

Nuevas oportunidades de conservación y restauración en un paisaje rural-urbano degradado de la región del Maule (Chile) mediante imágenes Sentinel 2

Diana Mancilla Ruiz^{*}
Sergio González Paz^{**}
Patricia Virano Reyes^{***}
Francisco De la Barrera Melgarejo[○]

DOI: <https://doi.org/10.52292/j.rug.2022.31.2.0043>

Resumen

La Infraestructura Ecológica es un concepto instrumental que propone una red interconectada de zonas naturales que son fundamentales para el mantenimiento de la biodiversidad y provisión de servicios ecosistémicos. En Chile, siete regiones administrativas cuentan con planes de Infraestructura Ecológica Regional (IER) diseñados que definen áreas naturales a conservar y restaurar. La región del Maule tiene IER desde el año 2018, sin embargo, sus áreas de conservación y restauración se concentran en la zona costera y andina; y la zona del valle longitudinal está prácticamente vacía. Este trabajo evaluó el paisaje con datos de mayor detalle (Sentinel-2) que los utilizados en el diseño de la IER (Landsat-8). Esto, para detectar nuevas oportunidades de conservación y/o restauración, y evaluar la mejora potencial de la conectividad del paisaje a escala local. Los resultados muestran que dentro del valle longitudinal dominado por cultivos existen fragmentos pequeños con cobertura natural que representan nuevas oportunidades para conservar representando 33.000 ha, y que 46.000 ha ya destinadas por la IER para su conservación, requieren acciones de restauración. Este enfoque puede ser útil para la planificación y gestión a nivel local en regiones que cuentan con IER, especialmente en localidades con pocas áreas de conservación o restauración.

Palabras clave: Paisaje, Infraestructura Ecológica, Imágenes Satelitales, Conservación, Restauración.

* Departamento de Geografía, Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Geografía, Universidad de Concepción, Víctor Lamas 1290, Concepción, Chile. Contacto: dianamancilla@udec.cl/ Centro Regional de Investigación e Innovación para la Sostenibilidad de la Agricultura y los Territorios Rurales_Ceres. Av. San Francisco 1600 La Palma, Quillota, Chile.

** Departamento de Geografía, Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Geografía, Universidad de Concepción, Víctor Lamas 1290, Concepción, Chile. Contacto: sergonzalez@udec.cl

*** Departamento de Geografía, Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Geografía, Universidad de Concepción, Víctor Lamas 1290, Concepción, Chile. Contacto: pvirano@udec.cl

○ Departamento de Geografía, Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Geografía, Universidad de Concepción, Víctor Lamas 1290, Concepción, Chile. / CEDEUS-Centro de Desarrollo Urbano Sustentable, Universidad de Concepción, Víctor Lamas 1290, Concepción, Chile. Contacto: fdelabarrera@udec.cl

New opportunities for conservation and restoration in a degraded rural-urban landscape of the Maule region

Abstract

Ecological Infrastructure is an instrumental concept that proposes an interconnected network of natural areas that are key to maintain biodiversity and provide ecosystem services. In Chile, seven of its sixteen administrative regions have Regional Ecological Infrastructure (IER) plans that define natural areas to be conserved and restored. The Maule region has had its IER since 2018, however, its conservation and restoration areas are concentrated in the coastal and Andean zone; and the longitudinal valley area is practically empty. In this work, the landscape was evaluated with data of higher detail (Sentinel) than that used in the design of the IER (Landsat), to detect new opportunities for conservation and / or restoration, and evaluate the potential improvement of the connectivity of the landscape to local scale. The results show that in the longitudinal valley dominated by crops there are small fragments with natural cover that represent new opportunities to conserve in this area representing 33,000 ha, and that 46,000 ha of the 82,000 ha already allocated by EI for their conservation, require restoration actions. This approach can be useful for planning and management at the local level in regions that have REIs, especially in localities that have few conservation or restoration areas.

Keywords: Landscape, Green Infrastructure, Satellite Images, Conservation, Restoration.

