser refinado temáticamente proporcionando detalles e información sobre las características naturales de los ecosistemas y su biodiversidad (Erhard *et al.*, 2017).

2.2 Incendios forestales en el paisaje

2.2.1 Incendios forestales en paisajes mediterráneos

Los incendios forestales son un fenómeno natural en muchos tipos de cubierta vegetal y ecosistemas forestales, pero actualmente los seres humanos los empeoran con sus actividades, que se están convirtiendo en la causa predominante de los incendios y están aumentando los combustibles forestales disponibles, como por ejemplo con plantaciones de especies inadecuadas en zonas de alto riesgo, al construir junto a los bosque o en ellos, aumentando el riesgo para las personas, los bienes y a la propagación de los incendios (Tedim *et al.*, 2020).

En el mundo prácticamente ninguna región con vegetación está exenta a los incendios forestales, sin embargo, las regiones de clima semiárido o de clima mediterráneos los incendios forestales son fundamentales en la ecología y la evolución de la flora y a la vez un importante agente de perturbación (Urrutia-



Jalabert et al., 2018), pero también son la mayor perturbación económica desde una perspectiva socioeconómica y ecológica, es uno de los principales problemas ambientales y son más propensas a estos, además su frecuencia y gravedad han aumentado en las últimas décadas y se estima que esto siga aumentando en los próximos años, afectando la composición y estructura de bosques naturales y plantaciones forestales (Lasanta *et al.*, 2018; Castillo *et al.*, 2017; Massetti, 2019; Castillo *et al.*, 2020; Promis *et al.*, 2019). Los países más afectados se encuentran China en 1987, Portugal en 2003 y 2005, Australia 2003 y 2009, Grecia 2007, Canadá 2016 y Australia para la temporada 2019-2020, esta frecuencia que va en aumento se le atribuye principalmente a la acumulación de combustible promovida por el abandono de tierras y a las alteraciones ecológicas desencadenadas por el cambio climático, que contribuye a la sequedad de la vegetación y a incrementar la incidencia de incendios extremos (Pliscoff *et al.*, 2020; Bowman *et al.*, 2018). Los incendios forestales no son exclusivamente un fenómeno climático, también tienen dimensiones biológicas y humanas. Por ejemplo, algunos tipos de vegetación como pastos altos y eucaliptos, son intrínsecamente más inflamables que otros, la ignición humana, la extensión de incendios y los usos del suelo como plantaciones y urbanización, afectan la probabilidad de que se produzcan incendios (Bowman *et al.*, 2018).

2.2.2 Efectos de los incendios forestales en la provisión de servicios ecosistémicos

Los incendios en los ecosistemas son complejos y variados y afectan a una serie de importantes servicios ecosistémicos, puesto que el fuego tiene la capacidad de afectar el estado físico-químico y ecológico de los sistemas hídricos, alterar muchos aspectos del ciclo del carbono y desencadenar cambios en el tipo y estructura de la vegetación (Harper *et al.*, 2018). La severidad de los incendios es definida como la magnitud del cambio ecológico causado por el fuego y es uno de los factores más críticos para determinar el efecto ecológico de los incendios en los ecosistemas (García-Llamas *et al.*, 2019).

Los incendios forestales son una perturbación abiótica que ha afectado el suministro de agua y la capacidad de recuperación de los bosques. El fuego sea natural o no, tiene un doble efecto sobre la capacidad de los ecosistemas para beneficiar a los seres humanos. Los incendios naturales frecuentes de baja gravedad pueden ayudar a mantener una buena salud de los ecosistemas forestales, los incendios son cada vez más grandes y graves pueden generar daños mucho más complejos (Robinne *et al.*, 2019). Algunas zonas del mediterráneo se encuentran especies autóctonas que están adaptadas a los incendios, con una biomasa menos inflamable y son capaces de recuperarse después de un incendio, entonces pueden reducir la escala espacial y la intensidad de un incendio, considerándose que prestan un servicio de regulación de incendios. Por el contrario,

las especies exóticas con abundante biomasa combustible y en continuidad horizontal o vertical, pueden aumentar la intensidad del fuego y no proporciona un servicio si no una pérdida del servicio ecosistémico (Depietri & Orenstein, 2020).

2.2.3 Incendios forestales en Chile

En Chile estudios muestran que el número de incendios ha aumentado, pero no así la superficie quemada esto al año 2016, también se ha demostrado que el número de incendios, su duración y la duración de la temporada de incendios aumentaron, además desde 1953 al 2017 tuvo un promedio de 4.346 incendios por año, afectando un promedio de 58.053 hectáreas (Castillo *et al.*, 2020).

En el verano del año 2017 ocurrieron grandes incendios que afectaron la zona central y sur del país, con devastadores consecuencias, que incluyen la pérdida de al menos 12 vidas humanas, daños a ecosistemas agrícolas y forestales y a ecosistemas naturales que son de relevancia global para la conservación de la biodiversidad y que en su mayoría ya se encontraban con superficies reducidas, niveles de perturbación importantes y con hábitats altamente fragmentados (Valencia *et al.*, 2018; Pliscoff *et al.*, 2020). En total, se existieron 91 zonas quemadas en 5 regiones administrativas cercanas en su mayoría a la costa. La superficie total quemada fue de 555.381 hectáreas, caracterizándose como mega incendios aquellos que superaron la superficie quemada de 40.000 hectáreas. Las coberturas más afectadas fueron plantaciones forestales con 223.605 ha, matorrales nativos con 187.906 ha y bosques nativos con 60.995 ha (De la Barrera *et al.*, 2018).

Los factores que se consideran como impulsores de la ocurrencia y extensión de los incendios forestales en Chile Central son factores físicos, climáticos y bióticos como lo son la elevación, pendiente, el tipo de vegetación, también factores humanos como densidad de población, aumento de la ocupación humana de la interfaz urbano-rural y la extensión de las plantaciones de especies exóticas que son ricas en combustible lo que influye junto con condiciones climáticas más cálidas y secas en la frecuencia y magnitud (Castillo *et al.*, 2020).

La región del Maule fue el ecosistema más dañado en los incendios del año 2017 con 287.027 hectáreas incendiadas. Esta región cuenta con la mayor extensión de plantaciones forestales quemadas con 145.554, también con la mayor superficie quemada de matorrales con 91.234 ha y también de bosque nativo con una superficie quemada de 25.263 ha (De la Barrera *et al.*, 2018). El incendio denominado “Las Máquinas” fue uno de los de mayor impacto y afectó diferentes ecosistemas, especialmente plantaciones forestales, praderas y matorrales y bosques nativos de tipo esclerófilo y caducifolio, duró 21 días y con 184.000 hectáreas incendiadas en las comunas de Empedrado, Cauquenes, Constitución y



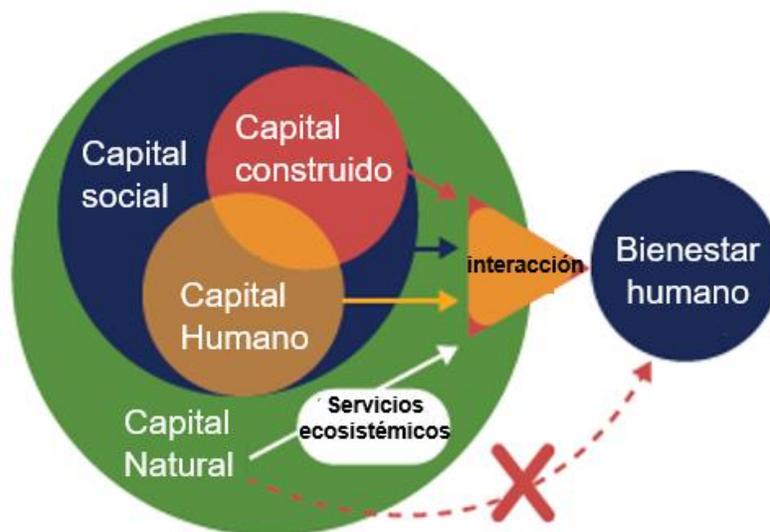
San Javier. Además, este ecosistema ya se encontraba fuertemente fragmentado y rodeado por plantaciones forestales (Valencia *et al.*, 2018; Promis *et al.*, 2019).

2.3 Servicios ecosistémicos del paisaje

2.3.1 Importancia de los servicios ecosistémicos

Los servicios ecosistémicos se originaron como un concepto que refleja el valor de la naturaleza para los seres humanos y proporciona razones adicionales para la protección y la gestión sostenible de los ecosistemas (Syrbe *et al.*, 2017). Estos se definen como los beneficios que los humanos obtienen de la naturaleza, el cual cada vez se está integrando más a las políticas públicas en especial a las relacionadas con el medio ambiente y biodiversidad (Roche & Campage, 2019). Es por este bienestar que proveen al ser humano es que la humanidad depende en gran medida del buen funcionamiento de los ecosistemas y del capital natural (figura 2), que son la base de un flujo constante de servicios ecosistémicos de la naturaleza a la sociedad y este vínculo entre los ecosistemas naturales el bienestar humano y los servicios ecosistémicos son el puente entre el mundo humano y natural y que solo los humanos están virtualmente separados de este mundo natural (Burkhard & Maes, 2017; Groot *et al.*, 2017).

Figura 2. Representación de las relaciones de dependencia del bienestar humano del capital natural, social, construido y humano.



Fuente: Groot *et al.*, 2017.

Las personas siempre han dependido de la naturaleza, pero para las sociedades modernas es difícil ver que aún lo hacemos. Es por esto que se argumenta que nuestra incapacidad de reconocer el valor de la naturaleza y la

contribución que la biodiversidad hace para nuestro bienestar, explica en parte el comportamiento perjudicial con el medio ambiente (Potschin & Haines-Young, 2017). Los ecosistemas y la sociedad están estrechamente conectados dentro de un sistema socio-ecológico, donde el flujo desde el ecosistema hacia la sociedad se genera a través del suministro de servicios ecosistémicos. El flujo de regreso al sistema es la influencia de la sociedad al ecosistema generada por los drivers y la gobernanza (Schneiders & Müller, 2017).

Como se muestra en la figura 6, el modelo de cascada vincula los procesos ecológicos con elementos del bienestar humano siguiendo un patrón similar al de una cadena de producción (La Notte et al., 2017), muestra el camino que va desde las estructuras y procesos ecológicos en un extremo hasta el bienestar de las personas en el otro. Este modelo es una forma de ampliar el concepto de ecosistema para incluir a las personas y se podría describir como un sistema socio-ecológico. Por lo que no solo implica el estudio de la ecología, sino también prácticas sociales, gobernanza, estructuras institucionales, tecnología y de lo más importante como lo valoran las personas (Potschin & Haines-Young, 2017).

El aspecto estructural de los ecosistemas está relacionado con las características espacio-temporales de los elementos bióticos y abióticos. Los rasgos centrales de este punto de vista son los componentes de la biodiversidad que desempeñan un papel importante para el apoyo de los servicios ecosistémicos (Schneiders & Müller, 2017). Muchos de los servicios ecosistémicos se han degradado a nivel mundial desde mediados del siglo XX, inconscientemente buscando satisfacer sus deseos y necesidades (Chapin et al., 2011).

2.3.2 Tipos de servicios ecosistémicos

La categorización y descripción de los servicios ecosistémicos es la base para medirlos, cartografiarlos y valorarlos. CICES (*The Common International Classification of Ecosystem Services*) ha ayudado a definir los indicadores y a cartografiarlos, categorizando a los servicios ecosistémicos en servicios de “aprovisionamiento”, “regulación” y culturales” (figura 3) (Potschin & Haines-Young, 2017).

Los servicios de aprovisionamiento son bienes y servicios tangibles que todos los seres humanos utilizan, comercializan o intercambian directamente. Se pueden agrupar en nutrición, materiales y energéticos. Estos servicios se suelen producir y consumir o utilizar en diferentes lugares, que por lo general se transportan del lugar de producción (oferta) al lugar de consumo (demanda), siendo más común y fácil cartografiar la oferta ya que es espacialmente explícita y depende directamente de la estructura y el funcionamiento del ecosistema (Kruce & Petz, 2017).



Los ecosistemas regulan nuestro medio ambiente controlando o modificando los flujos de materia y energía que componen nuestro entorno. Ayudan a proporcionar aire y agua limpia mediante la eliminación de contaminantes. Regulan el clima global y local, mantienen los hábitats de especies que apoyan la producción de cultivos o que suprimen las plagas y enfermedades. Estos son servicios que no son consumidos directamente como un bien por las personas, pero los servicios de regulación proporcionan muchos beneficios al mantener un entorno seguro y habitable, al apoyar a los sistemas de producción de alimentos o el procesamiento y eliminación de contaminantes (Maes et al., 2017).

Los servicios culturales unen elementos de conceptos sociales y ecológicos. Son beneficios intangibles de la naturaleza relacionado con percepciones, actitudes y creencias humanas. Las personas obtienen de los ecosistemas enriquecimiento espiritual, desarrollo cognitivo, reflexión, recreación y experiencias estéticas. Las percepciones pueden deferir significativamente, de persona a persona como de un área y cultura a otra, por lo que estos servicios no son de fácil transferencia de un lugar u otros entornos. También son típicos de estos servicios los valores relacionales que se refieren a la identidad cultural y bienestar derivados de las relaciones de las personas con la naturaleza y mediadas por lugares particulares (Kopperoinen et al., 2017).

Figura 3. Tipos de servicios ecosistémicos y sus beneficios.



2.3.3 Valoración de servicios ecosistémicos basada en expertos

Los servicios ecosistémicos son fenómenos espacio-temporales donde su oferta, flujo y demanda puede vincularse a unidades geográficas (Burkhard, 2017).

Uno de los métodos más flexibles y de rápida implementación para evaluar y cartografiar los servicios ecosistémicos, es el uso de matrices que vinculan los tipos de uso del suelo o coberturas del suelo con un puntaje de su capacidad, uso, demanda entre otros conceptos. Este método ha sido propuesto y utilizado por diversos autores (p. ej. Burkhard, 2009, Müller et al., 2020; Roche & Campage, 2019; Geange et al., 2019; Echeverría *et al.*, 2018; Campagne et al., 2017; Montoya-Tangarife *et al.* 2017). Además, es un método adaptable a diferentes fuentes de datos y técnicas de modelación (Roche & Campage, 2019). Las matrices de hojas de cálculo se combinan con SIG para producir cartografías de oferta y/o demanda de servicios ecosistémicos, lo que consiste en combinar capas de coberturas y valores para la provisión de servicios ecosistémicos proporcionando cartografías de provisión a través de un área de estudio (Dunford *et al.*, 2017). Los pasos básicos para la aplicación de la matriz incluyen (Burkhard, 2017):

1. Selección del área de estudio de los servicios ecosistémicos;
2. Selección de las unidades espaciales geo-biofísicas;
3. Recopilación de datos espaciales;
4. Selección de los servicios ecosistémicos pertinentes;
5. Definición de indicadores adecuados para la cuantificación de los servicios ecosistémicos;
6. Cuantificación de los indicadores de servicios ecosistémicos;
7. Normalización de los valores del indicador de servicios ecosistémicos a la escala relativa de 0 a 5;
8. Interconectar unidades geoespaciales y los valores de servicios ecosistémicos en la matriz;
9. Vinculación de las clasificaciones de 0-5 a las unidades geoespaciales para crear cartografías; y
10. Interpretación, comunicación y aplicación de las cartografías resultantes.

Para este estudio se usará la adaptación presentada en la infraestructura ecológica de la región del Maule (Echeverría *et al.*, 2018), la cual contiene:

- Selección de unidades espaciales geobiofísicas relevantes como símiles a ecosistemas y generación de datos espaciales adecuados.
- Selección de SE relevantes.
- Evaluación de la capacidad de provisión de SE.
- Normalización de los indicadores de SE a una escala relativa.



- Unión espacial de las unidades geoespaciales y valores de SE escalados y construcción de mapas.
- Interpretación, comunicación y aplicación de mapas de SE resultantes.

La valoración basada en expertos, se utiliza comúnmente como sustituto de los datos empíricos en muchos campos de la investigación ecológica, los expertos utilizan una combinación de observaciones sobre el área de estudio, conocimientos y para generar información cuantitativa (Roche & Campagne, 2019).

Las cartografías de los servicios ecosistémicos se hacen para un amplio conjunto de propósitos, tales como concienciación, toma de decisiones, evaluación de ecosistemas, establecer prioridades, diseño de instrumentos, responsabilidad económica y análisis espacial. Como requisitos se tienen la resolución espacial y temporal, la exactitud y fiabilidad y la facilidad de comprensión (Jacobs *et al.*, 2017). Muchos servicios ecosistémicos se enfrentan a presiones espaciales explícitas, por lo tanto, las cartografías ayudan a descubrir los riesgos de los ecosistemas, el uso insostenible, impactos perjudiciales en el paisaje, flujos espaciales deteriorados de los servicios y desajustes entre la oferta y la demanda, indicando donde se debe mejorar la provisión y donde priorizar la conservación de la naturaleza y la biodiversidad (Syrbe *et al.*, 2017). Las cartografías de los servicios ecosistémicos constituyen una herramienta muy importante para llevar los servicios ecosistémicos a una aplicación práctica, ayudan a comunicar la información espacial y son útiles para fomentar la conciencia sobre las áreas de oferta y demanda, educación ambiental y proporcionar información sobre flujos interregionales de bienes y servicios ecosistémicos. Además, las cartografías son instrumentos imprescindibles en la planificación del paisaje, la gestión de recursos ambientales y la optimización de los usos de suelo (Burkhard & Maes, 2017). Los ecosistemas son espacialmente explícitos y también lo son sus condiciones y su capacidad para proporcionar los servicios ecosistémicos. Los diferentes ecosistemas entregan varios paquetes de servicios ecosistémicos en diferentes cantidades y calidades, y en ocasiones se consumen o utilizan en otros lugares. Por lo que cartografiar los servicios ecosistémicos sirve para cuantificar y sumar las existencias y los flujos de los servicios a diferentes escalas espaciales (Maes, 2017).

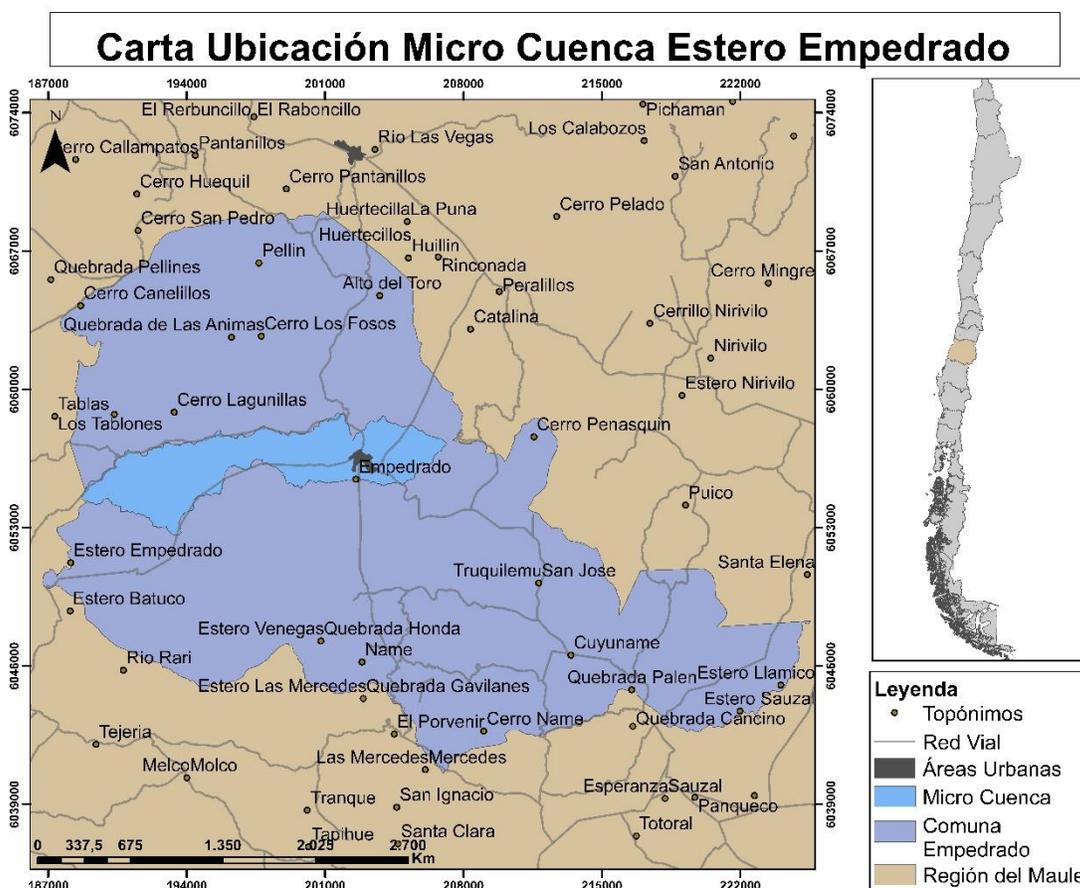
La cuantificación biofísica es la medición de los servicios ecosistémicos en unidades biofísicas. Esta se centra en la medición de las estructuras, procesos y flujos de los servicios ecosistémicos (lado izquierdo o lado de la oferta de la cascada). Para la cuantificación se necesita abordar dos preguntas que son: ¿Qué medimos y cómo medimos? (Figura 5). Los indicadores de los servicios ecosistémicos se utilizan para vigilar el estado o las tendencias de los ecosistemas y la prestación de servicios ecosistémicos en un intervalo de tiempo determinado (Vihervaara *et al.*, 2017).

3. METODOLOGÍA

3.1 Área de Estudio

La microcuenca Estero Empedrado se encuentra ubicada en la Región del Maule en la Comuna de Empedrado (Figura 4). Esta comuna cuenta con una superficie de 56.500 hectáreas y una población de 4.225 habitantes esto según datos de la Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo de la Región del Maule, la microcuenca por su parte posee una superficie de 4.644 hectáreas y contiene al poblado de Empedrado.

Figura 4. Carta de ubicación de la Micro Cuenca Estero Empedrado, comuna de Empedrado región del Maule.



La zona posee un clima mediterráneo (Csb) que indica que es un clima templado con estación seca en verano con condiciones térmicas suaves, según la clasificación de Köppen-Geiger modificada por Sarricolea *et al.* (2017).

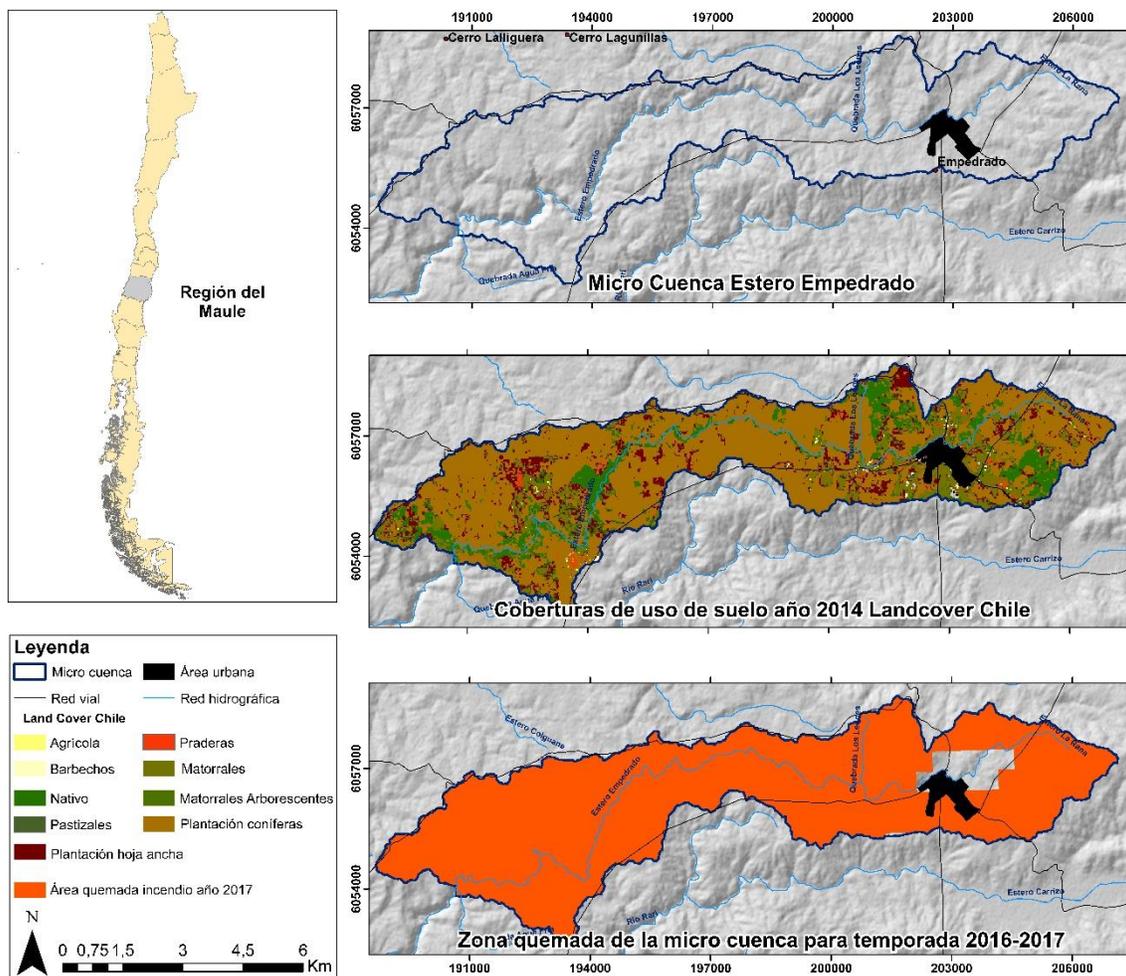
Los bosques y matorrales esclerófilos son la vegetación dominante en la zona mediterránea del centro de Chile. Esta vegetación muestra un predominio de



arbustos altos con hojas esclerófilas y arbustos cortos con hojas xerófilas, arbustos espinosos o suculentos y árboles laurifolios más altos (Castillo *et al.*, 2020).