Introducción

Los cambios socio-ecológicos globales impulsados principalmente por las crecientes demandas de las personas y sus actividades intensificadas, afectan directamente a los ecosistemas y los paisajes (Iverson, Echeverría, Nahuelhual y Luque, 2014). Así, ha ocurrido la destrucción y fragmentación de los bosques, la eliminación de terrenos agrícolas para la urbanización, entre otros, representando las mayores amenazas para la conservación de la biodiversidad (Santos y Telleria, 2006). A pesar de que solo representan el 4 % de la superficie terrestre, los procesos de urbanización tienen impactos que se extienden mucho más de sus límites (Fernández y De la Barrera, 2018). Latinoamérica es una de las regiones del mundo con las mayores tasas de urbanización del siglo pasado y que tiene uno de los segmentos más grandes de la población urbana, donde la mayoría de las ciudades están sujetas a la falta de planificación urbana y a la expansión urbana no controlada, y donde las zonas rurales se convierten en periferias carentes de vegetación (De la Barrera y Henríquez, 2017; Dobbs et al., 2019). En el contexto del cambio ambiental global se ha dado importancia a la evaluación de los procesos espaciales del paisaje y humanos, como la disposición espacial y composición de elementos del paisaje, la fragmentación, la degradación y el cambio de uso de suelo (Echeverría, Newton, Nahuelhual, Coomes, Rey-Benayas, 2012). Estos cambios de uso de suelo modifican los ecosistemas, causando pérdida de biodiversidad y están predeterminados por los factores biofísicos de cada paisaje, los cuales se dan tanto a escala local como regional (Miranda, Altamirano, Cayuela, Lara y González, 2016; Pietsch, 2018). A su vez, estos cambios resultan de la interacción entre las dinámicas ecológicas, políticas y económicas, donde el Estado, las políticas, los mercados y las instituciones son importantes impulsores de los cambios de uso de suelo, que afectan tanto a la conservación biológica como a la provisión de servicios ecosistémicos (Manushevich, Sarricolea y Galleguillos, 2019). Por otra parte, la fragmentación del paisaje y del hábitat que estos representan, es considerada una de las principales causas de extinción de especies, siendo un problema difícil de solucionar puesto que en muchos casos es consecuencia de demandas territoriales para la expansión urbana, agrícola o para uso de actividades productivas e industriales (García y Abad, 2014). La fragmentación es el resultado de dichos cambios en los usos del suelo, destacando el rápido ritmo de conversión de usos de suelo, especialmente por la expansión agrícola y urbana (Li y Yang 2015). Con respecto a esto Haddad et al. (2015) realizaron un análisis de la cubierta vegetal con el primer mapa de alta resolución de cubierta mundial (Landsat 30 m), donde un 70 % de los bosques se encuentran a 1 km de su borde (efecto de borde), por lo que se encuentran sujetos a la fragmentación, y determinando que la fragmentación reduce la biodiversidad entre un 13 % y un 75 %. La fragmentación del paisaje restringe, a su vez, procesos característicos de un ecosistema, como por ejemplo los flujos de energía, información y materia, disminuye poblaciones y genera extinciones locales (Haddad et al., 2015; Tiscornia, Achkar y Drazeiro, 2014; Upadhyay, Roy, Idiculla, Kumar y Bhattacharya, 2017).