El área de estudio fue afectada por los incendios ocurridos el año 2017, siendo la parte alta de la micro cuenca la única que no se vio afectada, incluyendo a la localidad de Empedrado. Antes del incendio, la micro cuenca se encontraba dominada por plantaciones forestales y también por varios fragmentos de bosque nativo (figura 5).

Figura 5. Carta base, coberturas de uso de suelo por Landcover Chile año 2014 y área afectada por el gran incendio forestal del año 2017 mediante imágenes satelitales MODIS Thermal Anomalies/Fire (MOD14A1) en la micro cuenca Estero Empedrado.



3.2 Determinación de la estructura y dinámica espacial del paisaje

La teledetección facilita la discriminación de diferentes tipos de cobertura del suelo, mediante las diferentes combinaciones de bandas multiespectrales sensibles a cada tipo de estructura, y las imágenes satelitales permiten contribuir a estudiar la estructura y dinámica del paisaje junto con el impacto de los incendios en la vegetación (Navarro *et al.*, 2008). En este trabajo, la determinación de la estructura y dinámica en el paisaje se sustentó en el uso de tres índices espectrales: NBR1, BAIS-2 y NDVI y en la clasificación de coberturas del suelo. Los dos primeros en función de que los estudios sobre incendios forestales utilizan dos conceptos básicos: intensidad y severidad, estos dos conceptos y sus relaciones permiten determinar la respuesta de la vegetación y las posibilidades de restauración después de un incendio (Castillo *et al.* 2020), esto en función de que nos interesa ver la respuesta de la vegetación y su relación con la provisión de servicios ecosistémicos.

Los índices espectrales fueron calculados en *Google Earth Engine (GEE)* para los años 2016, 2017, 2018, 2019 y 2020, utilizando imágenes Sentinel-2, y considerando dos evaluaciones en cada año que representaron el mes de máximo y mínimo vigor vegetacional. Para elegir las fechas de las imágenes sobre las que se aplicarán los índices, se utilizó la metodología propuesta por Potter & Brooks (1998), donde para la latitud del caso de estudio se debe identificar el mes con mínimas y máximas precipitaciones respectivamente y sumarse dos meses. Así, para el caso de la micro cuenca, el mínimo se basó entre los meses de febrero y marzo y para el máximo entre agosto y septiembre. Para esto se utilizó un promedio de ambos meses con un 20% máximo de cobertura de nubes y en base a esto se calcularon los índices.

3.2.1 Cálculo de índices espectrales

NBR1: Normalized Burn Ratio o índice normalizado del área quemada

Este índice resalta las áreas incendiadas, mediante una diferencia entre los valores obtenidos antes y después del incendio, discriminando las áreas que fueron quemadas y las que no fueron quemadas. Utiliza banda 8A (0,842µm) del infrarrojo cercano (NIR) y la banda 12 (2,190µm) del infrarrojo de onda corta (SWIR) que es útil para la vegetación, ambas sirven para medir vegetación, el vigor y salud de ésta y edad de las plantaciones la primera por la absorción de clorofila y la segunda, denominada borde rojo, que está entre el infrarrojo y el rojo, aún más sensible a la reflectancia de la vegetación. Su fórmula se expresa de la siguiente manera:

$$NBR = \frac{B8 - B12}{B8 + B12}$$



Este índice se calcula para una imagen capturada antes del incendio y en una imagen capturada después del incendio, la imagen pre incendio se mantiene fija para que se pueda realizar una comparación. Luego se realiza un cálculo de la diferencia entre ambos y se obtiene el Δ NBRI. Para la interpretación del índice se usará la tabla del programa FireMon del *United States Geological Survey* (USGS) (tabla 1).

Tabla 1. Rangos para interpretar severidad de los incendios.

Δ NBRI	Severidad
<-0.25	Alta regeneración post-incendio
-0.25 a -0.1	Baja regeneración post-incendio
-0.1 a 0.1	No quemado
0.1 a 0.27	Quemado de baja gravedad
0.27 a 0.44	Severidad moderada-baja
0.44 a 0.66	Severidad moderada-alta
>0.66	Alta severidad

Fuente: USGS

BAIS2: Burned Area Index for Sentinel-2 o Índice de áreas quemadas para Sentinel-2

Este índice usa el concepto de distancia euclidiana de cada píxel de la imagen a un punto de convergencia definido en un espacio bidimensional (Gómez & Martín, 2008). Está diseñado para la cartografía de áreas quemadas y se basa en el comportamiento espectral de los materiales carbonizados y de las cenizas producidos tras un incendio. BAIS2 está específicamente diseñado para aprovechar las características espectrales de Sentinel-2 MSI, adoptando la combinación espectral de bandas que han demostrado ser adecuadas para la detección de zonas quemadas después del incendio. Para realizar el cálculo de este índice se debe aplicar antes y después del incendio forestal, los valores más altos indican las áreas más afectadas por un incendio.

BAIS2 usa la banda 6 (0.740 μ m) (borde rojo), banda 4 del rojo (0.665 μ m), la banda 7 (0.783 μ m) que también es del borde rojo, la banda 8A (0.842 μ m) del infrarrojo cercano (NIR) la banda 12 (2.190 μ m) del infrarrojo de onda corta (SWIR), todas son de utilidad para estudios de vegetación debido a la reflectancia se debe al contenido de humedad del suelo y absorción de clorofila (Filipponi, 2018). La fórmula para este índice se expresa como:

$$BAIS2 = \left(1 - \sqrt{\frac{B6 * B7 * B8A}{B4}} \right) * \left(\frac{B12 - B8A}{\sqrt{B12 + B8A}} + 1 \right)$$

Al igual que en el índice anterior para obtener el delta del índice la imagen pre incendio se mantiene fija.

NDVI: Normalized Difference Vegetation Index o Índice de Vegetación Diferencial Normalizado

Este índice es de los más conocidos y utilizados para medir el estado de la cubierta vegetal. La combinación de la banda 8 del infrarrojo cercano (NIR) y la banda 4 del rojo visible, es utilizada para teledetectar el estado de la vegetación, a través de la relación entre la absorción de la clorofila en la banda roja y la reflectancia del NIR. La fórmula se expresa como:

$$NDVI = \frac{B8 - B4}{B8 + B4}$$

La escala del NDVI va de -1 a 1 con el valor cero representando el valor aproximado bajo el cual empieza la ausencia de vegetación. Los valores negativos representan superficies sin vegetación (Muñoz, 2013).

3.2.2 Clasificación de coberturas del suelo

Las variables continuas que representan los índices espectrales descritos anteriormente, fueron complementados y comparados con variables discretas representadas por clasificaciones de coberturas del suelo. Para estas últimas se realizaron clasificaciones supervisadas en base a imágenes satelitales Sentinel 2, con una resolución de 10 metros, utilizando las bandas 2-3-4-8-8A-11 y 12, además fueron agregados los índices NBRI y NDVI para ayudar en la precisión de las clasificaciones (características de las bandas en la tabla 2), esto para los años 2016, 2017, 2018, 2019 y 2020 respectivamente.

Tabla 2. Características bandas imagines Sentinel 2.

Bandas	Longitud de onda central (µm)	Tamaño de pixel (m)
Banda 1 (<i>Coastal Aerosol</i>)	0,443	60
Banda 2 (<i>Blue</i>)	0,490	10
Banda 3 (<i>Green</i>)	0,560	10
Banda 4 (<i>Red</i>)	0,665	10
Banda 5 (<i>Vegetation Red Edge</i>)	0,705	20
Banda 6 (<i>Vegetation Red Edge</i>)	0,740	20
Banda 7 (<i>Vegetation Red Edge</i>)	0,783	20
Banda 8 (<i>NIR</i>)	0,842	10
Banda 8A (<i>Vegetation Red Edge</i>)	0,865	20
Banda 9 (<i>Water Vapour</i>)	0,945	60



Banda 10 (SWIR-Cirrus)	1,375	60
Banda 11 (SWIR)	1,640	20
Banda 12 (SWIR)	2,190	20

El proceso de clasificación supervisada se realizó en la plataforma *Google Earth Engine*, con una fecha promedio de febrero a marzo para evitar vegetación esporádica y con un porcentaje del 20% como máximo en cobertura de nubes. Se utilizaron un mínimo de 50 puntos de control, esto en función de la superficie de cada cobertura presente en el área de estudio para evitar errores en la clasificación. El clasificador utilizado fue Random Forest es útil para manejar eficazmente conjuntos de datos, construye una gran colección de árboles des-correlacionados, y luego los promedia. Se trata de un algoritmo no paramétrico de aprendizaje automático ampliamente utilizado, que genera y combina un conjunto de árboles de decisión, donde cada uno se genera usando un subconjunto de elementos de entrenamiento diferente en cada iteración, y los nodos se dividen utilizando la mejor de las variables de una muestra aleatoria de estas. El muestreo aleatorio conduce a una mayor estabilidad y una mejor exactitud de la clasificación en comparación con un enfoque único de un árbol de decisión (Liu *et al.*, 2018; Borrás *et al.*, 2017). Además, este clasificador logra una mayor precisión que otros clasificadores usualmente utilizados como support vector machine y maximun likelihood (Liu *et al.*, 2018). Los tipos de coberturas a clasificar se basaron en una simplificación de las categorías propuestas por la infraestructura ecológica del Maule (Echeverría *et al.*, 2018). Conceptualmente, cada cobertura del suelo representó un tipo de ecosistema y así se obtuvo el área de cada ecosistema y su espacialización (tabla 3).

Tabla 3. Coberturas propuestas por I.E. Maule (Echeverría *et al.*, 2018) y coberturas propuestas inicialmente para el área de estudio.

Coberturas utilizadas por la I.E. Maule	Coberturas utilizadas para este estudio
Estepa andina	(Ausente en la microcuenca)
Matorral esclerófilo	Matorrales
Matorral caducifolio	
Bosque esclerófilo costero	Bosque nativo (categorías unidas)
Bosque esclerófilo templado frío	
Bosque caducifolio andino	
Bosque caducifolio costero	
Bosque espinoso	
Bosques cercanos a ciudades	
Bosques cercano a carreteras y autopistas	
Cuerpos de agua	
Ecosistemas ribereños	(Ausentes en la microcuenca)

Ecosistemas telmáticos	
Ecosistemas de playas y dunas	
Ecosistemas andino subnival	
Ecosistemas glaciares	
Ecosistemas sobre corridas de lava	
Ecosistemas agrícolas intensivos	Tierras irrigadas
Plantaciones de latifoliadas exóticas	Plantaciones forestales
Plantaciones de coníferas	
Ecosistemas urbanos	Suelos impermeables
Bosque espinoso quemado año 2017	Áreas Quemadas de baja intensidad y áreas quemadas de alta intensidad
Bosque esclerófilo costero quemado año 2017	
Plantaciones de latifoliadas exóticas quemadas año 2017	
Plantaciones de coníferas exóticas quemadas año 2017	
Praderas antrópicas	Praderas

Fuente: Elaboración propia en base a la I.E Maule. (Echeverría *et al.* 2018).

La disminución de las coberturas propuestas se debe a que, en la extensión de la micro cuenca y conforme a la visita realizada (18-19 de febrero de 2020), no existen todas las coberturas de la Infraestructura Ecológica que se identificaron a nivel regional. El bosque nativo está presente en un porcentaje muy bajo y muchos de los tipos de bosques mencionados no se encuentran en el área de estudio, estos se simplificaron a una sola cobertura de bosque nativo que incluye los matorrales arborescentes nativos; la cobertura denominada ecosistemas agrícolas intensivos se mantuvo, pese a que la zona presentó escasas zonas agrícolas; las plantaciones latifoliadas exóticas junto con las plantaciones de coníferas, fueron agrupadas en una sola clasificación de plantaciones forestales, debido a la poca presencia de plantaciones de eucaliptos. La validación de la clasificación, se realizó en la plataforma GEE reservando 30 % de los puntos de interés para el análisis de la exactitud, calculando la matriz de confusión e índice kappa.

3.2.3 Análisis de los índices espectrales y las coberturas del suelo

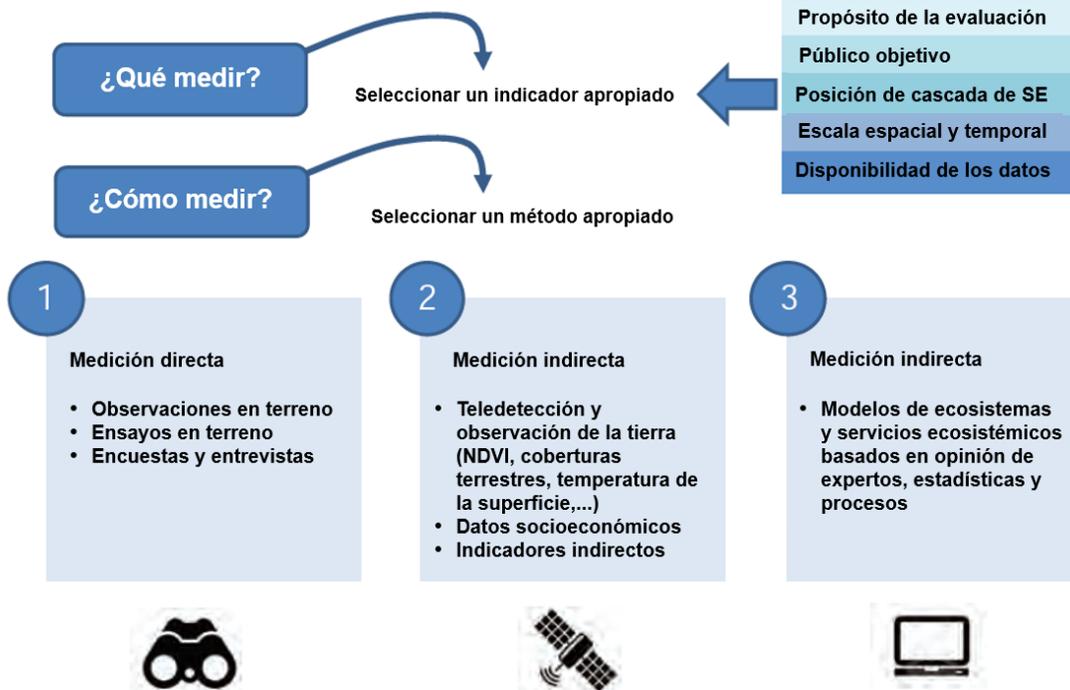
Cada índice calculado fue presentado a través de cartografías y gráficos, que permitieron evaluar el paisaje total y sus variaciones espaciales y temporales como función del efecto del incendio forestal. Los gráficos de los índices se realizaron mediante valores promedio obtenidos de ArcGis con la herramienta *Spatial Analyst Tools – Zonal statistics as table*. Las coberturas de uso de suelos y sus principales cambios fueron presentados en cartografías y los gráficos representan las superficies de cada ecosistema.



3.3 Evaluación de los efectos del cambio del paisaje sobre la provisión de servicios ecosistémicos

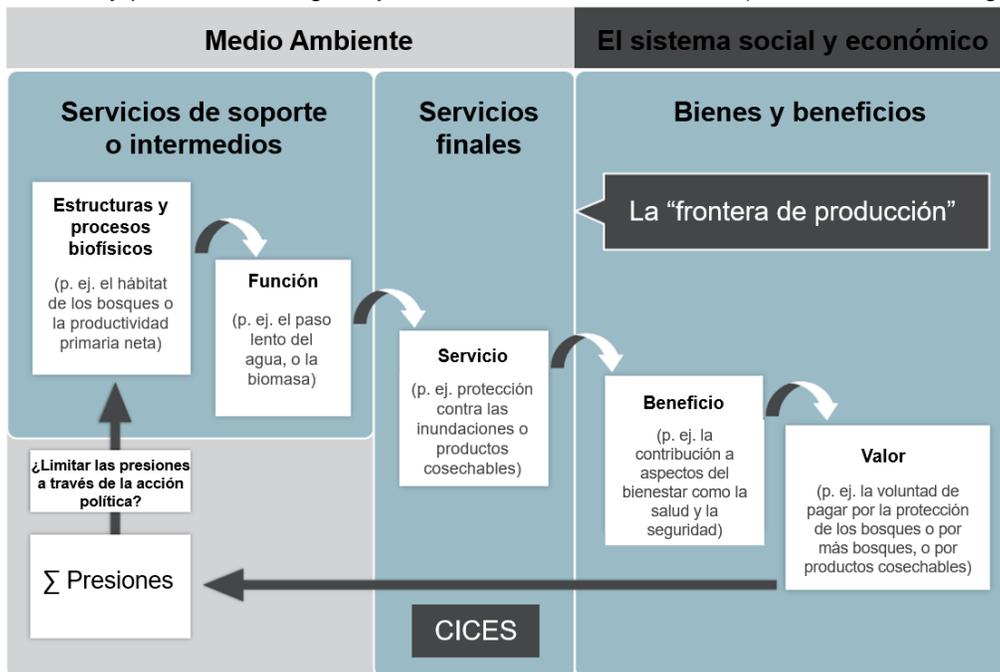
En relación al segundo objetivo, Burkhard & Maes (2017) proponen dos preguntas para la evaluación de los servicios ecosistémicos, la primera es qué medir y la segunda cómo medir (figura 6). La primera pregunta que hace relación a que medir, mediante la selección de un indicador apropiado como lo es la posición de cascada de los servicios ecosistémicos teniendo en cuenta el propósito de la evaluación, el público al cual se quiere llegar, la escala temporal y espacial y la disponibilidad de información. La segunda pregunta que se plantea es como medir, esto mediante un método adecuado, teniendo en cuenta que puede ser de forma directa con trabajo en terreno y/o entrevistas o encuestas, o de forma indirecta como lo es el procesamiento de datos y modelos de ecosistemas y servicios ecosistémicos basados en la opinión de expertos. En respuesta a la primera pregunta se midió la provisión de servicios ecosistémicos de un área determinada, mostrando su condición, tendencias y cambios mediante una posición de cascada de los servicios ecosistémicos (figura 7). Y con respecto a la segunda pregunta, se usó una matriz basada en la opinión de expertos para evaluar la provisión de servicios ecosistémicos de cada tipo de ecosistema presente en el área estudiada.

Figura 6. Cuantificación biofísica de los servicios ecosistémicos, mediante modelo de cascada.



Fuente: Burkhard & Maes (2017).

Figura 7. Modelo de cascada de los servicios ecosistémicos, representa la integración de estructuras y procesos ecológicos junto con el bienestar humano (sistema socio-ecológico).



Fuente: Potschin & Haines-Young (2017).



3.3.1 Valoración de servicios ecosistémicos

Como herramienta se utilizó una matriz de ecosistemas y servicios ecosistémicos construida en base a la desarrollada en el proyecto para elaborar la Infraestructura Ecológica del Maule del año 2018 (Echeverría *et al.*, 2018). Esta matriz está compuesta por valores atribuidos por expertos a la capacidad de cada ecosistema de proveer cada servicio, siguiendo el esquema de la tabla 4 y utilizando un rango de 0 a 5 que sigue la propuesta de Burkhard *et al.* (2009, 2017), donde:

- 0 es nula capacidad de provisión
- 1 es muy baja capacidad de provisión
- 2 es baja capacidad de provisión
- 3 es capacidad media de provisión
- 4 es alta capacidad de provisión
- 5 es muy alta capacidad de provisión para el servicio

Tabla 4. Ejemplo de la matriz de valoración de servicios ecosistémicos.

Servicios Ecosistémicos			Ecosistemas		
División	Clase	Ejemplos	E1	E2	E3
D1	C1	E1			
	C2	E1			
	C3	E2			

Fuente: Infraestructura Ecológica Maule, 2018.

La matriz de evaluación fue adecuada al área de estudio y sometida a una revalidación por parte de cinco expertos. La adecuación estuvo orientada a simplificar el número de ecosistemas en función de la clasificación de coberturas del suelo que se realice. La matriz fue enviada mediante email a los cinco expertos¹, quienes participaron en la elaboración de la matriz original, tienen experiencia en evaluación de servicios ecosistémicos y conocen la estructura y funcionamiento de los ecosistemas del área de estudio. Estos expertos revisaron y ajustaron los valores de la matriz.

3.3.2 Evaluación interanual de cambios

Se combinó la valoración de los servicios de cada tipo de ecosistema (escala cualitativa de 0 a 5) con la clasificación de las coberturas del suelo de los ecosistemas. Así, para cada año hay una clasificación con distintos valores de

¹ Darío Moreira, académico Ing. conservación de recursos naturales Universidad de Concepción; Jocelyn Esquivel, profesional CONAF Región del Biobío; Daniel Rozas, académico geografía Universidad Católica de Temuco; Rodrigo Fuentes, académico Ing. conservación de recursos naturales Universidad de Concepción, Francisco de la Barrera, académico geografía Universidad de Concepción.

cobertura (% del área de la microcuenca) para cada una de las coberturas de suelo, que se integrarán en la tabla 4, quedando como la tabla 5.

Tabla 5. Ejemplo de presentación completa de la matriz de valoración de servicios ecosistémicos, que incluye la superficie de cada ecosistema en los años estudiados, la valoración de la provisión y la provisión de servicios ecosistémicos.

Servicios Ecosistémicos			Ecosistemas			Provisión de cada SE		
División	Clase	Ej.	E1	E2	E3	Año 1	Año 2	Año n
		Superficie de cada ecosistema (AEx) y % de ocupación año 1	AE1 (ha), %AE1			
		Superficie y % de ocupación año 2			
		Superficie y % de ocupación año n			
D1	C1	E1	SE1 (0-5)	$PPSE1 = \sum \%AE_n * SE1$
	C2	E1
	C3	E2
						$PPP = PROM(PPSE1, PPSEn2, PPSEn)$		

Fuente: Elaboración propia en base a Infraestructura Ecológica Maule, 2018.

Se evaluó la provisión potencial de cada servicio ecosistémico (PPSE) a partir del área (% de cobertura en la microcuenca) de cada uno de los ecosistemas en cada año y su potencial de provisión (escala de 0 a 5). Por ejemplo, para el servicio ecosistémico 1 (SE1) se calcula la sumatoria del % del área de cada ecosistema multiplicado, en cada caso, por su capacidad de provisión indicada por expertos.

$$PPSE1 = \sum \%AE_n * SE1$$

A su vez, la capacidad total de provisión de múltiples servicios de la microcuenca (PPP) es representado por el promedio de las capacidades de provisión de cada servicio.

$$PPP = Promedio(PPSE1, PPSE2, PPSEn)$$

La tabla 6 muestra un ejemplo de esta tabla completa para un ejemplo hipotético, siendo el ecosistema 1 (E1) un ecosistema con una alta capacidad de proveer servicios ecosistémicos y que cuando pierde superficie afecta la provisión en el año 2, y a medida que se recupera (año 3) la provisión en todo el paisaje aumenta.

Tabla 6: Ejemplo de matriz de valoración de servicios ecosistémicos aplicada.

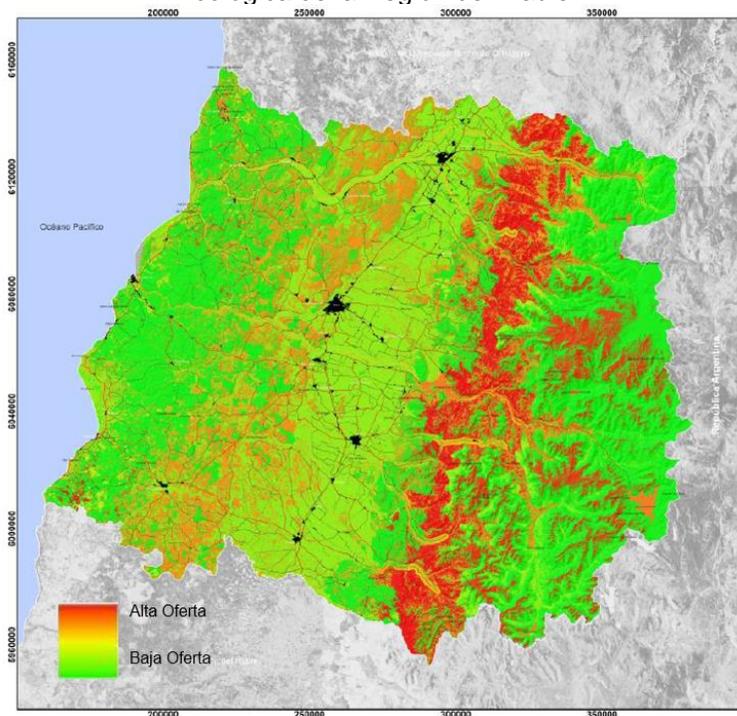
Servicios Ecosistémicos			Ecosistemas			Provisión de cada SE		
División	Clase	Ej.	E1	E2	E3	Año 1	Año 2	Año n
Superficie de cada ecosistema (AEx) y % de ocupación año 1			80%	10%	10%			
Superficie y % de ocupación año 2			10%	30%	60%			
Superficie y % de ocupación año n			20%	40%	40%			
D1	C1	E1	5	2	0	4,2	1,1	1,8
	C2	E1	4	1	0	3,3	0,7	2,4
	C3	E2	3	0	0	2,4	0,6	0,6
						3,3	0,8	1,6

Fuente: Elaboración propia en base a Infraestructura Ecológica Maule, Echeverría *et al.*, (2018).

3.3.3 Elaboración de cartografía de servicios ecosistémicos

Para cada año se elaboró una cartografía de la provisión de servicios ecosistémicos (figura 8) basada en la distribución espacial de los ecosistemas (coberturas del suelo) y su PPSE.

Figura 8: Cartografía oferta potencial de servicios ecosistémicos presentada por la Infraestructura Ecológica de la Región del Maule.



Fuente: Echeverría *et al.* 2018.

3.4 Categorización del estado de recuperación de servicios ecosistémicos post-incendio

Para categorizar el estado de los servicios ecosistémicos luego del gran incendio forestal, en cada año evaluado, se tuvo en cuenta el modelo de cascada, y a cada tipo de servicios ecosistémicos prestado se le otorgó una categoría considerando su comportamiento durante los años posteriores al gran incendio. Se contó con 5 años para el análisis, considerando también la provisión de los servicios antes del gran incendio, para así poder establecer si el servicio se ha mantenido, si ha aumentado o si ha disminuido. Para categorizar la recuperación, se utilizó el estado de los ecosistemas pre incendio (año 2016) y el estado actual de estos (2020) estableciendo una diferencia, calculada en la calculadora ráster des software ArcGis. Una vez categorizados se procedió a cartografiar los resultados.

Finalmente, se evaluó la asociación entre la superficie de cada categoría con los valores promedio arrojados por los tres índices espectrales. Esto mediante una correlación calculada en el *software* SPSS. Esto espera servir como aporte al modelo metodológico que se pueda replicar a mayor escala, en más microcuencas, idealmente basado exclusivamente en índices espectrales y con más que cinco años, para contar con validez estadística.



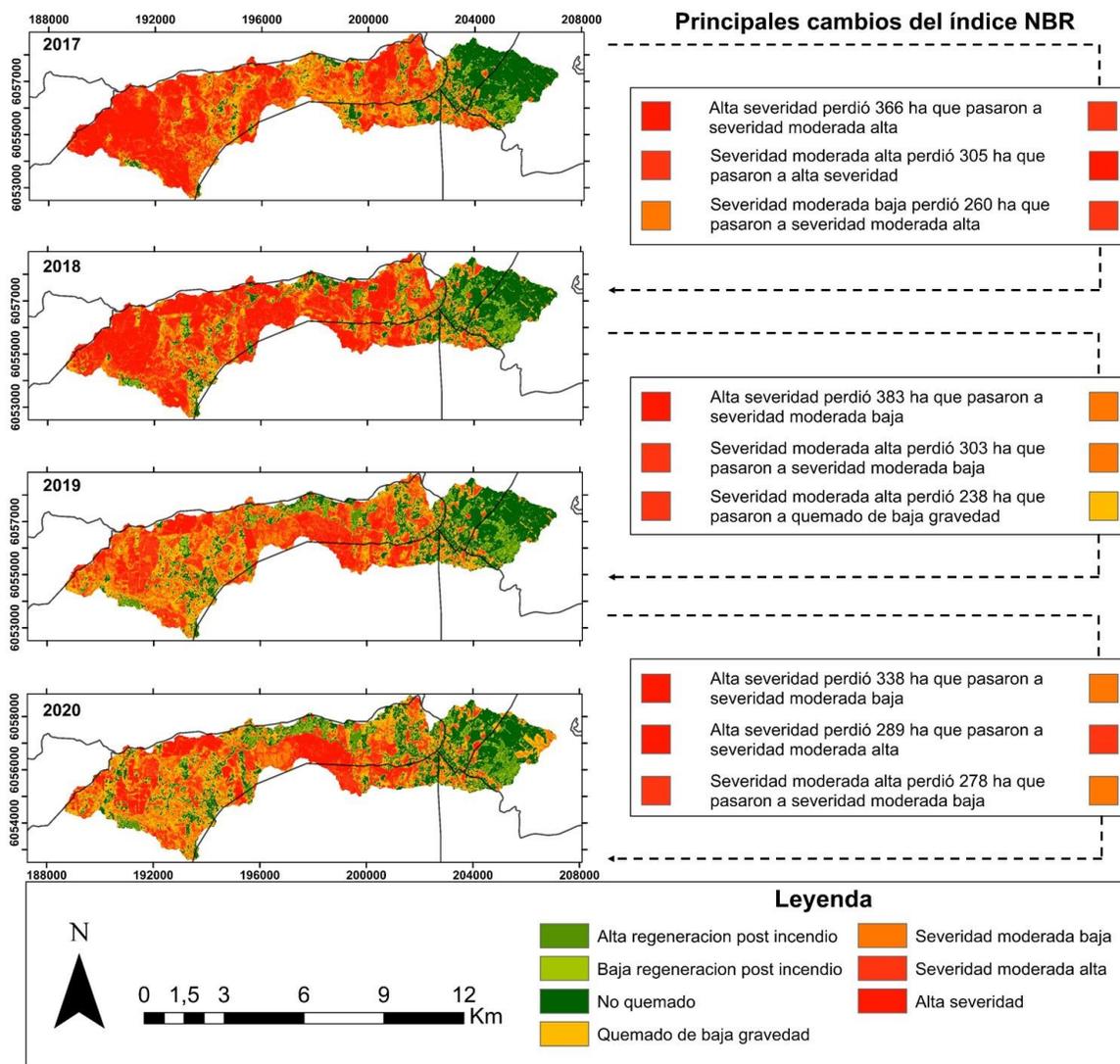
4. RESULTADOS

4.1 Estructura y dinámica espacial del paisaje

4.1.1 Índices espectrales en el paisaje

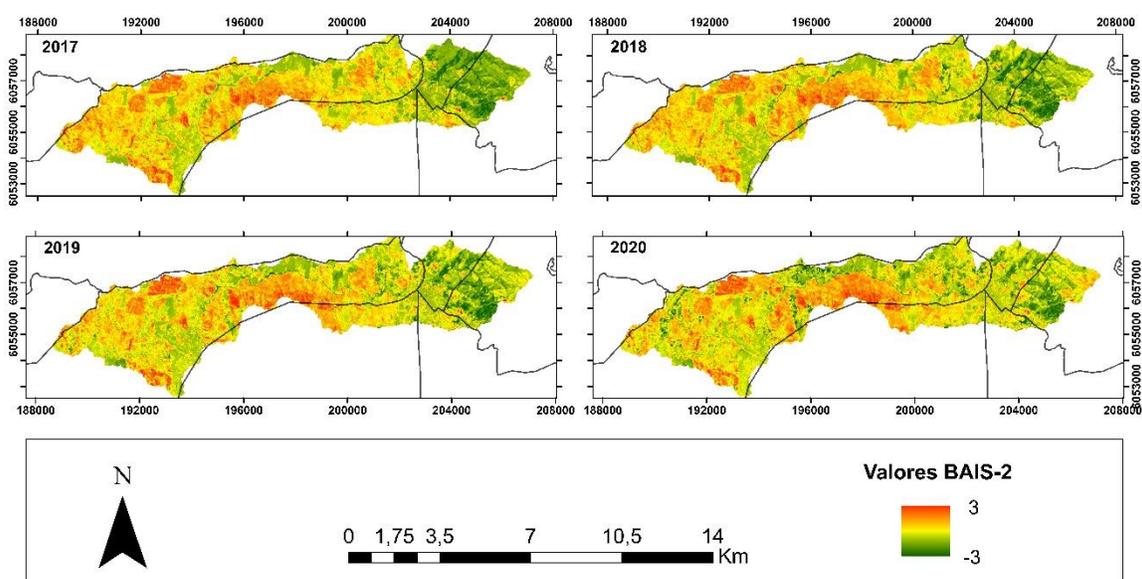
El índice NBRI espacializado (figura 9) muestra que al año 2017 el 64% de su superficie se encuentra con una superficie quemada, sumando severidades tipo alta, moderada alta y baja. Con respecto al primer año de transición se presenta una baja recuperación del paisaje, una gran superficie del paisaje se presenta con una alta severidad y severidad moderada alta y los cambios se mantienen en esas clasificaciones.

Figura 9. Índice de severidad de incendio Δ NBRI y sus principales cambios post incendio 2017.



Para la transición 2018-2019, se puede observar que el paisaje se va recuperando, alta severidad perdió 1.000 ha donde se destaca 383 ha que pasaron a severidad moderada baja, 163 ha quemado de baja gravedad, también severidad moderada alta perdió 326 ha que pasaron a severidad moderada baja y quemado de baja gravedad. En la última transición se puede apreciar que disminuyen las áreas de alta severidad y severidad moderada alta. Además, para el año 2020 las clasificaciones de alta severidad y severidad moderada alta y baja representan el 46% de la superficie y alta regeneración post incendio y no quemado representan un 25%, lo que indica una baja recuperación del paisaje. Para más detalle de las transiciones ver en anexos tabla 12, 13 y 14.

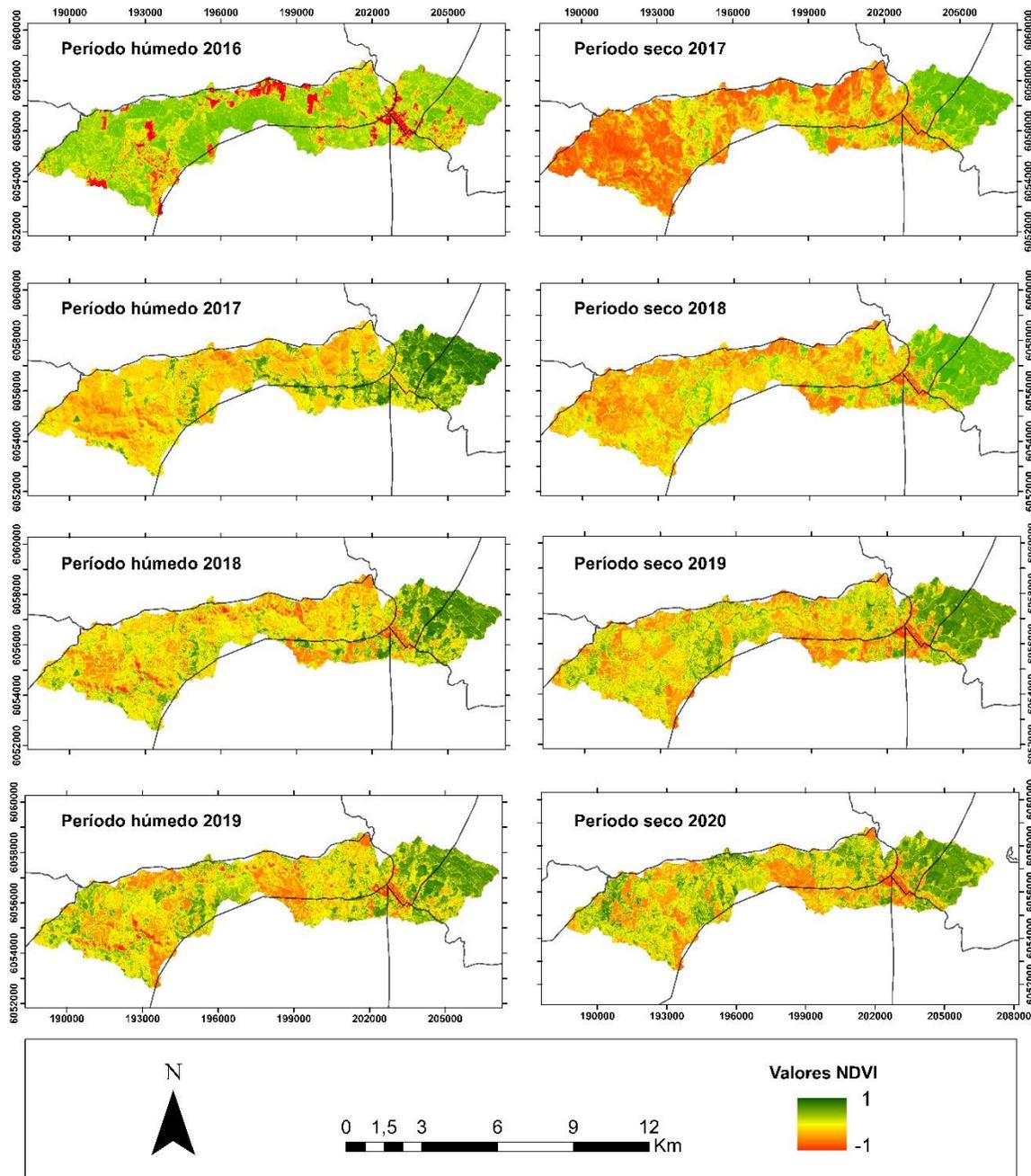
Figura 10. Cambios presentados en el índice de severidad de incendio Δ BAIS-2.



El índice BAIS 2 se muestra espacialmente más sensible a los cambios de vegetación y a la vegetación incendiada (figura 10) que NBRI. Los valores más altos que se muestran en color rojo indican el paisaje incendiado, y en comparación al índice NBRI no muestra cambios tan relevantes en relación a su recuperación del paisaje.



Figura 11. Cambios del índice de vegetación NDVI pre y post Incendio 2017.



Por su parte el índice NDVI espacializado (figura 11) muestra de mejor manera los cambios en el vigor vegetacional de la micro cuenca y también se puede apreciar una similitud con BAIS-2, donde al año 2016 en el período húmedo pre incendio se pueden ver altos niveles del índice en gran parte de la micro cuenca indicando la alta presencia de vegetación, al año 2017 se pueden apreciar

claramente el efecto del gran incendio forestal, espacialmente no se muestran grandes diferencias entre los períodos húmedos y secos. Desde el período seco del año 2019 se puede observar una recuperación en varias zonas del paisaje incendiado.

De manera general los gráficos de los índices indican un descenso marcado en el año 2017, no se muestra diferencias significativas, pero si una leve tendencia en este caso hacia la recuperación del paisaje. Para el caso del índice NBRI y BAIS 2 (gráfico 1 y 2) muestran una tendencia similar. El índice NDVI (gráfico 3) se observa el efecto del gran incendio forestal, mostrando un descenso entre el periodo húmedo del año 2016 al período seco del año 2017, hasta el período seco del año 2019 se observa un leve aumento para luego mantenerse.

Gráfico 1. Valores promedio para el índice Δ NBRI en años de estudio. Se indica la barra de error del cálculo del valor promedio cada año, destacando la gran dispersión de datos.

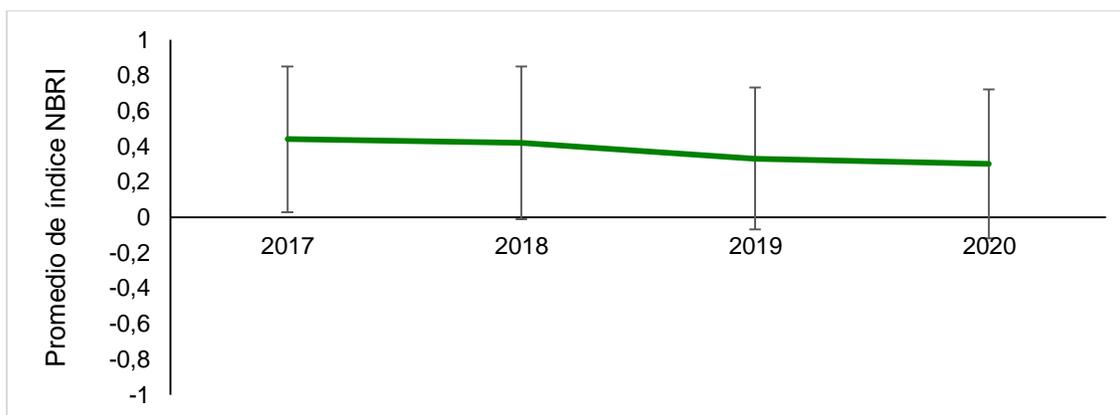


Gráfico 2. Valores promedio para el índice Δ BAIS-2 en años de estudio. Se indica la barra de error del cálculo del valor promedio cada año, destacando la gran dispersión de datos.

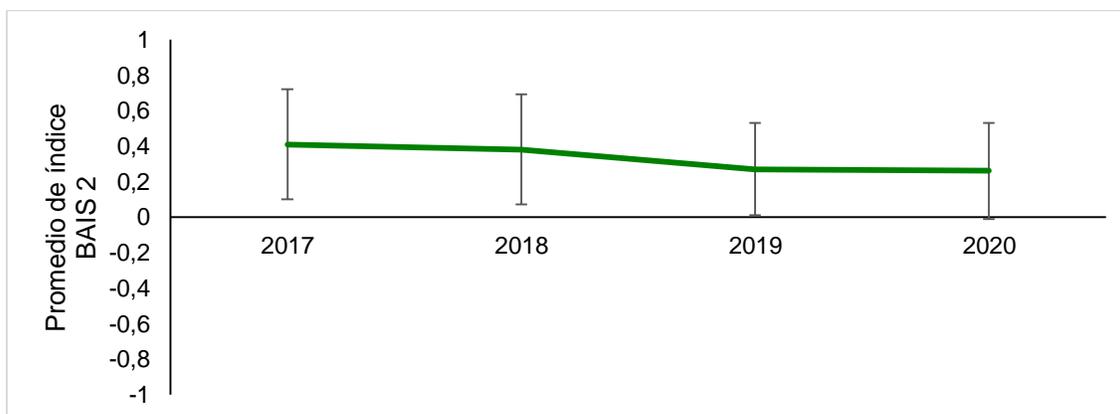
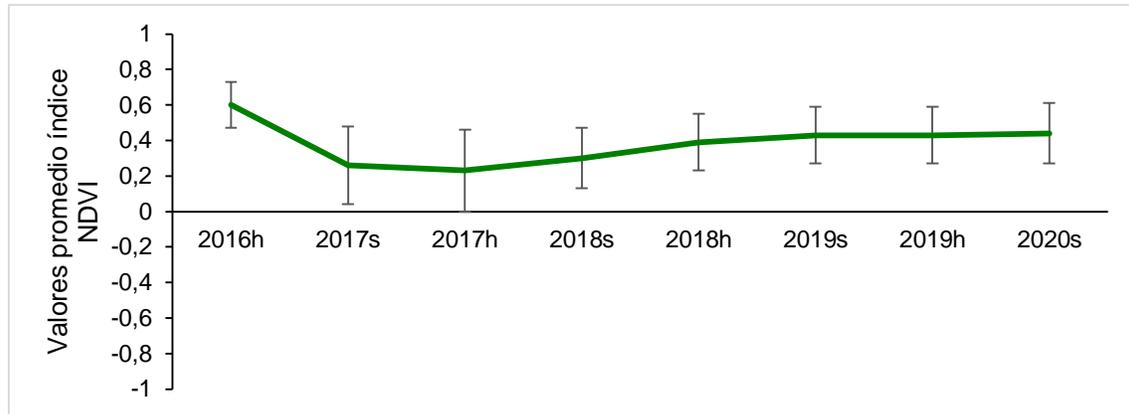




Gráfico 3. Valores promedio para el índice NDVI período seco (s) y período húmedo (h), en cada año de estudio. Se indica la barra de error del cálculo del valor promedio cada año, destacando en este caso una diferencia en la dispersión del periodo húmedo del año 2016 (2016h) respecto a los periodos secos y húmedos siguientes.



Los detalles de los valores promedio de los índices se presentan en anexos tabla 16. En el gráfico 4 se presenta el índice NBRI reclasificado en los rangos presentados anteriormente, los valores 6, 7 y 8 representan las superficies severamente afectadas por el gran incendio forestal el cual va disminuyendo al año 2020, y las superficies 1, 2 que indican regeneración y 3 no quemado van aumentando, este índice se muestra muy variable. Para el caso del índice BAIS-2 (gráfico 5), el índice se muestra mucho menos variable, indicando la poca recuperación del paisaje incendiado. En el caso del índice NDVI (gráfico 6) se pueden observar mejor los cambios, para el período húmedo del año 2016 pre-incendio, los valores sin vegetación ocupan un bajo porcentaje de la superficie de la micro cuenca, al cambio del año 2017 período seco justo después del incendio forestal, se observa como los valores bajos aumentan drásticamente, luego estos van descendiendo llegando al período seco del actual año donde los extremos del índice se muestran en proporciones semejantes.

Gráfico 4. Representación de la superficie de Δ NBRI según rangos del USGS para los años de estudio. 1: alta regeneración post incendio, 2: baja regeneración post incendio, 3: no quemado, 4: quemado de baja gravedad, 5: severidad moderada baja, 6: severidad moderada alta, 7: alta severidad.

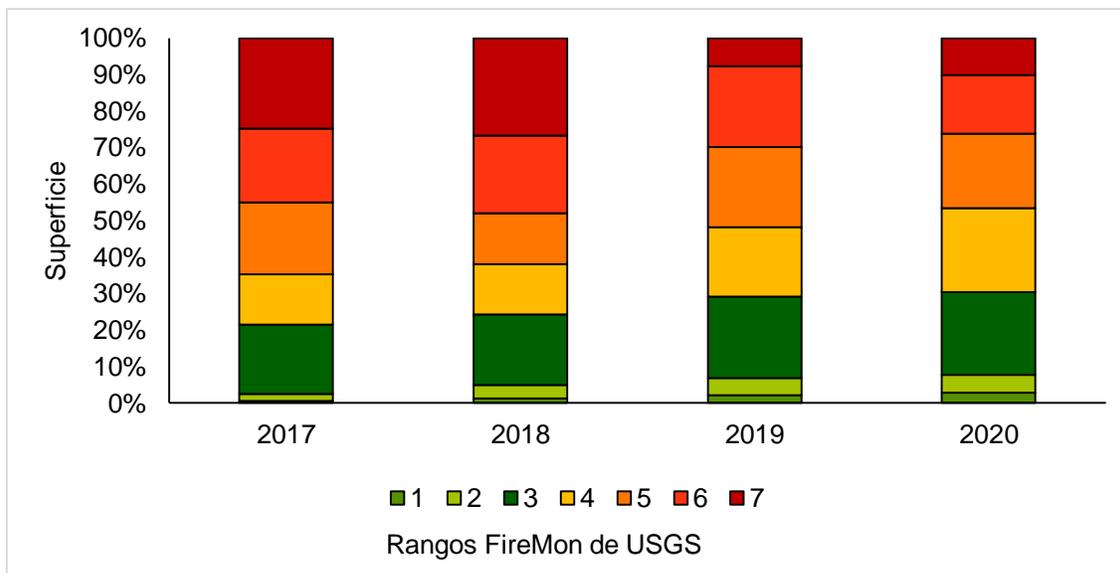


Gráfico 5. Representación de la superficie de Δ BAIS-2 reclasificada para los años de estudio, donde 5 significa alta severidad y 1 no quemado.