La conectividad del paisaje es también dinámica y es fundamental para mantener ecosistemas funcionales, servicios ecosistémicos y la biodiversidad (Simpkins y Perry, 2017; World Wildlife Fund, 2015). Al realizar estudios de conectividad del paisaje, es muy importante la escala espacial y temporal de trabajo (Khosravi y Hermani, 2019). Los paisajes actualmente carecen de grandes extensiones de bosques contiguos y los remanentes aparecen como un mosaico de grandes y pequeños fragmentos de bosques que en ocasiones son difíciles de detectar si no se usan las escalas apropiadas. Un paisaje contiene múltiples ecosistemas, de diferentes tamaños. En él, las personas y la naturaleza se relacionan de maneras complejas, por lo que la configuración del paisaje afecta a las actividades humanas, como éstas afectan al paisaje (Wu, 2013). Una forma de abordar estas problemáticas, desde la planificación de la conservación es a través del diseño de una Infraestructura Ecológica (IE) o también conocida como infraestructura verde regional, que es una red de espacios verdes que conserva el ecosistema natural, sus valores y funciones, proporcionando beneficios a las poblaciones humanas. También se define como una red interconectada de vías fluviales, humedales, bosques, hábitats de vida silvestre, corredores verdes, parques y otros espacios de conservación, que mantienen los procesos ecológicos naturales, sostienen el aire y los recursos hídricos y contribuyen a la salud y calidad de vida de las comunidades (Benedict y McMahon, 2000). La IE es un objeto eco-geográfico que permite dar soporte técnico-científico a la planificación ecológica urbana y al ordenamiento territorial, posibilitando la expresión espacial y materialización a la pregunta sobre qué ecosistemas proteger, dónde y por cuáles argumentos (Álvarez, 2018). Un ejemplo de implementación de este tipo de infraestructura es el caso de la ciudad de Vitoria-Gasteiz, que complementaron con un plan de indicadores de sustentabilidad a nivel urbano. Además, en Vitoria-Gasteiz definieron tres escalas espaciales: la primera y más amplia es la escala regional, la segunda una escala intermedia a nivel local y por último una escala a nivel urbano. En la escala regional son importantes los espacios con mayor valor ambiental, las conexiones para mantener los procesos ecológicos, redes ecológicas funcionales integradas, restauración de hábitats, restauración de espacios degradados y restitución de la conectividad ecológica. Para la escala local, son importantes los elementos con potencialidad ecológica, como lo son setos, muros, bosques, árboles aislados, cultivos, pequeños arroyos que contribuyen como corredores ecológicos, es fundamental generar una gestión territorial que garantice la conservación y potenciación de todos estos elementos. Por último, la escala urbana, es apoyada con elementos naturales y artificiales que mejoren los índices bióticos del suelo y la biocapacidad urbana. En esta escala son muy importantes los parques, jardines, plazas arboladas, cementerios, tejados y fachadas verdes, estanques y cualquier superficie que ayude a aumentar la permeabilidad de los espacios urbanos (Agencia de Ecología Urbana de Barcelona, 2010; CEA, 2014).

Situación del paisaje natural en Chile

En Chile, las evaluaciones de paisaje se han incrementado en las últimas décadas, gracias a la disponibilidad de imágenes satelitales (p. ej. Landsat), con las cuales se han observado las transformaciones que ha sufrido el paisaje a escalas locales y regionales. Así, mediante los cambios de uso de suelo, se ha podido identificar las principales causas de transformaciones, destacando la conversión de coberturas nativas en terrenos agrícolas, plantaciones forestales y en expansión urbana (Aguayo, Pauchard, Azócar y Parra, 2009; Altamirano y Lara, 2010; Echeverría et al., 2012; Heilmayr, Echeverría, Fuentes y Lambin, 2016; Henríquez-Dole et al., 2018; Hernández, Miranda, Arellano, Saura y Ovalle, 2015; Manushevich et al., 2019; Miranda et al., 2016). Los bosques chilenos son clave en la conservación de la biodiversidad, puesto que pertenecen a un punto caliente o hotspot de biodiversidad (Manushevich et al., 2019), pero esta cobertura ha sufrido muchos cambios, principalmente por las presiones de la actividad forestal, poniendo en peligro su conservación y el conjunto de servicios ecosistémicos que proporcionan (Heilmayr et al., 2016; Lara, Echeverría y Reyes, 2002; Manushevich et al., 2019). Del mismo modo, los bosques son presionados por la expansión agrícola y de praderas, conduciendo a su degradación (Heilmayr et al., 2016). Las regiones con clima mediterráneo en Chile tienen tierras altamente productivas en bienes extraíbles, existiendo grandes plantaciones forestales y cultivos agrícolas, por lo que la conservación de áreas naturales nativas es muy difícil (Duane et al., 2019; Olivera-Guerra, Mattar y Galleguillos, 2014; Steel et al., 2017). Existen vastas zonas deforestadas debido a que es una de las principales presiones la producción de madera, con una gran expansión en las últimas décadas (Heilmayr et al., 2016). Así, el valle central representa paisajes degradados y afectados por la habilitación de terrenos para agricultura, extracción de madera para construcción y combustible, lo que ha producido una continua degradación y empobrecimiento del suelo dando origen a formaciones de matorrales bajos (Altamirano y Lara, 2010). En este aspecto, los matorrales han sido considerados como espacios de bajo valor de conservación, pero han sido cruciales para mantener la conectividad de los paisajes (Hernández et al., 2015).