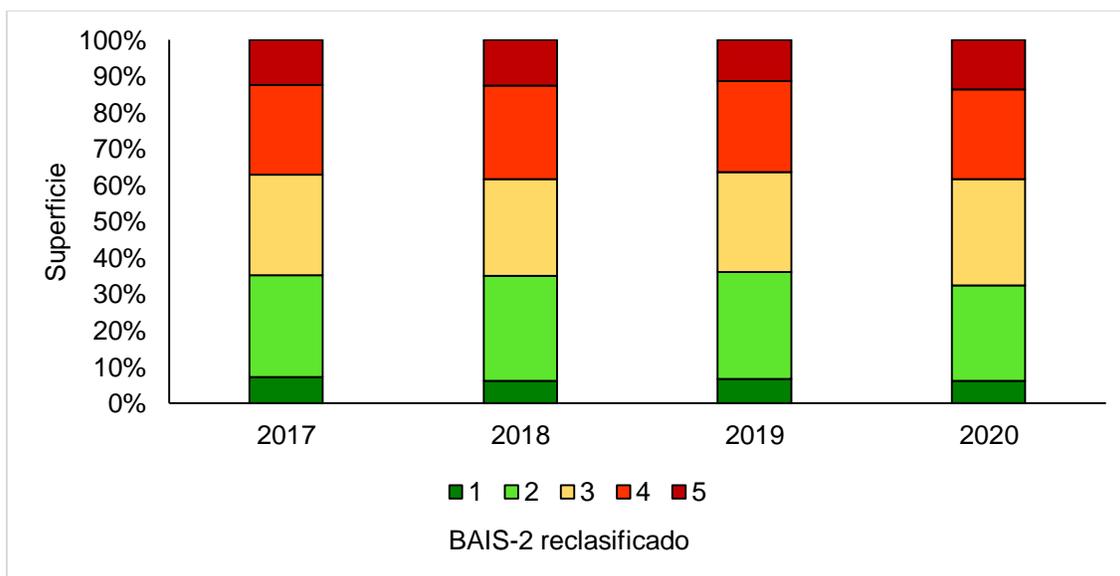
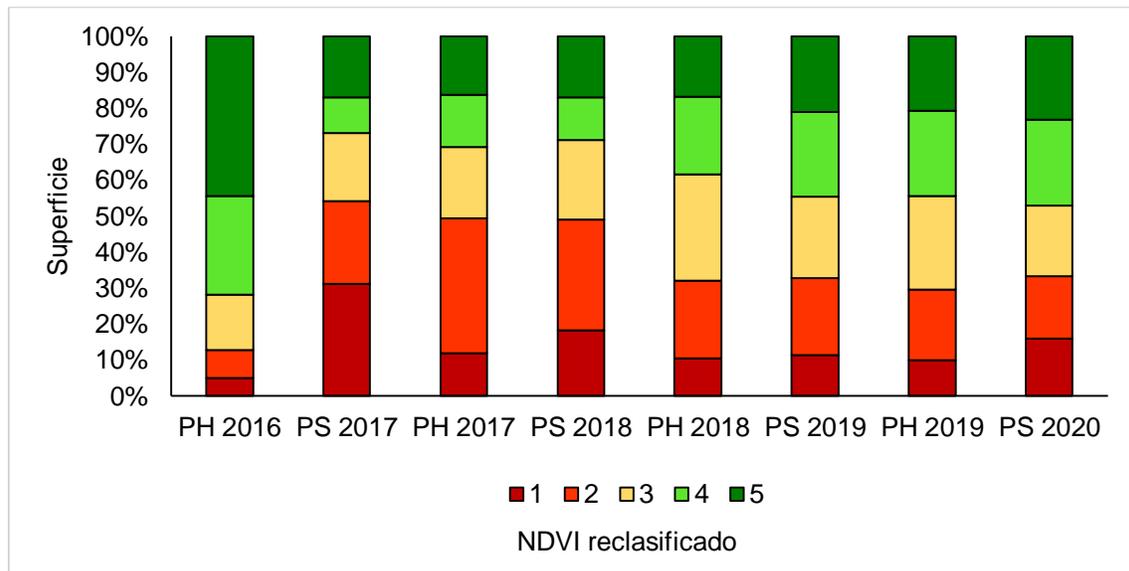


Gráfico 6. Representación de la superficie de NDVI reclasificadas para los años de estudio, donde 1 significa sin vegetación y 5 significa vegetación densa. PS: período seco, PH: período húmedo.



4.1.2 Coberturas presentes en el paisaje del área de estudio

Tras realizar la clasificación de suelo en base a las mejores imágenes satelitales Sentinel-2 disponibles mediante un promedio, utilizando las bandas 2,3,4,8,8A,11 y 12, junto con el índice espectral NBRI desde el año 2017, se consiguieron 10 coberturas (tabla 7), esto en función de la superficie y de los usos presentes en la micro cuenca y de la capacidad de discriminación usando GGE sobre las imágenes indicadas.

Tabla 7. Tipos de coberturas clasificadas para el área de estudio junto a su descripción.

N	Cobertura	Descripción
1	Matorrales	Cobertura de especies nativas y exóticas arbustivas y densidad variable y pastizales altos asociados a matorrales.
2	Bosques Nativos	Cobertura de comunidades vegetales asociadas a la predominancia de árboles nativos densos, donde su estructura integra bosques adultos, renovales, achaparrados (no superan los 8 metros de altura) y matorrales arborescentes.
3	Tierras Irrigadas	Cobertura que incluye suelos que son sometidos a riego como cultivos agrícolas, arbolado urbano y algunos suelos húmedos.
4	Plantaciones Forestales	Cobertura correspondiente a plantaciones forestales adultas y jóvenes de especies del género eucalipto y pino. Existe una muy baja superficie de plantaciones jóvenes y de plantaciones de eucaliptus en el área de estudio.
5	Suelos con Escasa Vegetación	Coberturas con características de suelos forestales que han sido talados y cosechados, surcados por recientes plantaciones y/o suelos con vegetación baja y en casos dispersa asociados a post incendios forestales.
6	Suelos Impermeables	Cobertura que Incluye todo tipo de suelos con características impermeables (Ejemplo: zonas urbanas).
7	Praderas	Cobertura asociada a vegetación baja uniforme de carácter natural o antrópico.
8	Áreas Quemadas de Alta Intensidad	Cobertura con vegetación incendiada en pie o manejadas con escombros de vegetación incendiada de alta intensidad.
9	Áreas Quemadas de Baja Intensidad	Cobertura con vegetación incendiada en pie o manejadas con escombros de vegetación incendiada de baja intensidad.
10	Cuerpos de Agua	Cobertura que incluye todo sistema acuático como lo son lagos, embalses, ríos y estanques.

La precisión de las clasificaciones se midió con el índice de Kappa y el resultado para las clasificaciones se muestra en la tabla 8.

Tabla 8. Resultados de la precisión mediante índice Kappa en las clasificaciones de las coberturas presentes en el área de estudio.

Clasificación anual	Índice Kappa	Error Kappa
2016	0,99	0,90
2017	0,92	0,91
2018	0,99	0,92
2019	1	0,89
2020	1	0,85



En la figura 12 se observa la distribución de las coberturas en el paisaje a lo largo de los años de estudio. Como se puede observar la cabecera de la cuenca es la que no fue afectada por el gran incendio forestal del año 2017, por lo que su variación es menor a en los años estudiados. Luego en el año 2017 en tono rojo y rosa se puede apreciar la magnitud del incendio el cual afectó el 59% de la superficie de la micro cuenca. Al año 2018 se puede observar como las zonas quemadas de alta intensidad comienzan a disminuir, situación que se va dando en los siguientes años. Los principales cambios que se dan en la transición del año 2017 al 2018 son que áreas quemadas de baja intensidad perdió 662 ha que pasaron a matorrales y a áreas quemadas de alta intensidad, también bosque nativo perdió 208 ha que pasaron a matorrales. Para la transición del año 2018 al 2019 los principales cambios que se da son que áreas quemadas de baja intensidad perdió 811 ha que pasaron a matorrales, praderas y suelos con escasa o nula vegetación. Para la última transición del año 2019 al presente, áreas quemadas de baja intensidad perdió 741 ha que pasaron a matorrales y suelos con escasa vegetación, y praderas que perdió 392 ha que pasaron a matorrales.

Con un total de 10 coberturas clasificadas para los años entre el 2017 y 2020, 9 para el año 2016 pues no cuenta con áreas quemadas de alta intensidad, presenta solo un incendio de baja intensidad que abarcó una superficie de 23 ha. Para el año 2016 las coberturas que predominan en el paisaje son las plantaciones forestales con 1743 hectáreas las cuales representan un 37% de la superficie, seguido de bosque nativo el 25% con 1200 hectáreas y matorrales el 18% con 867 hectáreas. Para el año 2017 debido al incendio forestal “Las Máquinas” predominan las áreas quemadas, donde las de alta intensidad ocupan una superficie de 705 hectáreas y las de baja intensidad 2072 hectáreas. Para el año 2018 siguen dominando las áreas quemadas de baja intensidad con 1584 y matorrales con 830 hectáreas. Para el año 2019 se da la misma situación que el año anterior dominan las áreas quemadas de baja intensidad con 1201 hectáreas y suben los matorrales a 1011 hectáreas. Finalmente, para el año 2020 las coberturas dominantes son los matorrales con 1065 hectáreas y praderas con 885 hectáreas (ver gráfico 7 y tabla 9).

Figura 12. Coberturas del suelo y sus cambios en los años de estudio.

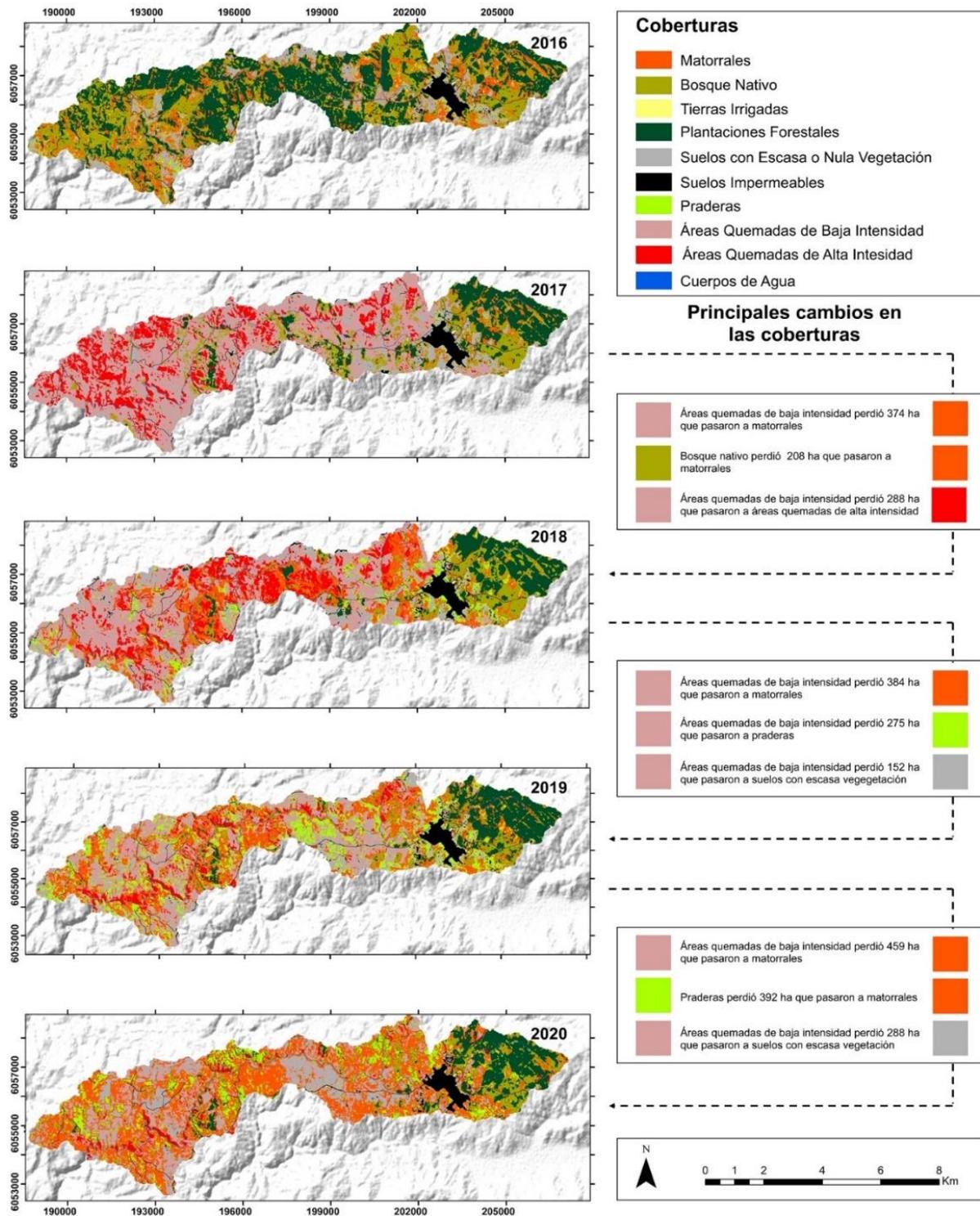




Gráfico 7. Superficie en hectáreas de las coberturas en los años de estudio. TI: tierras irrigadas; CA: cuerpos de agua; SI: suelos impermeables; MA: matorrales; BN: bosque nativo; PA: praderas; QA: áreas quemadas de alta intensidad; QB: áreas quemadas de baja intensidad; SE: suelos con escasa o nula vegetación.

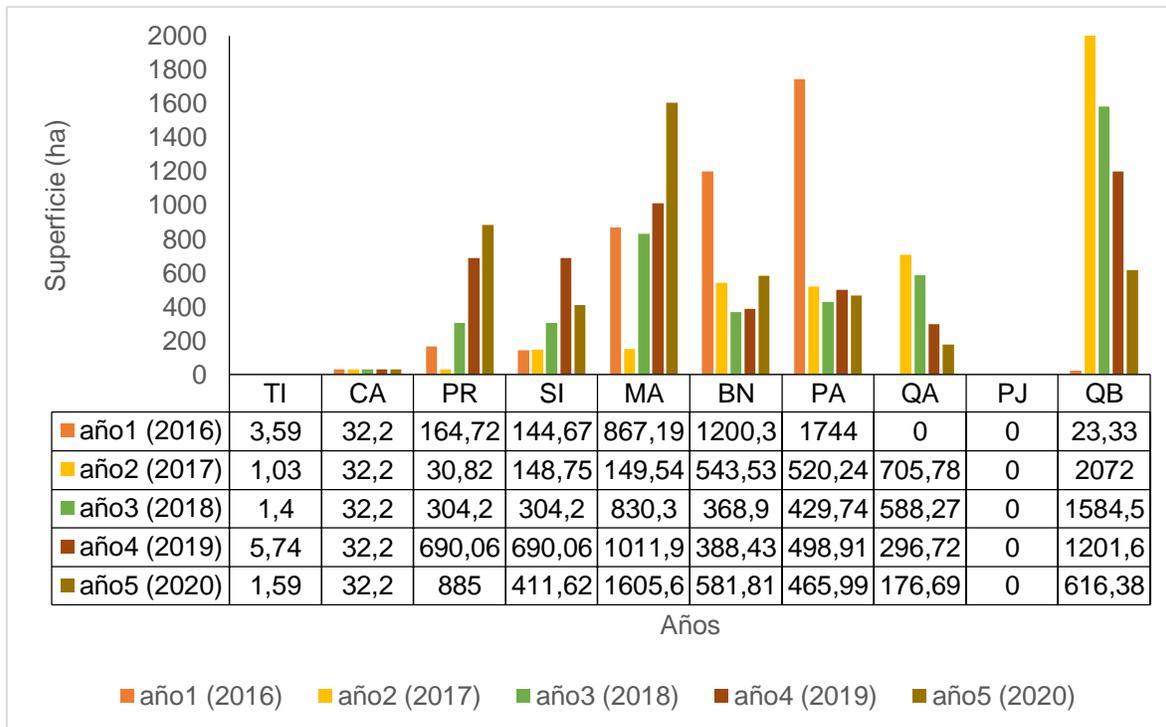


Tabla 9. Porcentaje de las coberturas en el área de estudio. TI: tierras irrigadas; CA: cuerpos de agua; SI: suelos impermeables; MA: matorrales; BN: bosque nativo; PA: praderas; QA: áreas quemadas de alta intensidad; QB: áreas quemadas de baja intensidad; SE: suelos con escasa o nula vegetación.

Año	TI	CA	PR	SI	MA	BN	PF	QA	QB	SE
2016	0,1%	0,7%	3,5%	3,1%	18,7%	25,8%	37,5%	0,0%	0,5%	10,1%
2017	0,0%	0,7%	0,7%	3,2%	3,2%	11,7%	11,2%	15,2%	44,6%	9,6%
2018	0,0%	0,7%	6,4%	6,4%	17,4%	7,7%	9,0%	12,3%	33,3%	6,7%
2019	0,1%	0,7%	14,8%	3,6%	21,8%	8,4%	10,7%	6,4%	25,8%	7,7%
2020	0,0%	0,7%	8,9%	3,5%	34,5%	12,5%	10,0%	3,8%	13,3%	12,8%

4.1.3 Análisis integrado de los índices espectrales y las coberturas del suelo

El resultado de los índices al compararse con las coberturas presentes en los años, muestran relación con los cambios en las superficies. Analizando con más detalle las transiciones presentes en las coberturas y en el índice NBRI, se dan situaciones de cambios no esperados, en la transición de los años 2017 – 2018 240 ha pasaron de áreas no quemadas a quemadas de baja severidad y con las

coberturas se da que 208 ha pasan de bosque nativo a matorrales y 288 de áreas quemadas de baja intensidad a áreas de alta intensidad. Con respecto a las transiciones del índice NBRI, 200 ha a áreas no quemadas pasaron a áreas con baja regeneración post incendio. El primer cambio se puede relacionar con el manejo que se les da a los suelos luego de un incendio forestal, puede ser que estas áreas el fuego fue más intenso en la zona del suelo y no de copas, por lo que al ser taladas y dejadas en el suelo (imagen 1) marcaran como quemado de alta severidad y ya no de baja severidad lo mismo para la transición del índice NBRI, el segundo cambio se debe considerar que la cobertura de bosque nativo integra a matorrales arborescentes. Para las transiciones del año 2018 – 2019 bosque nativo perdió 131 ha a plantaciones forestales esta diferencia se pueda dar debido que muchos de los fragmentos de bosque nativo son mixtos con árboles de pino, 134 ha de matorrales que pasaron a quemadas de baja intensidad lo cual también se puede relacionar al manejo del suelo, el índice NBRI presentó bastantes cambios como áreas de alta regeneración pasaron a áreas de baja regeneración y de no quemado a baja regeneración y baja gravedad, lo cual se puede dar a la menor sensibilidad del índice y al manejo del suelo. Para los últimos años de transición en las coberturas se muestra una pérdida de 202 ha de matorrales a praderas y en el índice NBRI de no quemado a baja regeneración post incendio con 210 ha y de baja regeneración a baja gravedad.

Con respecto a las otras transiciones, para el primer año las áreas quemadas de baja intensidad perdieron 374 ha que pasaron a matorrales, una superficie bastante considerable la cual se debe al rápido crecimiento de la retamilla (imagen 2) la cual es una planta invasora muy común luego de los incendios forestales, otra especial de matorral que fue de transición a los suelos quemados fue la murtilla, este resultado se vincula con la transición de las áreas dañadas con alta severidad y severidad moderada baja que se mostró con el índice NBRI. Para el segundo año las áreas quemadas de baja intensidad perdieron gran cantidad de hectáreas que pasan a matorrales, praderas y suelos con escasa o nula vegetación, al igual que en el índice NBRI 761 ha pasaron a no quemado en ese caso recuperadas. Las coberturas mencionadas en esta transición son todas coberturas de transición y esperables en una situación post incendio, como ya se mencionó anteriormente los matorrales presentes son en especial la retamilla, la murtilla y la rosa mosqueta (imagen 2), un ejemplo de pradera se presenta en la imagen 3 y un ejemplo de suelos con escasa o nula vegetación en la imagen 4, la imagen 3 corresponde a rebrote de pinos los cuales crecen de manera muy densa y por eso se considera como una cobertura de pradera y no como plantación forestal que es un uso e implica un manejo del suelo. En el tercer año nuevamente las principales transiciones son de áreas quemadas de baja intensidad a praderas y suelos con escasa o nula vegetación y también sucesiones de praderas a matorrales, por su



parte el índice NBRI también presento áreas que pasan de quemado de baja gravedad y baja regeneración post incendio a áreas no quemadas.

Con respecto al resultado del índice NDVI el cual muestra que se sigue una tendencia de recuperación, pero no cerca del estado inicial pre incendio lo cual se debe dar por el manejo del suelo y porque la vegetación de transición no presenta una firma espectral como la de las plantaciones forestales adultas y el bosque nativo. Las tablas completas de las transiciones se pueden ver en anexos tabla 16, 17 y 18.

También se debe tener en cuenta que los incendios forestales favorecen a la invasión de plantas exóticas puesto que estas tienen ya una rápida adaptabilidad a los incendios y también provoca que estas plantas invasoras se inserten en remanentes de bosque nativo. Por otra parte, también existe la tala ilegal de bosque nativo incendiado y las quemas ilegales, especialmente de hualo el cual se utiliza para carbón.

<i>Imagen 1. Paisaje quemado y sin manejo</i>	<i>Imagen 2. Rebrote de matorral post-incendio</i>
	
<i>Imagen 3. Rebrote de pino en alta densidad post-incendio</i>	<i>Imagen 4. Suelo con escasa vegetación post-incendio</i>
	

4.2 Evaluación de los efectos del cambio del paisaje sobre la provisión de servicios ecosistémicos

4.2.1 Evaluación de los servicios ecosistémicos y su relación con las coberturas presentes en el área de estudio.

La matriz fue revalidada para el área de estudio, cada tipo de ecosistema presente en la micro cuenca Estero Empedrado fue evaluado de 0 a 5 en su capacidad de proveer de servicios ecosistémicos, donde el promedio de la valoración de los expertos se presenta en la figura 13. La figura 13 muestra de forma referencial de la matriz completa, con los valores 0 en rojo y los valores 5 en verde oscuro. Los ecosistemas que tienen mejor capacidad de proveer servicios ecosistémicos en la micro cuenca son los bosques nativos, matorrales y cuerpos de agua.

Figura 13. Imagen de la revalidación matriz de servicios ecosistémicos para la micro Cuenca Estero Empedrado.

Capacidad potencial de los ecosistemas de la Región del Maule para proveer Servicios Ecosistémicos

Escala de evaluación:
 0 es nula capacidad de provisión,
 1 es muy baja capacidad de provisión,
 2 es baja capacidad de provisión,
 3 es capacidad media de provisión,
 4 es alta capacidad de provisión y
 5 es muy alta capacidad de provisión para el servicio.

División SE	Grupo SE	Clase SE	0	1	2	3	4	5
Bosques	Plantas terrestres cultivadas (incluidos frutales, algas) para nutrición, materiales o energía	Plantas terrestres cultivadas (incluidos frutales, algas) para nutrición						
		Plantas terrestres cultivadas (incluidos frutales, algas) para materiales o energía						
	Plantas acuáticas (cultivadas, para propósitos de alimentación, materias primas o energía)	Plantas acuáticas (cultivadas, para propósitos de alimentación)						
		Plantas acuáticas (cultivadas, para propósitos de materias primas o energía)						
	Cria de animales terrestres, para propósitos de alimentación, materias primas o energía	Cria de animales terrestres (incluye material genético)						
		Cria de animales acuáticos, para propósitos de alimentación, materias primas o energía						
	Plantas silvestres (terrestres y acuáticas), para propósitos de alimentación, materias primas o energía	Plantas silvestres (terrestres y acuáticas) para alimentación						
		Plantas silvestres (terrestres y acuáticas) para materias primas o energía						
	Animales silvestres (terrestres y acuáticos) para propósitos de alimentación, materias primas o energía	Animales silvestres (terrestres y acuáticos) para alimentación						
		Animales silvestres (terrestres y acuáticos) para materias primas o energía						
Material genético de (todas las) plantas (incluida la producción de semillas, esporas o gametos)	Material genético de plantas, algas o hongos							
	Material genético de animales							
Agua	Agua superficial para propósitos de alimentación, materias primas o energía							
	Agua subterránea y subsuperficial para alimentación, materias primas o energía							
Transformaciones de inputs biogeoquímicos o físicos a los ecosistemas	Mediación de nutrientes o sustancias tóxicas de origen antropogénico a través de procesos bióticos							
	Mediación de nutrientes de origen antropogénico							
Regulación de las condiciones físicas, químicas y biológicas	Regulación de flujos y eventos extremos							
	Mantenimiento del ciclo de vida, hábitat y pool genético							
Transformaciones de inputs biogeoquímicos o físicos a los ecosistemas	Mediación de nutrientes o sustancias tóxicas de origen antropogénico a través de procesos abióticos							
	Mediación de nutrientes de origen antropogénico							
Regulación de las condiciones físicas, químicas y biológicas	Regulación de flujos y eventos extremos							
	Mantenimiento de las condiciones físicas, químicas y biológicas							
Interacciones directas, físicas y de campo con sistemas vivos que dependen de la presencia en el entorno ambiental	Interacciones físicas y representativas con el ambiente natural							
	Interacciones físicas y representativas con el ambiente construido							
Interacciones directas, físicas y de campo con sistemas vivos que dependen de la presencia en el entorno ambiental	Interacciones químicas y representativas con el ambiente natural							
	Interacciones químicas y representativas con el ambiente construido							



4.2.2 Evaluación interanual de cambios

La tabla 10 muestra primero la superficie porcentual de cada ecosistema presente en la micro cuenca en los años de estudio, luego la capacidad de cada ecosistema de proveer servicios ecosistémicos obtenida a través de la valoración de la matriz por parte de expertos y la provisión potencial de cada tipo de servicios ecosistémicos.

La capacidad de provisión de los servicios ecosistémicos de cada ecosistema se evaluó para todos los servicios ecosistémicos y también por separado la provisión de servicios de aprovisionamiento, servicios de regulación, servicios de regulación biótica, culturales y los identificados como más demandados por la población en la zona de costa por en la infraestructura ecológica de la región del Maule. Los servicios ecosistémicos que corresponden a la última categoría corresponden a servicios de aprovisionamiento: plantas para cultivos, agua superficial para beber, agua superficial para otros usos; de regulación: purificación, regulación del ciclo del agua, protección del fuego, mantenimiento de especies y hábitats, mejoramiento de calidad del suelo, purificación de aguas dulces; culturales: interacciones activas o inmersivas, interacciones pasivas u observacionales, experiencias estéticas (Echeverría et al., 2018).

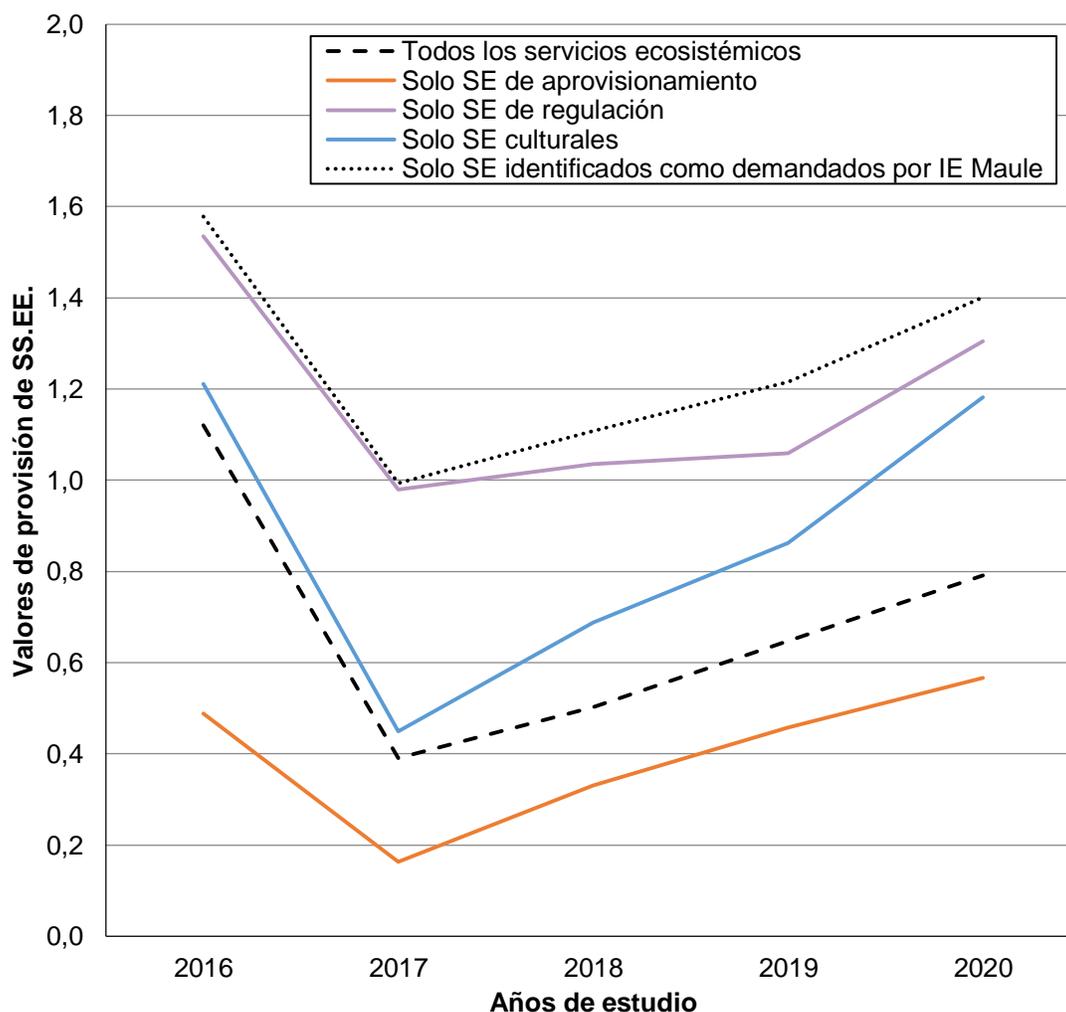
Con respecto a la capacidad de proveer todos los tipos de servicios ecosistémicos el bosque nativo es que presenta la valoración más alta, sin embargo, con un valor 2 el cual representa una baja capacidad de provisión, seguido de bosque nativo se presentan los matorrales, las plantaciones forestales, las praderas y los cuerpos de agua con valoración de 1, la cual es una muy baja capacidad de provisión, los ecosistemas restantes poseen una nula capacidad de provisión. Por su parte los servicios de aprovisionamiento ningún ecosistema presenta una valoración significativa. Para los servicios de regulación, de regulación biótica y los identificados como demandados por la infraestructura ecológica de la región del Maule, bosque nativo obtiene una valoración de 3 de capacidad media de provisión y matorrales una valoración de 2. En la provisión de servicios culturales cuerpos de agua alcanza la mejor valoración de todos los ecosistemas y de la provisión de servicios con un valor de 4, el cual indica una alta capacidad de provisión, le sigue bosque nativo con un valor de 3 y matorrales con un valor de 2.

Tipo de servicio ecosistémico	Ecosistemas										Provisión de cada SE				
	TI	CA	PR	SI	MA	BN	PF	QA	QB	SE	2016	2017	2018	2019	2020
Superficie de ecosistemas 2016	0%	1%	4%	3%	19%	26%	38%	0%	1%	10%					
Superficie de ecosistemas 2017	0%	1%	1%	3%	3%	12%	11%	15%	45%	10%					
Superficie de ecosistemas 2018	0%	1%	7%	4%	18%	8%	9%	13%	34%	7%					
Superficie de ecosistemas 2019	0%	1%	15%	4%	22%	8%	11%	6%	26%	8%					
Superficie de ecosistemas 2020	0%	1%	9%	4%	35%	13%	10%	4%	13%	13%					
	Valoración de cada ecosistema														
Todos los servicios ecosistémicos	0	1	1	0	1	2	1	0	0	0	1,1	0,4	0,5	0,6	0,8
Solo SE de aprovisionamiento	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0,5	0,2	0,3	0,5	0,6
Solo SE de regulación	0	1	0	0	2	3	1	0	1	0	1,5	1,0	1,0	1,1	1,3
Solo SE de regulación biótica (descartando abióticos)	1	1	1	0	2	3	1	0	1	0	1,6	1,0	1,1	1,2	1,4
Solo SE culturales	0	4	1	0	2	3	0	0	0	0	1,2	0,4	0,7	0,9	1,2
Solo SE identificados como demandados por IE Maule	1	2	1	0	2	3	1	0	1	0	1,6	1,0	1,1	1,2	1,4

Tabla 10. Resultados de la revalidación de la matriz de evaluación de servicios ecosistémicos.

El gráfico 8 muestra provisión potencial de servicios ecosistémicos a través de los años de estudio, se puede observar que los valores más altos se encuentran al año 2016, antes del incendio, y descienden significativamente al año 2017 inmediatamente tras la ocurrencia del incendio, para luego comienzan apreciar una tendencia a subir la capacidad de provisión. La capacidad de proveer todos los servicios ecosistémicos bajó a la mitad luego del gran incendio forestal, la misma situación se da con los servicios culturales. Respecto a la provisión de los servicios identificados como demandados por la infraestructura ecológica de la región del Maule son los servicios más provistos por la micro cuenca, antes y después del gran incendio.

Gráfico 8. Provisión potencial de servicios ecosistémicos en los años de estudio. 0 significa una nula provisión de SS.EE., 1 muy baja provisión de SS.EE, 2 baja provisión de SS.EE, 3 provisión media de SS.EE., 4 alta provisión de SS.EE y 5 muy alta provisión de SS.EE. Los valores oscilan desde baja y muy baja provisión, a nula provisión, y luego a baja y muy baja provisión.



4.2.3 Cartografía de servicios ecosistémicos presentes en el área de estudio y su evolución post incendio forestal

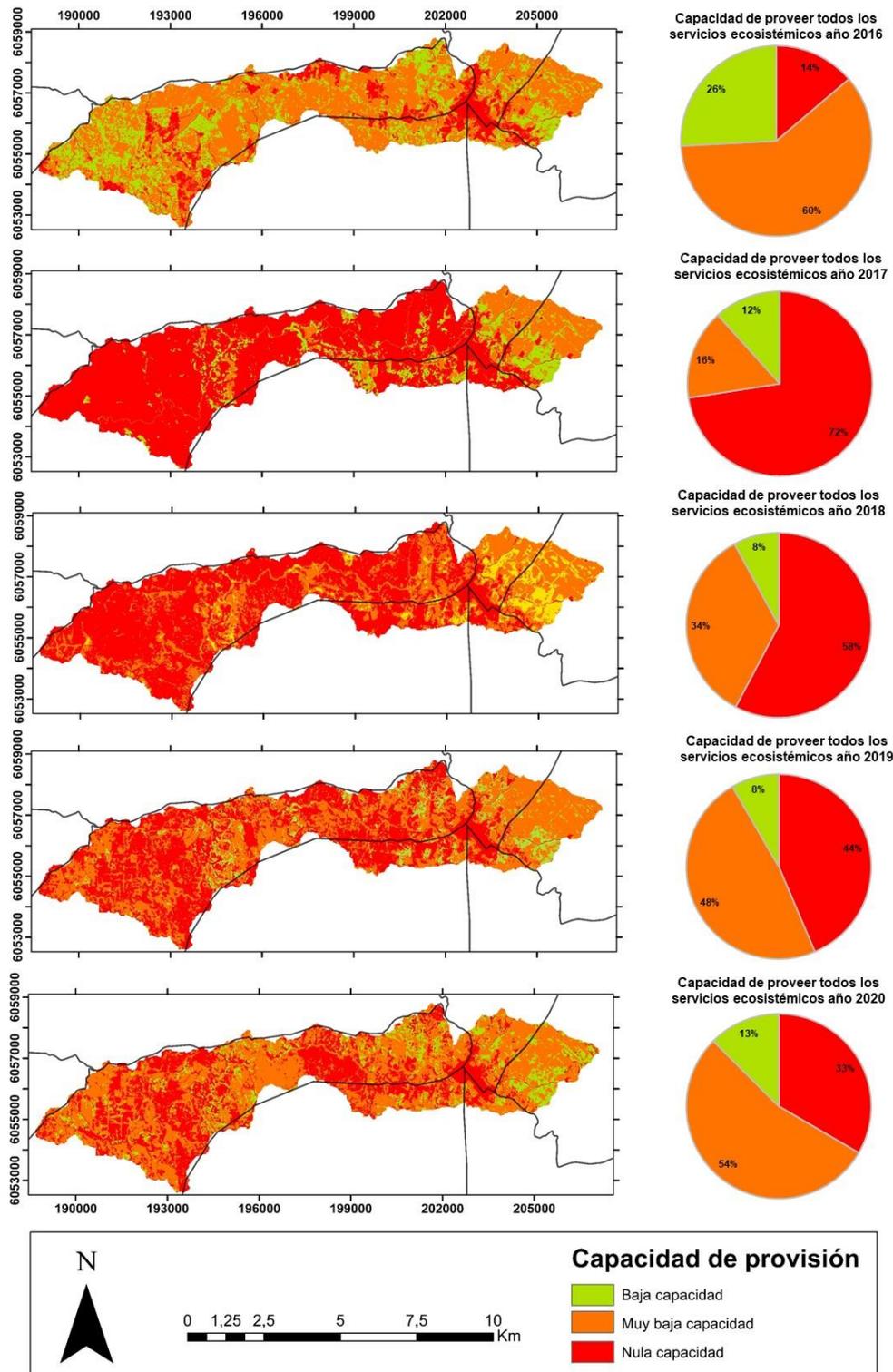
Como se presenta en la tabla 10, la capacidad de provisión de servicios ecosistémicos del paisaje de la micro cuenca se dividió en 6 categorías, las cuales se presentarán para cada año de estudio. En la figura 14 se muestra los cambios en la provisión de todos los servicios ecosistémicos en los años de estudio. Al año 2016 que es el año 0 de estudio, el paisaje no presentaba una alta provisión de servicios ecosistémicos, el 60 % del paisaje entregaba una muy baja capacidad de provisión, un 20% una baja provisión y un 14% una nula capacidad de provisión de servicios ecosistémicos.

Esta baja provisión se acentúa luego del gran incendio del año 2017, puesto que de un 14% de nula provisión, para este año aumenta a un 72%, por lo que servicios de aprovisionamiento como la producción de alimentos como hongos entregados por las plantaciones forestales, la provisión de plantas, frutos y hongos silvestres entregados por el bosque nativo y matorrales, los servicios de regulación (en general) y culturales que principalmente son proporcionados por los bosques nativos disminuyeron considerablemente puesto que fueron las coberturas más afectados por el incendio forestal.

Para el año 2018 la nula provisión baja a un 58% aumentando la muy baja provisión a un 34% y la provisión baja de un 12% que presentaba en el 2017 desciende a un 8% para este año, con cual se puede relacionar con lo mencionado acerca de los bosques nativos que no son afectados severamente por los incendios, pero aun así son cortados y/o quemados ilegalmente para la generación de carbón. Al segundo año post incendio la nula provisión sigue descendiendo a un 44%, aumentando la muy baja provisión, pero la provisión baja sigue sin mostrar cambios. Al tercer año post incendio y es como actualmente se presenta el estado en la micro cuenca la nula provisión de servicios ecosistémicos se encuentra en un 33%, la muy baja provisión en un 54% y la baja provisión en un 13%, si bien el paisaje muestra una de recuperación post incendio, aún existe una diferencia entre el estado inicial, aún falta una recuperación de los ecosistemas para poder igualar la provisión o incluso mejorar.



Figura 14. Capacidad de los ecosistemas presentes en el área de estudio para proveer todos los servicios ecosistémicos en cada año de estudio.



Con respecto a los servicios de aprovisionamiento (figura 15) el área de estudio pre incendio no contaba con una alta capacidad de provisión, un 51% de su superficie presentaba una nula provisión y un 49% de muy baja provisión. Post incendio la nula provisión de servicios de aprovisionamiento representa un 84%, esta situación va mejorando post incendio, donde en el presente año la nula capacidad representa un 43% y la muy baja un 57% superando al año inicial. El ascenso de esta provisión se puede dar ya que este servicio es proveído principalmente por bosques nativos, pero también por praderas y matorrales los cuales aumentaron considerablemente su superficie, siendo las principales coberturas de sucesión a las áreas quemadas. Sin embargo, uno de los principales servicios de aprovisionamiento que entregaba la micro cuenca era la provisión de hongos, el cual será difícil de recuperar.

El paisaje del área de estudio presenta una mejor provisión de servicios de regulación, al año 2016 solo un 17% de su superficie entregaba una nula provisión, un 38% una muy baja provisión, 19% una baja provisión y 20% una capacidad media de provisión (figura 16). Estos servicios son proporcionados con una alta capacidad por los bosques nativos y matorrales, seguido por las plantaciones forestales esto en el caso del área de estudio. El incendio forestal afectó considerablemente la provisión de este servicio, donde la baja capacidad y media capacidad de provisión fueron las más afectadas, descendiendo en un 3% la baja capacidad y a un 12% la capacidad media. En el periodo actual, el paisaje provee en mayor medida una baja provisión de servicios de regulación con un 35 % de su superficie, seguido por un 29% de nula provisión, 24% de muy baja provisión y 12% de capacidad media de provisión. Este servicio no presentó una mayor recuperación como el servicio de aprovisionamiento, esto se puede dar debido a que las principales coberturas que proporcionan este servicio son los bosques nativos y los matorrales, si bien la última cobertura aumentó su superficie en comparación del año 2016, no es capaz de suplir la disminución del bosque nativo, también una baja proporción es proporcionada por las tierras irrigadas y los cuerpos de agua, sin embargo estos se encuentran en baja superficie en el área de estudio, con el estero Empedrado y estero la Rana.

Al separar los servicios de provisión de regulación y evaluar solo los de regulación biótica, el paisaje pre incendio tenía la capacidad de proveer una capacidad media del 26% y una baja capacidad del 19%, en tanto una nula capacidad solo del 13% y una muy baja capacidad del 42%. Los servicios de regulación biótica, según la evaluación de los expertos es proporcionado en su gran medida solo por bosques nativos, matorrales y plantaciones forestales, por eso aumenta el promedio. El incendio afectó disminuyendo la media capacidad a 12% y a la baja capacidad al 3%, aumentando la nula provisión a un 28% y la muy baja provisión a un 57%. Actualmente el área de estudio provee una capacidad media



del 12%, una baja capacidad del 35%, una muy baja capacidad del 33% y una nula capacidad del 20%.

Figura 15. Capacidad de los ecosistemas presentes en el área de estudio para proveer servicios ecosistémicos de aprovisionamiento en los años de estudio.

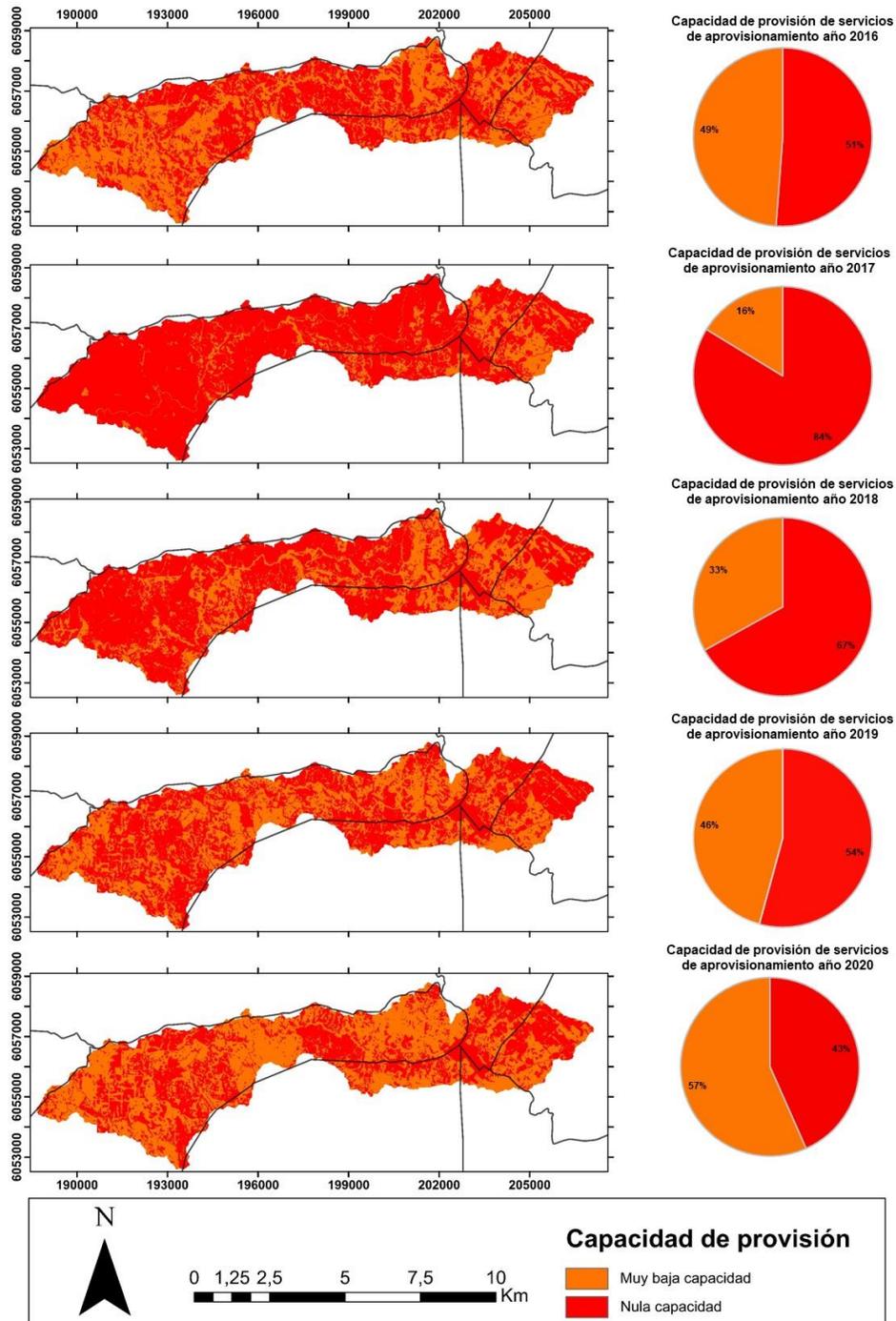
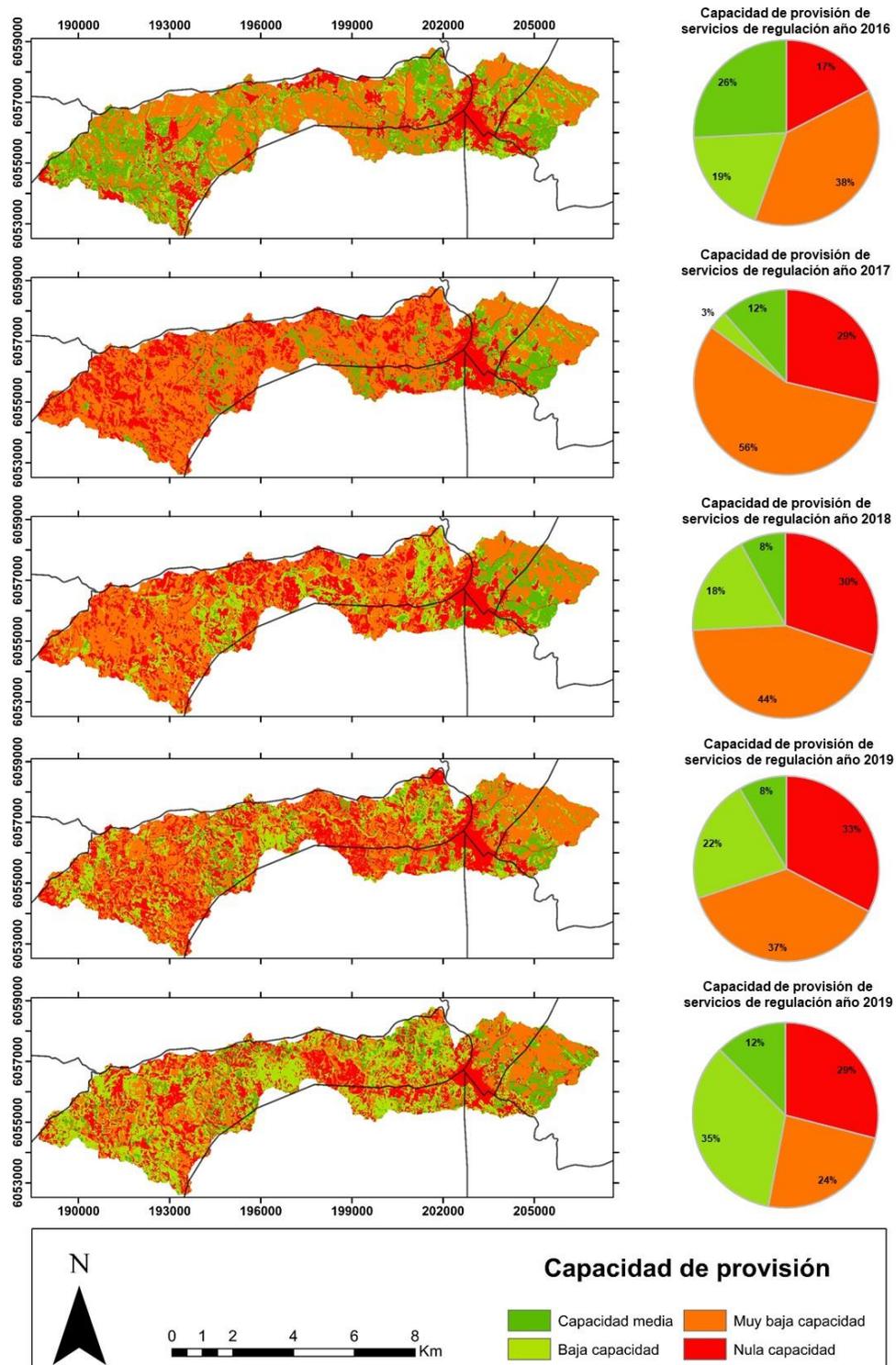


Figura 16. Capacidad de los ecosistemas presentes en el área de estudio para proveer servicios ecosistémicos de regulación en los años de estudio.





La provisión de servicios culturales (figura 17), es el único servicio en que uno de los ecosistemas presentes en la micro cuenca tuvo una valoración de cinco, lo que indica una muy alta capacidad de provisión. Sin embargo, para el año pre incendio solo un 3% de su superficie es capaz de entregar una alta capacidad de provisión, el 26% provee una capacidad media de provisión, un 19% una baja capacidad y un 51% una nula capacidad de provisión. En el año 2017 post incendio forestal la provisión de servicios ecosistémicos culturales disminuyó a un 12% la capacidad media, a un 3% la capacidad baja y a un 84% la nula capacidad. Durante el transcurso de los años post incendio forestal y actualmente, los ecosistemas han podido recuperar de a poco su provisión, con un 12% de provisión media, un 35% de baja provisión, un 9% de muy baja provisión y un 45% de nula capacidad. Los servicios culturales para el área de estudio los ecosistemas que mayor valoración obtuvieron son los cuerpos de agua, los bosques nativos y los matorrales, por lo que la capacidad de provisión es baja debido a la poca superficie de cuerpos de agua, la zona actualmente presenta escasas hídrica, los fragmentos de bosque nativo presentes fueron afectados en su 54% de su superficie en el incendio del año 2017 y los matorrales son los únicos que han presentado recuperación.

La infraestructura ecológica de la región del Maule fue desarrollada en el contexto de los incendios forestales ocurridos en el año 2017, y en la evaluación de los servicios ecosistémicos identificaron los más demandados que se presentan en la figura 19 cartografiados en el área de estudio. Los servicios ecosistémicos representados son los más demandados en el paisaje costero (figura 18). En el área de estudio pre incendio forestal contaba con una nula provisión de un 14% de su superficie, un 41% de muy baja provisión, 19% de baja y un 26% de capacidad media de provisión. Luego del gran incendio la capacidad media de provisión descendió a un 12% y la baja capacidad a un 4%, actualmente la capacidad media de provisión se presenta en un 13% de la superficie, la baja capacidad a un 35% y la muy baja capacidad en 32% y la nula capacidad en un 20%.

En la micro cuenca estero Empedrado predominan las plantaciones forestales, y existen remanentes de bosque nativo y matorrales que son las coberturas que mayor capacidad de provisión de servicios ecosistémicos proveen. El gran incendio forestal del año 2017, afectó directamente a estas coberturas adultas, por esto que la recuperación de la provisión de los servicios aún no ha podido alcanzar el estado inicial estudiado, pero en el proceso de transición tanto la provisión como el tipo de servicio irá cambiando.

Figura 17. Capacidad de los ecosistemas presentes en el área de estudio para proveer servicios ecosistémicos culturales en los años de estudio.

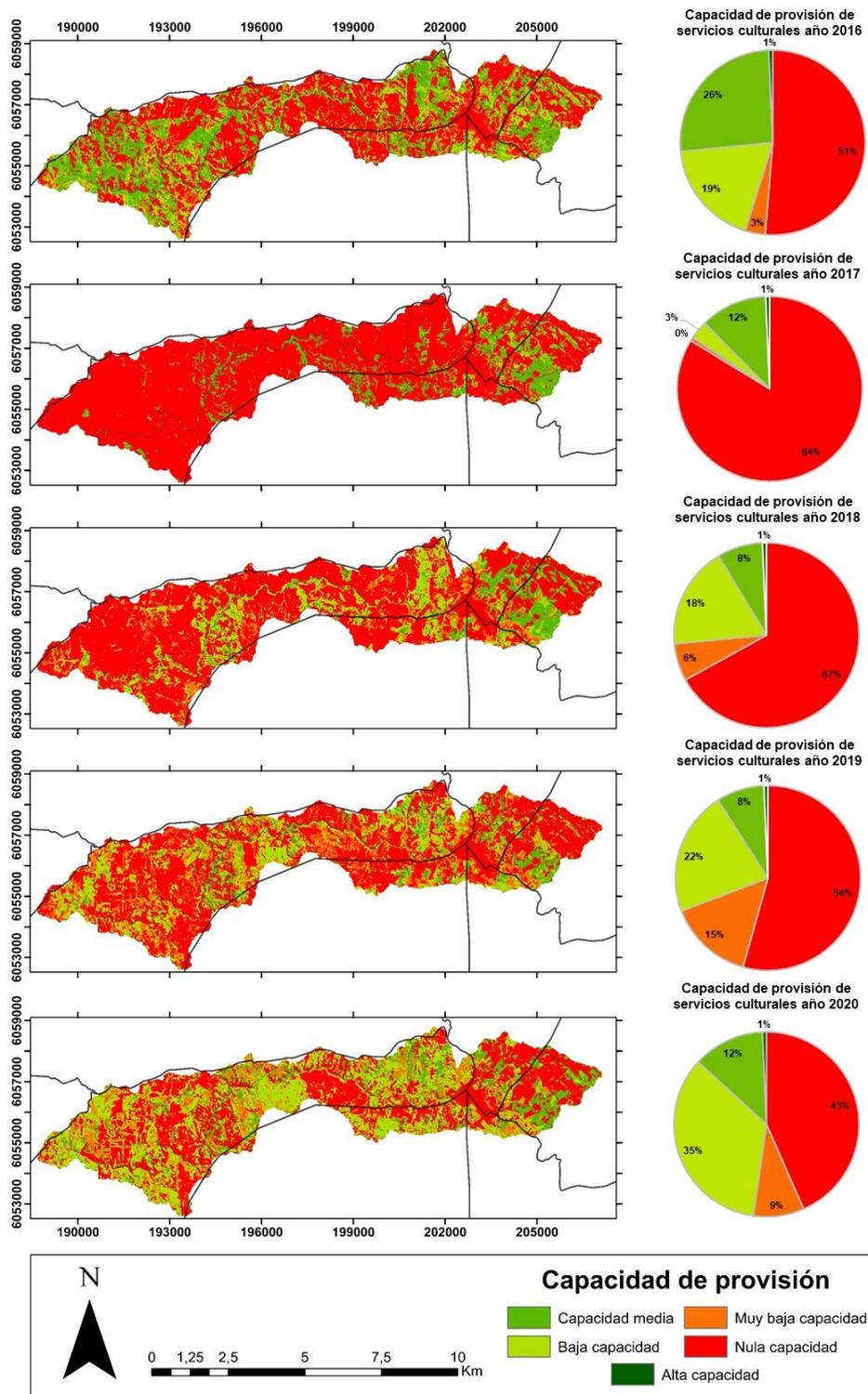
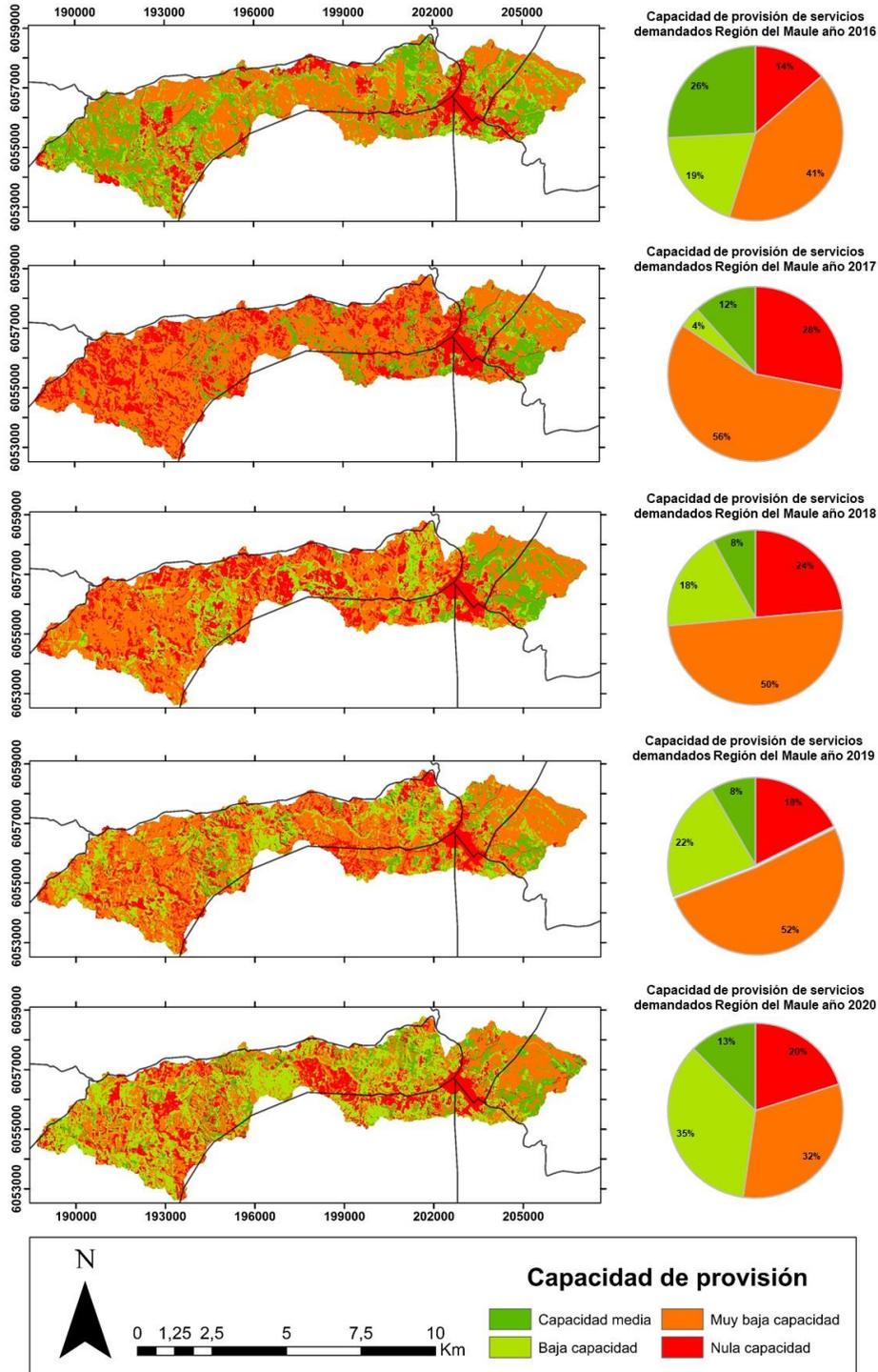


Figura 18. Capacidad de los ecosistemas presentes en el área de estudio para proveer los servicios ecosistémicos identificados como demandados por la Infraestructura Ecológica de la región del Maule.



4.3 Categorización del estado de recuperación de servicios ecosistémicos post-incendio

La recuperación de la provisión de los servicios ecosistémicos se muestra en la figura 19, está desarrollada con el año inicial pre incendio y el actual 4 años post incendio. La escala de valoración va de -5 a 5, desde la mayor recuperación de provisión con un valor de -4, 0 que representa que la provisión se ha mantenido desde el año 2016 y 4 que representa la no y menor recuperación de provisión de los servicios ecosistémicos (tabla 11).

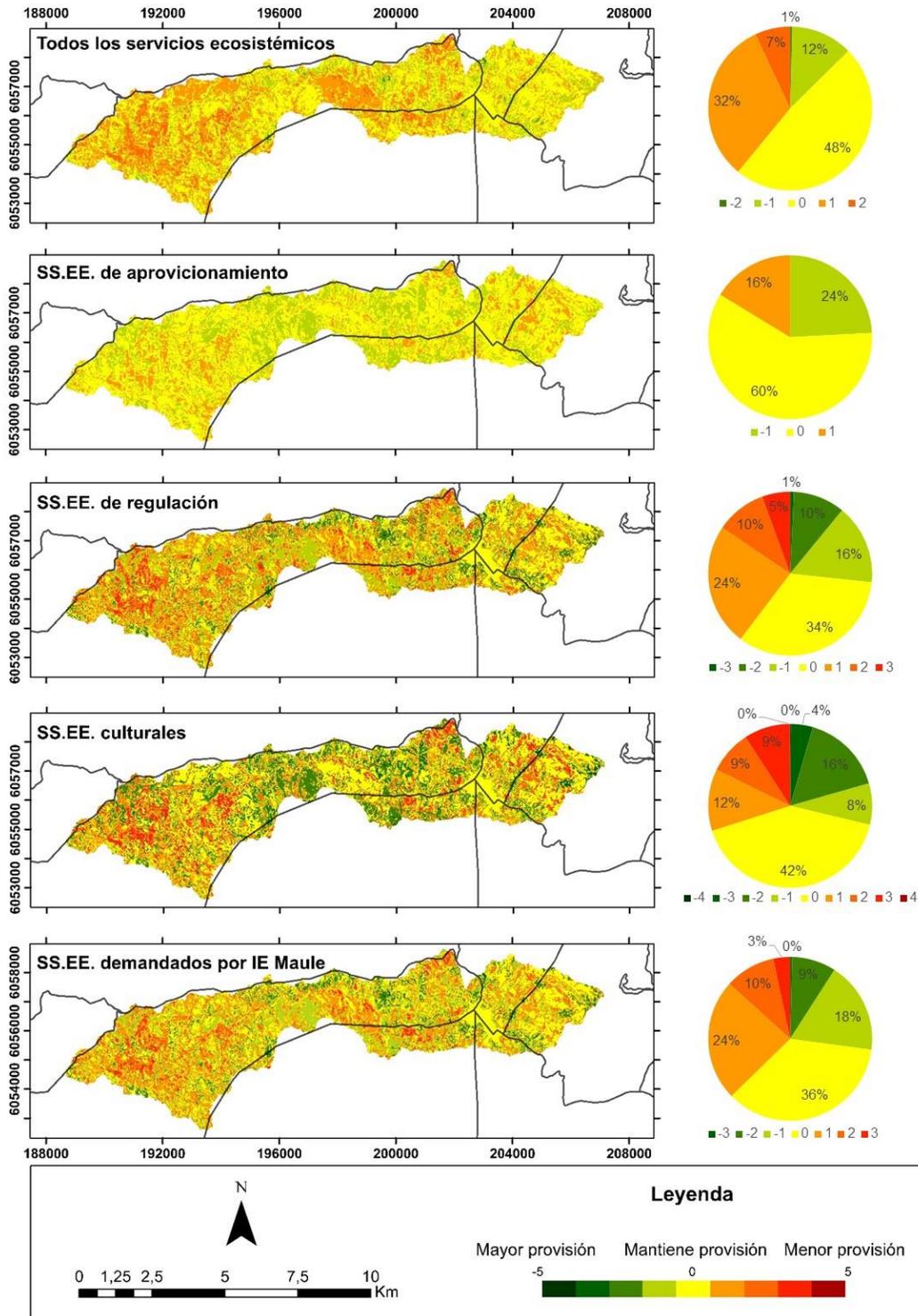
Tabla 11. Superficie porcentual (%) del estado actual de recuperación de provisión de los servicios ecosistémicos. Comparando los SS.EE. del año 2016 con el año 2020. Donde -4 significa una mayor provisión actual (4 años post-incendio) que en 2016 (pre-incendio) y +4 una menor provisión actual en comparación a 2016.

Servicios Ecosistémicos (SE)	Rangos categóricos del estado de servicios ecosistémicos								
	-4	-3	-2	-1	0	1	2	3	4
Todos los SE			0,42	12,2	48,4	32,1	7,0		
SE de aprovisionamiento				24,2	59,5	16,3			
SE de regulación		0,74	10,2	15,8	33,6	24,2	10,0	5,6	
SE culturales	0,17	4,33	16,1	8,2	41,3	12,2	8,6	9,1	0,09
SE más demandados según IE Maule		0,41	8,7	18,0	35,6	24,0	9,9	3,3	

Con respecto a la recuperación de todos los servicios ecosistémicos, un 48% mantiene su capacidad de provisión, un 39% no se ha recuperado y un 13 % se ha recuperado. En los servicios de aprovisionamiento que la micro cuenca en sí, ya tenía una baja provisión, de esto el 60% de su superficie mantiene su provisión, un 16% no ha recuperado su provisión y un 24% de la superficie ha logrado recuperar su provisión. Con los servicios de regulación el 34% de su superficie mantuvo la provisión, 39% aún no recupera su provisión y un solo 16% de la superficie ha logrado recuperarse. Los servicios culturales el 42% de la superficie mantiene su provisión, el 30% aún no recupera la provisión de este servicio y el 28% ha logrado recuperar. Los servicios ecosistémicos identificados como demandados por la población en la infraestructura ecológica de la región del Maule, que resulta de los servicios más provistos por los ecosistemas de la micro cuenca, muestra que un 36% de la superficie mantiene la provisión, un 37% no se ha recuperado y un 27% de la superficie ha logrado recuperar la provisión de estos servicios, siendo estos servicios y los culturales son los que más se han recuperado.



Figura 19. Categorización del estado actual de recuperación de provisión de los servicios ecosistémicos. Comparando los SS.EE. del año 2016 con el año 2020.



Esto muestra que los servicios más afectados por el gran incendio forestal de año 2017 son los servicios de regulación, esto porque en gran medida los tipos de beneficios son otorgados por coberturas vegetacionales adultas, las cuales aún no van a recuperar su estado inicial, pero en la sucesión a su estado adulto podrán aportar a la provisión de otros tipos de servicios ecosistémicos, por lo cual se seguirán mostrando cambios.

Para establecer si existe una asociación entre los índices espectrales y los valores entregados por la matriz de provisión potencial de servicios ecosistémicos, se realizó, a modo de ejercicio sin fines estrictamente estadísticos, sino meramente exploratorios, una correlación no paramétrica bivariada de Spearman (tabla 12). Se puede observar que la correlación en los datos es muy alta, y esto se debe a que también los datos son pocos, pero se puede apreciar un patrón de similitud.

Con respecto a los índices NBRI y BAIS-2, se observa el mismo comportamiento entregando prácticamente la misma información, pero con respecto al NDVI del período húmedo y seco, no presentan el mismo patrón, NDVI húmedo es más adecuado para explicar los datos de provisión de servicios ecosistémicos y sobre los índices NBRI y BAIS-2. Para los servicios de regulación el NDVI del período húmedo es mejor predictor que el NBRI y BAIS-2, en cambio para los servicios de aprovisionamiento se presenta mejor el NBRI y BAIS-2 que el NDVI del período húmedo. Los índices, NBRI, BAIS-2 y NDVI muestran altas correlaciones sugiriendo que estos índices podrían ser buenos predictores entre sí, pero esto en base a solo 4 o 5 datos. NDVI del período seco muestra diferencia y es menos explicativo que los otros índices. Esto también indica en este resultado que para este análisis se podría utilizar cualquiera de estos 3 índices (NBRI, BAIS-2 y NDVI período húmedo), pues entregan información con un comportamiento similar. No así en NDVI del período seco, dado que muestra otro comportamiento, por lo que es importante considerar la integración del NDVI calculado en dos períodos, pues entregan información distinta. La relación entre los servicios ecosistémicos, la provisión de todos los servicios ecosistémicos representa de buena manera lo que les ocurre a los otros servicios ecosistémicos presentados en sus divisiones, excepto en los servicios de aprovisionamiento, pues estos muestran patrones distintos a los otros servicios, y los servicios ecosistémicos presentados como más demandados por la infraestructura ecológica de la región del Maule, reflejan bien la diversidad de los otros servicios. Los índices muestran el comportamiento esperado, a mayor valor en el índice NBRI menor es el nivel de provisión de servicios, y con respecto al NDVI la relación positiva, a mayor valor del índice más alta la capacidad de provisión de servicios ecosistémicos. Si bien los mejores predictores son en base a 4-5 datos, lo cual es inadecuado estadísticamente, pero permite visibilizar que se puede utilizar de manera apropiada agregando más años de estudio.

	NBRI	BAIS2	NDVI seco	NDVI húmedo	Todos SS.EE.	SS.EE aprovisionamiento	SS.EE. Regulación	SS.EE culturales	SS.EE. más demandados
NBRI	1,000	1,000**	-,949	-1,000**	-1,000**	-1,000**	-,949	-1,000**	-1,000**
BAIS-2		1,000	-,949	-1,000**	-1,000**	-1,000**	-,949	-1,000**	-1,000**
NDVI seco			1,000	,949	,949	,949	,889	,949	,949
NDVI húmedo				1,000	1,000**	,821	,975**	,975**	1,000**
Todos SS.EE.					1,000	,821	,975**	,975**	1,000**
SS.EE aprovisionamiento						1,000	,789	,921*	,821
SS.EE. Regulación							1,000	,947*	,975**
SS EE culturales.								1,000	,975**
SS.EE. más demandados									1,000

Tabla 12. Correlación no paramétrica bivariada de Spearman para los datos correspondientes a los índices espectrales y provisión potencial de SS.EE. para los 4 años de estudio post-incendio.

5. DISCUSIÓN

En este trabajo se presenta como influyen los grandes incendios forestales en la provisión de servicios ecosistémicos en la micro cuenca Estero Empedrado en la región del Maule. En referencia a las preguntas ¿Qué medimos y cómo medimos?, medimos la provisión potencial de servicios ecosistémicos en el contexto de un gran incendio forestal mostrando su condición pasada, actual y su recuperación. Los resultados muestran que los incendios influyen de manera negativa, disminuyendo hasta la mitad de la provisión de servicios anterior a la ocurrencia de los incendios en los ecosistemas presentes, y esto es aún más problemático puesto que la zona ya tenía una baja provisión de servicios ecosistémicos.

La recuperación se muestra lenta y variable, puesto que las sucesiones de los ecosistemas entregan diferentes niveles de provisión, de manera general el comportamiento oscila de baja a muy baja a nula provisión luego vuelve a baja y muy baja, esta recuperación se da puesto que es una micro cuenca con muy pocos servicios ecosistémicos por esto se recupera más rápido. Evaluar el estado de recuperación del paisaje es importante y muestra que existen oportunidades para recuperar la provisión e incluso mejorarla, diversificando los ecosistemas para que no exista solo una predominancia de plantaciones forestales.

Si bien en el área de estudio se observaron zonas con reforestación nativa, también se ven muchas áreas que no presentaban manejo y con una invasión de rebrotes de pinos, los cuales no dejan lugar para otro tipo de especies.

Siguiendo con la segunda pregunta, se midieron mediante una valoración biofísica a partir de una revalidación de la matriz a base de expertos presentada en la infraestructura ecológica de la región del Maule. Este trabajo genera una metodología que servirá como base para la futura evaluación biofísica de los servicios ecosistémicos y la integración de índices espectrales para paisajes incendiados, pudiendo aplicarse en otras microcuencas de la región afectadas por el incendio del año 2017 o en otras ocasiones. Para los propósitos de este estudio limitaremos nuestra discusión acerca de los aspectos metodológicos, resultados y aportes de este estudio para territorios similares.

5.1 Aspectos metodológicos y principales hallazgos de la aplicación metodológica

Para evaluar la asociación entre los índices espectrales y los valores de los servicios ecosistémicos, se plantea metodológicamente una correlación entre los valores, la cual fue una correlación no paramétrica bivariada de Spearman. Sentinel-2 presenta una resolución de 10 metros, pero tiene la limitación de temporal de estar disponible solo desde el año 2015. Para poder aplicar adecuadamente este análisis



estadístico sería una mejor opción las imágenes Landsat, las cuales también han sido descritas como adecuadas para estudios de ecosistemas (Li *et al.*, 2020; Shang & Zhu, 2019), sin embargo, se debe tener en cuenta que el cambio en la resolución y escala de análisis pueden influir en la forma en que se observa un paisaje y los resultados pueden expresar una dinámica diferente (O'Neill & Smith, 2002). Para mejorar la aplicación de esta metodología lo adecuado sería expandir los años de estudio y realizar evaluaciones de por ejemplo de 20 a 30 años, lo cual es más adecuado para realizar correlaciones con un mínimo de 10 muestras. Así, este estudio sobre esta micro cuenca puede utilizarse actualmente como control para evaluar la precisión metodológica de la clasificación de coberturas y uso del suelo a realizar con imágenes Landsat. En 5 años más, ya se podrían generar resultados óptimos con imágenes Sentinel la que cuenta con mejor resolución espacial, y se podrán analizar grandes incendios como China Muerta (2015) en la región de La Araucanía, Marchigüe-Paredones (2017) en la región de O'Higgins, Agua Fría (2020) en la región del Maule.

Dicho esto, se puede señalar que la correlación de Spearman entregó una alta correlación la cual se explica por la poca cantidad de datos analizados, pero como desarrollo de una aplicación metodológica es posible destacar otros aspectos. Uno de ellos es el comportamiento de los índices. Los índices NBRI, BAIS-2 y NDVI período húmedo, aportaron prácticamente la misma información, por lo que al menos se puede afirmar que no es necesario aplicar ambos índices de severidad de incendio, pero sí que es necesario aplicar tanto el índice NDVI del período húmedo y seco, pues aportan información distinta.

Con respecto a la clasificación de las coberturas, las tierras irrigadas, suelos impermeables y los cuerpos de agua no muestran cambios significativos puesto que en la micro cuenca éstas se encuentran en una muy baja superficie y los cuerpos de agua fue una capa agregada a la clasificación puesto que el estero estero Empedrado se encuentra con muy poco caudal. En el año 2017 se dan los principales cambios debido al gran incendio forestal, destacándose la disminución de praderas, matorrales, bosque nativo y plantaciones forestales a áreas quemadas de alta y baja severidad. Los principales cambios posteriores se dan principalmente por sucesión ecológica, predominando la gran densidad de los rebrotes de pino y el rápido crecimiento de la retamilla ocasionando rápidos cambios en el paisaje por sobre las coberturas nativas, lo que coincide con lo presentado por Valencia *et al.*, (2018). Otros cambios no tan predecibles es la variación en la superficie de bosques nativos y plantaciones forestales luego del gran incendio, que se relacionaron con el manejo de las coberturas quemadas, la tala ilegal presentado también por García (2020) y al error del índice de Kappa el cual varía en un 10 al 15% en los años de estudio.

Con respecto a los índices utilizados para alimentar el proceso de clasificación de coberturas del suelo, se sugiere que es suficiente un índice de severidad como el usado en este trabajo NBRI y NDVI de vegetación, debido al comportamiento mostrado y a su correlación muestran información similar. Y aunque el Δ NBRI y Δ BAIS-2 muestran valores promedio similares, BAIS-2 fue más sensible a los cambios de regeneración post incendio, lo cual se puede apreciar de mejor forma al observar el índice espacializado, por lo que se puede reemplazar por NBRI. La literatura indica que no existe un acuerdo sobre cual índice de severidad funciona mejor en la detección de zonas quemadas y severidad del fuego (Filipponi, 2018). Según los resultados obtenidos el índice NDVI se muestra muy sensible a los cambios espectrales de la vegetación por lo que se considera muy adecuado su utilización para discriminar vegetación sana e incendiada. Si bien Bar *et al.*, (2020) atribuye mejores resultados a las bandas espectrales de Landsat 8, que de Sentinel-2 en la detección de áreas quemadas, Sentinel-2 tiene un mejor potencial para identificar áreas incendiadas post-incendio, lo que en el caso de estudio tiene mayor relación, puesto que nos interesa observar la recuperación del paisaje post-incendio. Por otra parte, García-Llamas *et al.*, (2019) menciona que la alta resolución de Sentinel-2 mejora sólo ligeramente los resultados en el cálculo de índices para la identificación de incendios al comparar un conjunto de índices (NBRI, Δ NBRI, NDVI, Δ NDVI, SAVI, EVI, Δ EVI), y que tanto Sentinel-2 MSI y Landsat 8 OLI/TIRS muestran un buen potencial, especialmente para evaluar la severidad de incendios en ecosistemas heterogéneos.

Con respecto a la revalidación de la matriz de servicios ecosistémicos realizada por los expertos, su valoración tendió a coincidir sin presentarse grandes diferencias. Esta revalidación para la evaluación de micro cuenca Estero Empedrado muestra que los ecosistemas presentes en general tienen una baja capacidad de provisión la cual se empeora con el gran incendio forestal del año 2017. El servicio de aprovisionamiento de la micro cuenca tiene la menor capacidad de proveer y aún más luego del gran incendio forestal, si bien la capacidad se ha recuperado sigue siendo muy baja la provisión de este servicio. La mayor afectación de servicios ecosistémicos por el gran incendio forestal estuvo asociado a la provisión de servicios culturales, teniendo más cambios y presentando una lenta recuperación. Por otra parte, los servicios que se vieron menos afectados y que actualmente tienen una mejor provisión por sobre los otros, son los servicios ecosistémicos identificados como demandados por la población del paisaje costero, de acuerdo al informe de la infraestructura ecológica de la región del Maule (Echeverría *et al.*, 2018).

La provisión y el estado actual de los servicios ecosistémicos en la micro cuenca Estero Empedrado fueron cartografiados para aportar a la planificación y



gestión del paisaje (Burkhard & Maes, 2017). Sin embargo, sería interesante poder estudiar los flujos espaciales de cada tipo de servicios ecosistémicos, para así poder mejorar la provisión y donde priorizar la conservación y restauración (Syrbe *et al.*, 2017).

5.2 Aportes a la evaluación de servicios ecosistémicos en territorios similares

Los procesos de perturbación como son los incendios forestales, implican cambios en la estructura y la dinámica del paisaje, y estos cambios alteran la provisión de servicios ecosistémicos. La recuperación del paisaje es fundamental para que los ecosistemas puedan asegurar su diversidad biológica y puedan proporcionar servicios ecosistémicos más estables, productivos y resilientes (Esquivel *et al.*, 2020). Los paisajes mediterráneos son de los ecosistemas más sensibles a la perturbación de los incendios forestales y que se han vuelto más frecuentes y de mayor intensidad, y los paisajes mediterráneos chilenos no son la excepción, por lo que es importante poder identificar el comportamiento y la recuperación del paisaje post incendio de la mano con la provisión de servicios ecosistémicos, para la contribución a su gestión, restauración, conservación y conocimiento sobre los paisajes incendiados.

La relación entre incendios forestales y servicios ecosistémicos se centra en la regulación de incendios, pérdida de servicios y servicios proporcionados por los incendios forestales (Depietri & Orenstein, 2020). En las zonas mediterráneas la vegetación autóctona está generalmente adaptada a los incendios forestales, con biomasa menos inflamable y capaces de recuperarse post incendio, pueden reducir la escala espacial y la intensidad de los incendios, siendo un importante servicio de regulación, en el caso del Maule los bosques de *Nothofagus glauca* ha mostrado una buena capacidad de respuesta, pero la invasión de Pino radiata y la extensión y continuidad de las plantaciones forestales, hace difícil una resiliencia de los ecosistemas nativos, por lo que las medidas de manejo, más el conocimiento del comportamiento del paisaje son las claves la recuperación del paisaje inicial pre incendio (Depietri & Orenstein, 2020; Promis *et al.*, 2019; Pliscoff *et al.*, 2020). Para la recuperación de los paisajes incendiados y su provisión de servicios ecosistémicos, es importante el manejo de los suelos quemados, la reforestación de especies nativas, así como también a mayor escala la educación sobre la importancia de los servicios ecosistémicos (Pereira & Pereira, 2019), los efectos de los incendios forestales (Salazar *et al.*, 2020; Castillo *et al.*, 2020), la vulnerabilidad educativa (Jaque *et al.*, 2019) y también la diversificación de los monocultivos (Ching Liu *et al.*, 2018; Barsoum *et al.*, 2016).

La metodología presentada en este estudio, para la evaluación de la provisión de servicios ecosistémicos enfocada en los paisajes afectados por

incendios forestales, es aplicable a otros territorios afectados por incendios forestales y que deseen obtener información de la respuesta del paisaje y la provisión de servicios ecosistémicos. El usar la plataforma online GEE permite poder compartir los códigos empleados en el trabajo, además es de su uso libre, permite un acceso gratuito a un catálogo de imágenes satelitales y una gran capacidad de procesar datos geoespaciales. Su uso ha adquirido popularidad en el último tiempo en especial desde el año 2017 en donde han aumentado las publicaciones científicas, dando a conocer la evolución de sus aplicaciones (Tamiminia *et al.*, 2020; Brooke *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2020). Esta metodología esta presentada para evaluar donde se han perdido más servicios ecosistémicos para así poder establecer cuáles son las zonas que necesitan restauración ecológica.

El uso de las matrices como método para las evaluaciones de servicios ecosistémicos desde una perspectiva biofísica ha sido muy usada en los últimos años, puesto que es flexible, de rápida implementación y eficiente para el mapeo de servicios ecosistémicos (Roche & Campagne, 2019). Las principales críticas a este método reinciden en el número de expertos que la valoran y los métodos de confiabilidad, la no clara explicación de la metodología y el uso de matrices ya aplicadas sin ser adaptadas (Campagne *et al.*, 2017; Campagne *et al.*, 2020), también se menciona que ciertos tipos de servicio ecosistémicos son dinámicos y estacionales, por lo que su provisión es temporal lo cual se debería tener en cuenta al cartografiar (Guerra *et al.*, 2017). La revalidación de la matriz de evaluación de provisión de servicios ecosistémicos, se puede aplicar para la zona costera incluyendo su cordillera entre las regiones de O'Higgins a la región Ñuble. Para zonas en que los ecosistemas difieren o existen más tipos se deberán realizar ajustes a la matriz, por lo que es importante el conocer en terreno el área de estudio, como también poder identificar las coberturas y explicar la dinámica del paisaje. Para otras regiones existen trabajos como el presentado por Montoya-Tangarife *et al.* (2017) otros usando otras metodologías como en Esse *et al.* (2014) mediante un análisis multicriterio y evaluaciones de servicios específicos como en Benra *et al.* (2019), Nahuelhual *et al.* (2014), Nahuelhual *et al.* (2017), Nahuelhual *et al.* (2018).

Para finalizar y dando respuesta a la pregunta de investigación la dinámica espacial se ve afectada mostrando una gran disminución de sus coberturas y con una recuperación desigual modificando la configuración inicial del paisaje, lo que ha repercutido en la provisión de servicios ecosistémicos, donde después de 4 años la recuperación que ha tenido el paisaje aún no se logra acercar a la provisión pre incendio forestal. Por lo que los incendios forestales afectan directamente la provisión de servicios ecosistémicos y para asegurar una futura recuperación de los ecosistemas y servicios ecosistémicos, se necesitan medidas de prevención para



de grandes incendios forestales en las zonas mediterráneas del país, y para la recuperación se necesitan crear programas de manejo y así evitar las especies vegetales invasoras en zonas de especies nativas que proveen mayores servicios ecosistémicos. Además, este estudio aporta una metodología para poder establecer donde se debe recuperar y que tanto hay que recuperar del paisaje para asegurar la provisión de servicios ecosistémicos.

6. CONCLUSIONES

El gran incendio “Las Máquinas” del año 2017 afectó directamente la provisión de servicios ecosistémicos de la micro cuenca Estero Empedrado. La provisión de servicios ecosistémicos disminuyó en algunos casos hasta a la mitad de la provisión que tenían antes del gran incendio, lo cual es aún más grave puesto que su provisión de servicios ecosistémicos ya era baja. La provisión más afectada son la provisión de servicios de regulación y servicios culturales. Por otra parte, los servicios ecosistémicos que han mostrado mejor comportamiento de recuperación son los servicios ecosistémicos identificados como demandados por la población presentados en la infraestructura ecológica de la región del Maule, lo cual es un resultado positivo. Este resultado también está condicionado a que es una cuenca con pocos servicios ecosistémicos, puesto que las coberturas que la dominan son plantaciones forestales y en menor medida bosque nativo, y la recuperación de matorrales y praderas hacen que se recupere rápido la provisión. La cobertura que más servicios ecosistémicos provee a la micro cuenca es el bosque nativo por lo que es importante que sean restauradas.

El bosque nativo juega un papel importante en la provisión de servicios en la micro cuenca, sin embargo, este ecosistema se presenta en baja superficie en la zona, a pesar de que pre incendio forestal representaba una superficie significativa, luego del gran incendio forestal esta se vio gravemente afectada. Para la comunidad de la zona, las plantaciones forestales brindaban la provisión de hongos, donde su cosecha es tradicional en la zona. Esto ahora no está disponible y para que esta cobertura, junto al bosque nativo, vuelvan a entregar la cantidad de provisión pre incendio, aun se necesitan muchos años para que estas especies puedan crecer y brindarlos, considerando que la tasa de recuperación del bosque nativo ha sido del 7% en cuatro años y las plantaciones forestales cuatro después hay menos superficie que la que había inmediatamente después del incendio, por lo que es muy importante la reforestación. La regeneración del bosque nativo ha sido más lenta que la regeneración de plantas exóticas invasoras. Estas especies exóticas tienen la capacidad de rápido y denso crecimiento, que sin el debido manejo no podrán llegar a ser plantaciones cosechables, lo cual hace menos factible la pronta recuperación de ciertos tipos de servicios. Debido a esto, la mejor opción para la

recuperación de los paisajes incendiados y su provisión de servicios ecosistémicos, es el manejo de los suelos quemados para evitar la propagación de especies invasoras y la alta densidad del rebrote del pino el cual también impide el desarrollo de especies de hongos y que las plantaciones pueden ser cosechables, la reforestación de especies nativas, así como también a mayor escala la educación sobre la importancia de los servicios ecosistémicos, los efectos de los incendios forestales y también la diversificación de los monocultivos.

La propuesta metodológica utilizada es replicable en paisajes costeros afectados por incendios forestales. El índice multiespectral BAIS-2 mostró una mayor sensibilidad a la detención de paisajes incendiados lo cual se debería tener en cuenta para el trabajo con imágenes satelitales Sentinel. El índice NDVI mostró claramente los cambios provocados por el gran incendio y fue muy sensible para detectar la recuperación del paisaje. Por esto, se recomienda el uso de estos dos índices para su aplicabilidad dentro de un periodo equivalente. Para su pronta aplicabilidad considerando una muestra de más de 10 años evaluados se recomienda el uso de imágenes Landsat debido a su amplia resolución temporal y porque permite realizar análisis estadísticos robustos.



7. REFERENCIAS

Adams, M. A. (april, 2013). Mega-fires, tipping points and ecosystem services: Managing forests and woodlands in an uncertain future. *Forest Ecology and Management*, (294). Doi: 10.1016/j.foreco.2012.11.039.

Altamirano, A., Miranda, A., Meli, P., Dehennin, J., Muys, B., Prado, M., Catalán, G., Smith-Ramírez, C., Bustamante-Sánchez, M., Lisón, F., Rey-Benayas, J. (july, 2019). Spatial congruence among indicators of recovery completeness in a Mediterranean forest landscape: Implications for planning large-scale restoration. *Ecological Indicators*, (102). Doi: 10.1016/j.ecolind.2019.03.046.

Altamirano, A., Salas, C., Yaitul, V., Smith-Ramirez, C., Ávila, A. (2013). Influencia de la heterogeneidad del paisaje en la ocurrencia de incendios forestales en Chile Central. *Revista de Geografía*, (55). Doi: 10.4067/S0718-34022013000200011.

Andersen, M.M. Sugg, Geographic multi-criteria evaluation and validation: A case study of wildfire vulnerability in Western North Carolina, USA following the 2016 wildfires. (october, 2019). *International Journal of Disaster Risk Reduction*, (39). Doi: 10.1016/j.ijdrr.2019.101123.

Badia, A., Pallares-Barbera, M., Valldeperas, N., Gisbert, M. (july, 2019). Wildfires in the wildland-urban interface in Catalonia: Vulnerability analysis based on land use and land cover change. *Science of the Total Environment*, (673). Doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.04.012.

Bar, S. Parida, B., Pandey, A. (april, 2020). Landsat-8 and Sentinel-2 based Forest fire burn area mapping using machine learning algorithms on GEE cloud platform over Uttarakhand, Western Himalaya. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, (18). Doi: 10.1016/j.rsase.2020.100324.

Barsoum, N., Coote, L., Eycott, A., Fuller, L., Kiewitt, A., Davies, R. (december, 2016). Diversity, functional structure and functional redundancy of woodland plant communities: How do mixed tree species plantations compare with monocultures?. *Forest Ecology and Management*, (382). Doi: 10.1016/j.foreco.2016.10.005.

Benra, F., Nahuelhual, L., Gaglio, M., Aguayo, M., Jullian, C., Bonn, A. (october, 2019). Ecosystem services tradeoffs arising from non-native tree plantation expansion in southern Chile. *Landscape and Urban Planning*, (190). Doi: 10.1016/j.landurbplan.2019.103589.

Borrás, J., Delegido, J., Pereira, M., Morassi, G., Camps-Valls, G. (mayo, 2017). Clasificación de usos del suelo a partir de imágenes Sentinel-2. *Revista de teledetección*, (48). Doi: 10.4995/raet.2017.7133.

- Bowman, D., Moreira-Muñoz, A., Kolden, C., Chávez, A., Salinas, F., Gonzáles-Reyes, A., Rocco, R., De la Barrera, F., Williamson, G., Borchers, N., Cifuentes, L., Abatzoglou, J., Johnston, F. (august, 2018). Human-environmental drivers and impacts of the globally extreme 2017 Chilean fires. *Ambio*, (48). Doi: 10.1007/s13280-018-1084-1.
- Brooke, S., D'Arcy, M., Mason, P., Whittaker, A. (February, 2019). Rapid multispectral data sampling using Google Earth Engine. *Computers and Geosciences*, (135). Doi: 10.1016/j.cageo.2019.104366
- Burkhard, B. & Maes, J. (2017). *Mapping Ecosystem Services*. Pensoft Publishers, Sofia, Bulgaria.
- Burkhard, B. (2017). Ecosystem services matrix. En Burkhard & Maes (Ed.), *Mapping Ecosystem Services* (pp. 227-232). Sofia, Bulgaria: Pensoft Publishers.
- Burkhard, B., Kroll, F., Muller, F. y Windhorst, W. (november, 2009). Landscapes Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover based Assessments. *Landscape Online*, (15)1. Doi: 10.3097/LO.200915.
- Burkhard B, Kandziora M, Hou Y, Muller F. (june, 2014). Ecosystem service potentials, flows and demands - concepts for spatial localization, indication and quantification. *Landscape Online*, (34). Doi: 10.3097/LO.201434.
- Campagne, C., Roche, P., Müller, F., Burkhard, B. (april, 2020). Ten years of ecosystem services matrix: Review of a (r)evolution. *One Ecosystem*, (5). Doi: 10.3897/oneeco.5.e51103.
- Campagne, C., Roche, P., Gosselin, F., Tschanz, L., Tatoni, T. (august, 2017). Expert-based ecosystem services capacity matrices: Dealing with scoring variability. *Ecological Indicators*, (79). Doi: 10.1016/j.ecolind.2017.03.043.
- Castillo, M., Baeza, A., Garfías, R. (december, 2020). A recent review of fire behavior and fire effects on native vegetation in Central Chile. *Global Ecology & Conservation*, (24). Doi: 10.1016/j.gecco.2020.e01210.
- Castillo, M., Molina, J., Rodríguez y Silva, F., García-Chevesich, P., Garfias, R. (february, 2017). A system to evaluate fire impacts from simulated fire behavior in Mediterranean areas of Central Chile. *Science of the Total Environment*, (579). Doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.11.139.
- Chapin, F., Matson, P., Vitousek, P. (2011). *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer New York Dordrecht Heidelberg London.



Ching Liu, C., Kuchma, O., Krutovsky, K. (july, 2018). Mixed-species versus monocultures in plantation forestry: Development, benefits, ecosystem services and perspectives for the future. *Global Ecology and Conservation*, (15). Doi: 10.1016/j.gecco.2018.e00419.

Coops, N. & Tooke, T. (2017). Introduction to Remote Sensing. En Gergel, S. & Turner, M. (Ed.), *Learning Landscape Ecology*. Second Edition. Springer-Verlag, New York 2002, 2017.

De la Barrera, F., Barraza, F., Favier, P., Ruiz, V., Quense, J. (october, 2018). Megafires in Chile 2017: Monitoring multiscale environmental impacts of burned ecosystems. *Science of the Total Environment*, (637–638). Doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.11.139.

De la Barrera, F. & Fernández, I. (2018). Biodiversidad urbana, servicios ecosistémicos y planificación ecológica: un enfoque desde la ecología del paisaje. En Figueroa, J. & Lazzoni, I. (Ed.), *Biodiversidad urbana en Chile: Estado del arte y los desafíos futuros* (pp.115-146). Núcleo de investigación biodiversidad urbana, Universidad Central, Chile.

De la Barrera, F., Bachamann-Vargas, P., Tironi, A. (2015). La investigación de servicios ecosistémicos en Chile: una revisión sistemática. *Investigaciones Geográficas Chile*, (50). Doi: 10.5354/0719-5370.2016.41171.

Delcount, H. (2002). Creating landscape pattern. Gergel, S. & Turner, M. (Ed.), *Learning landscape ecology: A practical guide to concepts and techniques*. Springer-Verlag, New York.

Deng, X., Li, Z., Huang, J., Shi, Q., Li, Y., Zhang, R., Huang, J. (2015). Reviews on Impact Assessment of Land-Use Change on Key Ecosystem Services. En Zhan, J. (Ed.), *Impacts of Land-use on Ecosystem Services*. Springer Heidelberg New York Dordrecht London.

Depietri, Y., & Orenstein, D. (august, 2020). Managing fire risk at the wildland-urban interface requires reconciliation of tradeoffs between regulating and cultural ecosystem services. *Ecosystem Services*, (44). Doi: 10.1016/j.ecoser.2020.101108.

Dobor, L., Hlásny, T., Rammer, W., Barka, I., Trombik, J., Pavlenda, P., Šebeň, V., Štěpánek, P., Seidl, R. (december, 2018). Post-disturbance recovery of forest carbon in a temperate forest landscape under climate change. *Agricultural and Forest Meteorology*, (263). Doi: 10.1016/j.agrformet.2018.08.028.

Dunford, R., Harrison, P., Bagstad, K. (2017). Computer modelling for ecosystem service assessment. En Burkhard & Maes (Ed.), *Mapping Ecosystem Services* (pp. 126-137). Sofia, Bulgaria: Pensoft Publishers.

Echeverría, C., Fuentes, R., de la Barrera, F., Aguayo, M., Engler, A., Garrido, P., Vega, D., Herrera, A. 2018. Informe final Proyecto "Planificación ecológica de la infraestructura ecológica de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos y programa regional de prioridades de restauración ecológica en el contexto de los incendios de la temporada 2016-2017: aplicación en Región del Maule". Licitación 608837-95-LP17. Universidad de Concepción, Concepcion. 130 p.

Erhard, M., Banko, G., Abdul, D., Santos, F. (2017). Mapping ecosystem types and conditions. En Burkhard & Maes (Ed.), *Mapping Ecosystem Services* (pp. 77-82). Sofia, Bulgaria: Pensoft Publishers.

Esse, C., Valdivia, P., Encina-Montoya, F., Aguayo, C., Guerrero, M., Figueroa, D. (2014). Modelo de análisis espacial multicriterio (AEMC) para el mapeo de servicios ecosistémicos en cuencas forestales del sur de Chile. *Bosque*, 35 (3). Doi: 10.4067/S0717-92002014000300004.

Esquivel, J., Echeverría, C., Saldaña, A., Fuentes, R. (august, 2020). High functional diversity of forest ecosystems is linked to high provision of water flow regulation ecosystem service. *Ecological Indicator*, (115). Doi: 10.1016/j.ecolind.2020.106433.

Etter, A. (1991). Introducción a la ecología del paisaje. Un marco de integración para los levantamientos ecológicos. Doi: 10.13140/2.1.4464.5121.

Farina, A. (2011). *Ecología del Paisaje*. Alicante, España, Publicaciones de la Universidad de Alicante.

Filipponi, F. (march, 2018). BAIS2: Burned Area Index for Sentinel-2. *Proceedings*, (64). Doi:10.3390/ecrs-2-05177.

García, R. (22 de julio de 2020). Plantas invasoras y su relación con los incendios forestales. [Presentación]. *Naturalistas Chile*: https://www.facebook.com/watch/live/?v=307643930357141&ref=watch_permalink

García-Llamas, P., Suárez-Seoane, S., Fernández-Guisuraga, J., Fernández-García, V., Fernández-Manso, A., Quintano, C., Taboada, A., Marcos, E., Calvo, L. (august, 2019). Evaluation and comparison of Landsat 8, Sentinel-2 and Deimos-1 remote sensing indices for assessing burn severity in Mediterranean fire-prone ecosystems. *Int J Appl Earth Obs Geoinformation*, (80). Doi: 10.1016/j.jag.2019.04.006.

Geange, S., Townsend, M., Clark, D., Ellis, J., Lohrer, A. (february, 2019). Communicating the value of marine conservation using an ecosystem service matrix approach. *Ecosystem Services*, (35). Doi: 10.1016/j.ecoser.2018.12.004.



Gergel, S. & Turner, M. (2002). *Learning landscape ecology: A practical guide to concepts and techniques*. Springer-Verlag, New York.

Gergel, S., Turner, M., Mladenoff, D. (2002). Collecting spatial data at broad scales. Gergel, S. & Turner, M. (Ed.), *Learning landscape ecology: A practical guide to concepts and techniques*. Springer-Verlag, New York.

Gomez, I. & Martin, I. (mayo, 2008). Estudio comparativo de índices espectrales para la cartografía de áreas quemadas con imágenes MODIS. *Revista de Teledetección*, (29). ISSN: 1988-8740.

Gonzalez, J., Del Barrio, G., Duguy, B. (february, 2008). Assessing functional landscape connectivity for disturbance propagation on regional scales—A cost-surface model approach applied to surface fire spread. *Ecological Modelling*, (211). Doi: 10.1016/j.ecolmodel.2007.08.028.

Groot, R., Braat, L., Contanza, R. (2017). A short history of the ecosystem services concept. En Burkhard & Maes (Ed.), *Mapping Ecosystem Services* (pp. 31-34). Sofia, Bulgaria: Pensoft Publishers.

Guerra, C., Alkemade, R., Maes, J. (2017). When to map? En Burkhard & Maes (Ed.), *Mapping Ecosystem Services* (pp.166-172). Sofia, Bulgaria: Pensoft Publishers.

Gustafson, E. (2002). Simulating changes in landscape pattern. En Gergel, S. & Turner, M. (Ed.), *Learning landscape ecology: A practical guide to concepts and techniques*. Springer-Verlag, New York.

Haines-Young, R. (2005). *Landscape pattern: context and process*. En Wiens, J. & Moss, M. *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*. Cambridge University Press, New York.

Harper, A., Doerr, S., Santin, C., Froyd, C., Sinnadurai, P. (may, 2018). Prescribed fire and its impacts on ecosystem services in the UK. *Science of The Total Environment*, (624). Doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.12.161.

Hossu, C., Iojă, I., Onose, D., Nita, M., Popa, A., Tabala, O., Inostroza, L. (june, 2019). Ecosystem services appreciation of urban lakes in Romania. Synergies and trade-offs between multiple users. *Ecosystem Services*, (37). Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100937>.

Hulton VanTassel, H., Barrows, C., Anderson, K. (february, 2015). Post-fire spatial heterogeneity alters ground-dwelling arthropod and small mammal community patterns in a desert landscape experiencing a novel disturbance regime. *Biological Conservation*, (182). Doi: 10.1016/j.biocon.2014.11.046.

- Inostroza, L., Garay, H., Andrade, G. (2020). Servicios ecosistémicos urbanos en Latinoamérica, oportunidades para el desarrollo urbano sostenible, la acción climática y la gestión de la biodiversidad urbana. Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia.
- Jacobs, S., Verheyden, W., Dendoncker, N. (2017). Why to map? En Burkhard & Maes (Ed.), *Mapping Ecosystem Services* (pp.189-198). Sofia, Bulgaria: Pensoft Publishers.
- Jaque, E., Castillo, C., Ojeda, C., Díaz, P. (2019). Vulnerabilidad educativa ante incendios forestales en el Área Metropolitana de Concepción. Caso de estudio: Penco, Chile. Estudios Socioterritoriales. Revista de Geografía, (25). ISSN 1853-4392.
- Kopperoinen, L., Luque, S., Tenerelli, P., Zulian, G., Viinikka, A. (2017). Mapping cultural ecosystem services. En Burkhard & Maes (Ed.), *Mapping Ecosystem Services* (pp. 199-211). Sofia, Bulgaria: Pensoft Publishers.
- Kruse, M. & Petz, K. (2017). Mapping provisioning services. En Burkhard & Maes (Ed.), *Mapping Ecosystem Services* (pp. 41-43). Sofia, Bulgaria: Pensoft Publishers.
- Lasanta, T., Khorchani, M., Pérez-Cabello, F., Errea, P., Sáenz-Blanco, R., Nadal-Romero, E. (december, 2018). Clearing shrubland and extensive livestock farming: Active prevention to control wildfires in the Mediterranean mountains. *Journal of Environmental Management*, (227). Doi: 10.1016/j.jenvman.2018.08.104.
- La Notte, A., D'Amato, D., Mäkinen, H., Paracchini, M., Liqueste, C., Egoh, B., Geneletti, D., Crossman, D. (march, 2017). Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. *Ecological Indicators*, (74). Doi: 10.1016/j.ecolind.2016.11.030.
- Li, W., Niu, Z., Shang, R., Qin, Y., Wang, L., Chen, H. (october, 2020). High-resolution mapping of forest canopy height using machine learning by coupling ICESat-2 LiDAR with Sentinel-1, Sentinel-2 and Landsat-8 data. *Int J Appl Earth Obs Geoinformation*, (92). Doi: 10.1016/j.jag.2020.102163.
- Liu, Y., Gong, W., Hu, X., Gong, J. (may, 2018). Forest Type Identification with Random Forest Using Sentinel-1A, Sentinel-2A, Multi-Temporal Landsat-8 and DEM Data. *Remote sensing*, (10). Doi: 10.3390/rs10060946.
- Maes, J. (2017). Specific challenges of mapping ecosystem services. En Burkhard & Maes (Ed.), *Mapping Ecosystem Services* (pp. 89-91). Sofia, Bulgaria: Pensoft Publishers.



Maes, J., Polce, C., Zulian, G., Vandecasteele, I., Perpiña, C., Rivero, I., Guerra, C., Vallecillo, S., Vizcaino, P., Hiederer, R. (2017). Mapping regulating ecosystem services. En Burkhard & Maes (Ed.), *Mapping Ecosystem Services* (pp. 179-188). Sofia, Bulgaria: Pensoft Publishers.

Mancilla, D. (2020). Análisis de oportunidades de Planificación en un paisaje rural-urbano degradado: Aportes a la Infraestructura Ecológica de la Región del Maule (Tesis de Pregrado). Universidad de Concepción, Concepción Chile.

Masseti, A., Rüdiger, C., Yebra, M., Hilton, J. (april, 2019). The Vegetation Structure Perpendicular Index (VSPI): A forest condition index for wildfire predictions. *Remote Sensing of Environment*, (224). Doi: 10.1016/j.rse.2019.02.004.

Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.

Moayedi, H., Mehrabi, M., Tien Bui, D., Pradhan, B., Foong, L. (april, 2020). Fuzzy-metaheuristic ensembles for spatial assessment of forest fire susceptibility. *Journal of Environmental Management*, (260). Doi: 10.1016/j.jenvman.2019.109867.

Montoya-Tangerife, C., De la Barrera, F., Salazar, A., Inostroza, L. (2017). Monitoring the effects of land cover change on the supply of ecosystem services in an urban region: A study of Santiago-Valparaíso, Chile. *PLoS ONE* 12(11): e0188117. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0188117>.

Müller, F., Bicking, S., Ahrendt, K., Kinh, D., Blindow, I., Fürst, C., Haase, P., Kruse, M., Kruse, T., Ma, L., Perennes, M., Ruljevic, I., Schernewski, G., Schimming, C., Schneiders, A., Schubert, H., Shumacher, J., Tappeiner, U., Wangai, P., Windhorst, W., Zeleny, J. (may, 2020). Assessing ecosystem service potentials to evaluate terrestrial, coastal and marine ecosystem types in Northern Germany – An expert-based matrix approach. *Ecological Indicators*, (112). Doi: 10.1016/j.ecolind.2020.106116.

Muñoz, P. (2013). Apuntes de Teledetección: Índices de vegetación. Ciren (Centro de Información de Recursos Naturales. Recuperado de: <http://bibliotecadigital.ciren.cl/bitstream/handle/123456789/26389/Tema%20Indice%20de%20vegetaci%C3%B3n%20Pedro%20Mu%C3%B1oz%20A.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Naderpour, M., Mojaddadi, H., Khakzad, N., Pradhan, B. (november, 2019). Forest fire induced Natech risk assessment: A survey of geospatial technologies. *Reliability Engineering and System Safety*, (191). Doi: 10.1016/j.ress.2019.106558.

Nahuelhual, L., Saavedra, G., Henríquez, F., Benra, F., Vergara, X., Perugache, C., Hasen, F. (august, 2018). Opportunities and limits to ecosystem services

governance in developing countries and indigenous territories: The case of water supply in Southern Chile. *Environmental Science and Policy*, (86). Doi: 10.1016/j.envsci.2018.04.012.

Nahuelhual, L., Vergara, X., Kusch, A., Campos, G., Droguett, D. (july, 2017). Mapping ecosystem services for marine spatial planning: Recreation opportunities in Sub-Antarctic Chile. *Marine Policy*, (81). Doi: 10.1016/j.marpol.2017.03.038.

Nahuelhual, L., Carmona, A., Laterra, P., Barrera, J., Aguayo, M. (may, 2014). A mapping approach to assess intangible cultural ecosystem services: The case of agriculture heritage in Southern Chile. *Ecological Indicators*, (40). Doi: 10.1016/j.ecolind.2014.01.005.

Navarro, R., Hayas, A., García-Ferrer, A., Hernández, R., Duhalde, P., Gonzáles, L. (marzo, 2008). Caracterización de la situación posincendio en el área afectada por el incendio de 2005 en el Parque Nacional de Torres del Paine (Chile) a partir de imágenes multiespectrales. *Revista Chilena de Historia Natural*, (81). Doi: 10.4067/S0716-078X2008000100008.

O'Neill, R. & Smith, M. (2002). Scale and hierarchy theory. En Gergel, S. & Turner, M. (Ed.), *Learning landscape ecology: A practical guide to concepts and techniques*. Springer-Verlag, New York.

Pereira, F. & Pereira, R. (december, 2019). Perceiving the invisible: Formal education affects the perception of ecosystem services provided by native areas. *Ecosystem Services*, (40). Doi: 10.1016/j.ecoser.2019.101029.

Plischoff, P., Folchi, M., Aliste, E., Cea, D., Simonetti, J. (june, 2020). Chile mega-fire 2017: An analysis of social representation of forest plantation territory. *Applied Geography*, (119). Doi: 10.1016/j.apgeog.2020.102226.

Potter, C. & Brooks, V. (november, 1998). Global analysis of empirical relations between annual climate and seasonality of NDVI. *International Journal of Remote Sensing*, (15). Doi: 10.1080/014311698214352.

Potschin, M. & Haines-Young, R. (2017). From nature to society. En Burkhard & Maes (Ed.), *Mapping Ecosystem Services* (pp. 41-43). Sofia, Bulgaria: Pensoft Publishers.

Promis, A., Olivares, S., Acuña, S., Cruz, G. (2019). Respuesta temprana de la regeneración de plantas leñosas después del incendio forestal denominado "Las Máquinas" en la Región del Maule, Chile. *Gayana Botanica*, 76 (2). Doi: 10.4067/S0717-66432019000200257.



Robinne, F-N., Hallema, D.W., Bladon, K.D., Buttle, J.M. (february, 2019). Wildfire impacts on hydrologic ecosystem services in North American high-latitude forests: A scoping review. *Journal of Hydrology*, (581). Doi: 10.1016/j.jhydrol.2019.124360.

Roche, P. & Campagne, S. (november, 2019). Are expert-based ecosystem services scores related to biophysical quantitative estimates?. *Ecological Indicators*, (106). Doi: 10.1016/j.ecolind.2019.05.052.

Salazar, N., Meza, M., Espelta, J., Armenteras, D. (june, 2020). Post-fire responses of *Quercus humboldtii* mediated by some functional traits in the forests of the tropical Andes. *Global Ecology and Conservation*, (22). Doi: 10.1016/j.gecco.2020.e01021 .

San Miguel-Ayanz, J., Moreno, J., Camina, A. (enero, 2013). Analysis of large fires in European Mediterranean landscapes: Lessons learned and perspectives. *Forest ecology and management* (294). DOI: 10.1016/j.foreco.2012.10.050.

Sarricolea, P., Herrera-Ossandon, M., Meseguer-Ruiz, O. (noviembre, 2017). Climatic regionalisation of continental Chile. *Journal of Maps*, 13 (2). Doi: 10.1080/17445647.2016.1259592

Scheneiders, A., & Müller, F., (2017). A natural base for ecosystem services. En Burkhard & Maes (Ed.), *Mapping Ecosystem Services* (pp. 35-40). Sofia, Bulgaria: Pensoft Publishers.

Seidl, R., Albrich, K., Thom, D., Rammer, W. (march, 2018). Harnessing landscape heterogeneity for managing future disturbance risks in forest ecosystems. *Journal of Environmental Management*, (209). Doi: 10.1016/j.jenvman.2017.12.014.

Shang, R. & Zhu, Z. (december, 2019). Harmonizing Landsat 8 and Sentinel-2: A time-series-based reflectance adjustment approach. *Remote Sensing of Environment*, (235). Doi: 10.1016/j.rse.2019.111439.

Syrbe, R., Schröter, M., Grunewald, K., Walz, U., Burkhard, B. (2017). What to map? En Burkhard & Maes (Ed.), *Mapping Ecosystem Services* (pp.151-158). Sofia, Bulgaria: Pensoft Publishers.

Su, Z., Tigabu, M., Cao, Q., Wang, Q., Wang, G., Hu, H., Guo, F. (december, 2019). Comparative analysis of spatial variation in forest fire drivers between boreal and subtropical ecosystems in China. *Forest Ecology and Management*, (454). Doi: 10.1016/j.foreco.2019.117669.

Tamiminia, H., Salehi, B., Mahdianpari, M., Quackenbush, L., Adeli, S., Brisco, B. (june, 2020). Google Earth Engine for geo-big data applications: A meta-analysis and systematic review. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, (164). Doi: 10.1016/j.isprsjprs.2020.04.001.

Tedim, F., Leone, V., Coughlan, M., Bouillon, C., Xanthopoulos, G., Royé, D., Correia, F., Ferreira, C. (2020). Extreme wildfire events: The definition. En Tedim, F., Leone, V. & McGace, T. (Ed.), *Extreme Wildfire Events and Disasters* (pp. 3-29). Copyright © 2020 Elsevier Inc. All rights reserved.

Turner, M. & Simard, M. (2017). Using Spatial Statistics and Landscape Metrics to Compare Disturbance Mosaics. En Gergel, S. & Turner, M. (Ed.), *Learning Landscape Ecology*. Second Edition. Springer-Verlag, New York 2002, 2017.

Úbeda, X. & Sarricolea, P. (November, 2016). Wildfires in Chile: A review. *Global and Planetary Change*, (146). Doi:10.1016/j.gloplacha.2016.10.004.

Urrutia-Jalabert, R., González, M., González-Reyes, A., Lara, A., Garreaud, R. (april, 2018). Climate variability and forest fires in central and south-central Chile. *Ecosphere*, 9 (4), Doi: doi.org/10.1002/ecs2.2171.

Valencia, D., Saavedra, J., Brull, J., Santelices, R. (junio, 2018). Severidad del daño causado por los incendios forestales en los bosques remanentes de *Nothofagus alessandrii* Espinosa en la Región del Maule de Chile. *Gayana Botánica*, 75(1). Doi: 10.4067/S0717-66432018000100531.

Vallecillo, S. (2009). *Los cambios en el paisaje y su efecto sobre la distribución de las especies: modelización y aplicación a la conservación de las aves de hábitats abiertos en paisajes mediterráneos* (Tesis doctoral). Universitat de Lleida, Solsona España.

Vihervaara, P., Mononen, L., Santos, F., Adamescu, A., Cazacu, C., Luque, S., Geneletti, D., Maes, J. (2017). Biophysical quantification. En Burkhard & Maes (Ed.), *Mapping Ecosystem Services* (pp. 95-114). Sofia, Bulgaria: Pensoft Publishers.

Wang, L., Diao, C., Yin, D., Lu, Y., Zou, S., Erickson, T. (October, 2020). A summary of the special issue on remote sensing of land change science with Google earth engine. *Remote Sensing of Environment*, (248). Doi: https:10.1016/j.rse.2020.112002.

Wardlaw, T., Grove, S., Hingston, A., Balmer, J., Forster, L., Musk, R., Read, S. (february, 2018). Responses of flora and fauna in wet eucalypt production forest to the intensity of disturbance in the surrounding landscape. *Forest Ecology and Management*, (409). Doi: 10.1016/j.foreco.2017.11.060.

Wiens, J. & Moss, M. (2005). *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*. Cambridge University Press, New York.



Zhou, Y., Ning, L., Bai, X. (october, 2018). Spatial and temporal changes of human disturbances and their effects on landscape patterns in the Jiangsu coastal zone, China. *Ecological Indicators*, (93). Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.076>.

8. ANEXOS

Tabla 13. Pérdidas y ganancias para el índice NBRI 2017 – 2018

	AR	NQ	BR	BG	SMB	SMA	AS	Ganancias
AR		6,75	28,35	0,38	0,22			35,7
NQ	1,22		11,93	181,43	61,99	11,61	0,37	268,55
BR	1,08	95,79		19,08	2,34	0,23		118,52
BG	0,13	87,2	1,65		220,08	107,35	10,38	426,79
SMB		19,37	0,09		121,23	237,3	74,05	452,04
SMA		21,89		59,38	260,88		366,37	708,52
AS	17,61			43,23	172,74	305,46		539,04
Pérdidas	20,04	231	42,02	303,5	839,48	661,95	451,17	

Tabla 14. Pérdidas y ganancias para el índice NBRI 2018-2019

	AR	NQ	BR	BG	SMB	SMA	AS	Ganancias
AR		25,23	33,29		2,78	1,45	0,02	62,77
NQ	1,34		11,18	181,24	123,73	78,93	17,74	414,16
BR	0,62	91,29		55,79	19,81	6,97	0,32	174,8
BG	0,1	63,48			234,39	238,61	163,69	700,27
SMB		19,62	0,09	68,42		303,87	383,88	775,88
SMA		31,5		86,33	220,31		447,35	785,49
AS		19,35		60,17	69,91	65,48		214,91
Pérdidas	2,06	250,47	44,56	451,95	670,93	695,31	1013	

Tabla 15. Pérdidas y ganancias para el índice NBR 2019-2020

	AR	NQ	BR	BG	SMB	SMA	AS	Ganancias
AR		36,15	33,26	26,65	9,31	4	0,11	109,48
NQ	1,4		13,16	166,32	131,3	121,53	96,47	530,18
BR	1,02	78,94		51,67	30,47	16,86	3,93	182,89
BG	0,03	127,02	2,18		232,14	260,04	276,43	897,84
SMB		52,16	0,24	61,99		278,31	338,61	731,31
SMA		37,8	0,01	80,08	160,32		289,19	567,4
AS		20,17		83,01	136,46	77,9		317,54
Pérdidas	2,45	352,24	48,85	469,72	700	758,64	1004,74	

Tabla 16. Promedio y desviación estándar para los índices espectrales en la micro cuenca.

		Micro Cuenca Estero Empedrado					
		NDVI		ΔBAIS2		ΔNBRI	
		Prom	DS	Prom	DS	Prom	DS
2016	PH	0,6	0,13	/	/	/	/
2017	PS	0,26	0,22	0,44	0,41	0,41	0,31
	PH	0,23	0,23	/	/	/	/
2018	PS	0,3	0,17	0,42	0,43	0,38	0,31
	PH	0,39	0,16	/	/	/	/
2019	PS	0,43	0,16	0,33	0,4	0,27	0,26
	PH	0,43	0,16	/	/	/	/
2020	PS	0,44	0,17	0,3	0,42	0,26	0,27



Tabla 17. Pérdidas y ganancias coberturas año 2017 – 2018

	MA	BN	TI	PF	SE	SI	PR	QA	QB	CA	Ganancias
MA		208,93		27,3	57,43	0,8	8,55	98,21	374,62	1,63	568,54
BN	58,41			58,47	0,69	0,13	0,29	1,81	6,19	0,44	126,43
TI	0,38	0,12		0,02	0,03		0,1				0,65
PF	14,88	9,6			0,41	0,02	0,06	2,23	0,5	0,2	27,9
SE	1,87	22,35	0,09	10,01	0	3,39	2,2	28,11	132,13	0,06	200,21
SI	0,95	2,85	0,04	0,61	31,66		1,77	1,23	14,9	0,03	54,04
PR	14,9	15,95	0,16	1,57	135,1	3,86		6,92	111,55	0,25	290,26
QA	0,08	4,07		5,89	2,6	0,45	1,7		288,26	1,27	304,32
QB	2,67	36,3	0	15,33	94,21	5,67	1,71	280,14		0,76	436,79
CA	0,19	0,39		0,18	0,25		0,01	0,83	1,57	0	3,42
Pérdidas	94,33	300,56	0,29	119,38	322,38	14,32	16,39	419,48	929,72	4,64	

Tabla 18. Pérdidas y ganancias coberturas año 2018- 2019

	MA	BN	TI	PF	SE	SI	PR	QA	QB	CA	Ganancias
MA		61,73	0,24	7,08	4,7	3,15	86,02	136,92	384,01	1,04	684,89
BN	155,2			18,47	0,1	0,44	5,08	38,05	17,3	0,46	235,1
TI	0,7	0,03			0,86	0,46	2,4	0,01	0,36		4,82
PF	10,57	131,03	0,02			0,07	0,1	3,2	0,17	0,3	145,46
SE	31,59	4,51	7,32		17,66		25,89	10,55	152,76	0,02	250,3
SI	0,8	0,2	0,03	0,05	9,49		3,44	0,25	6,11	0,02	20,39
PR	99,71	10,08	0,35	9,61	89,11	12,8		55,91	275,59	0,39	553,55
QA	69,33	2,55		5,79	0,07	0,16	0,59		26,41	0,52	105,42
QB	134,12	5,28		26,19	116,29	5,47	47,18	148,43		0,23	483,19
CA	1,58	0,49		0,21	0,07	0,03	0,29	1,2	0,63		4,5
Pérdidas	503,6	215,9	7,96	67,4	238,35	22,58	170,99	394,52	863,34	2,98	

Tabla 19. Pérdidas y ganancias coberturas año 2018- 2019

	MA	BN	TI	PF	SE	SI	PR	QA	QB	CA	Ganancias
MA		53,76	1,28	11,19	129,74	9,61	392,44	40,85	459,07	2,75	1100,69
BN	184,83			68,97	0,41	0,84	15,79	46,39	50,34	0,65	368,22
TI	0,08			0,02		0,16	0,25			0,01	0,52
PF	23,19	44,51			0,01	0,1	2,29	5,99	0,25	0,39	76,73
SE	29,94	11,71	0,21	3,15		9,52	115,8	6,14	288,59	0,17	465,23

SI	1,98	0,58	0,19	0,08	9,68		5,38	0,27	3,75	0,09	22
PR	202,51	15,72	2,87	2,85	20,54	6,19	6,19	4,77	17,27	0,62	279,53
QA	4,23	29,53		20,39	0,01	0,06	0,3		6,36	0,87	61,75
QB	51,08	19,53	0,02	4,06	61,13	1,13	21,12	77,17		0,84	236,08
CA	1,85	0,92		0,49	0,07	0,06	0,59	1,09	0,74		5,81
Pérdidas	499,69	176,26	4,57	111,2	221,59	27,67	560,15	182,67	826,37	6,39	