Infraestructura ecológica de la región del Maule

Dentro de esta zona mediterránea, la región del Maule sigue el patrón y tiene un paisaje dominado por las actividades productivas, donde el bosque nativo se ha visto altamente afectado por su conversión a plantaciones forestales exóticas (Heilmayr et al., 2016; Miranda et al., 2016). Desde fines del año 2018, esta región cuenta con un Plan de Infraestructura Ecológica (Echeverría et al., 2018), el cual define objetivos de conservación, restauración y desarrollo sustentable del patrimonio natural y paisaje a nivel regional. Los planes de infraestructura ecológica en Chile reconocen zonas que deben o deberían ser protegidas, zonas útiles para la

conectividad del paisaje y zonas de restauración, y hasta el momento ha sido diseñados para las regiones de Valparaíso, Metropolitana, O'Higgins, Maule, Biobío (incluyendo Ñuble) y Araucanía. La infraestructura ecológica diseñada o planeada de la región del Maule tiene 6 zonas: áreas núcleo para protección (conservación), áreas núcleo para conectividad, áreas de conectividad, áreas de amortiguación, áreas de amortiguación andina y áreas de uso sustentable. Ésta fue diseñada tras los grandes incendios forestales del año 2017 (De la Barrera, Barraza, Favier, Ruiz y Quense, 2018) y definió como objetivos de restauración del paisaje: recuperación de hábitat para la biodiversidad, regulación hídrica y productividad del suelo (Echeverría et al., 2018). Tanto por la escala y resolución espacial utilizada, como por sus características geográficas, la zona interior o del valle longitudinal dispone de muy pocas áreas a conservar o restaurar, en comparación con la zona costera o andina, lo que podría explicarse porque para su diseño se trabajó con imágenes Landsat, y hay fragmentos naturales que podrían detectarse si se mejora la resolución de los datos de entrada y así identificar áreas que requieren restauración y áreas que requieren conservación.

El objetivo general de este estudio es ajustar la identificación de elementos naturales a conservar o restaurar incorporados en el plan infraestructura ecológica de la región del Maule para su valle longitudinal, a través de un análisis de información de mayor resolución espacial. De esta manera se pretende (1) identificar mediante imágenes satelitales de alta resolución la estructura del paisaje actual del área de

estudio y su relación con la infraestructura ecológica regional planificada, (2) determinar el grado de fragmentación y conectividad del paisaje a nivel local, (3) detectar nuevos elementos del paisaje que pueden ser objeto de restauración y/o conservación y así disminuir la fragmentación y mejorar la conectividad del paisaje y (4) proponer un ajuste de la infraestructura ecológica del valle central para mejorar la conectividad y fragmentación del paisaje a escala local. Con este trabajo se espera aportar en la revisión de oportunidades de conservación y restauración en la zona del Valle Longitudinal, y así sugerir ajustes a la infraestructura ecológica regional que contribuyan a su desarrollo y beneficios socio-ecológicos a una escala local.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio está determinada por un conjunto de microcuencas del valle longitudinal que tienen un carácter rural-urbano asociado a las ciudades de Talca, Linares y Parral (Región del Maule). Estas microcuencas se caracterizan por tener ambientes perturbados y dominados por tierras de cultivos (Fig. 1).

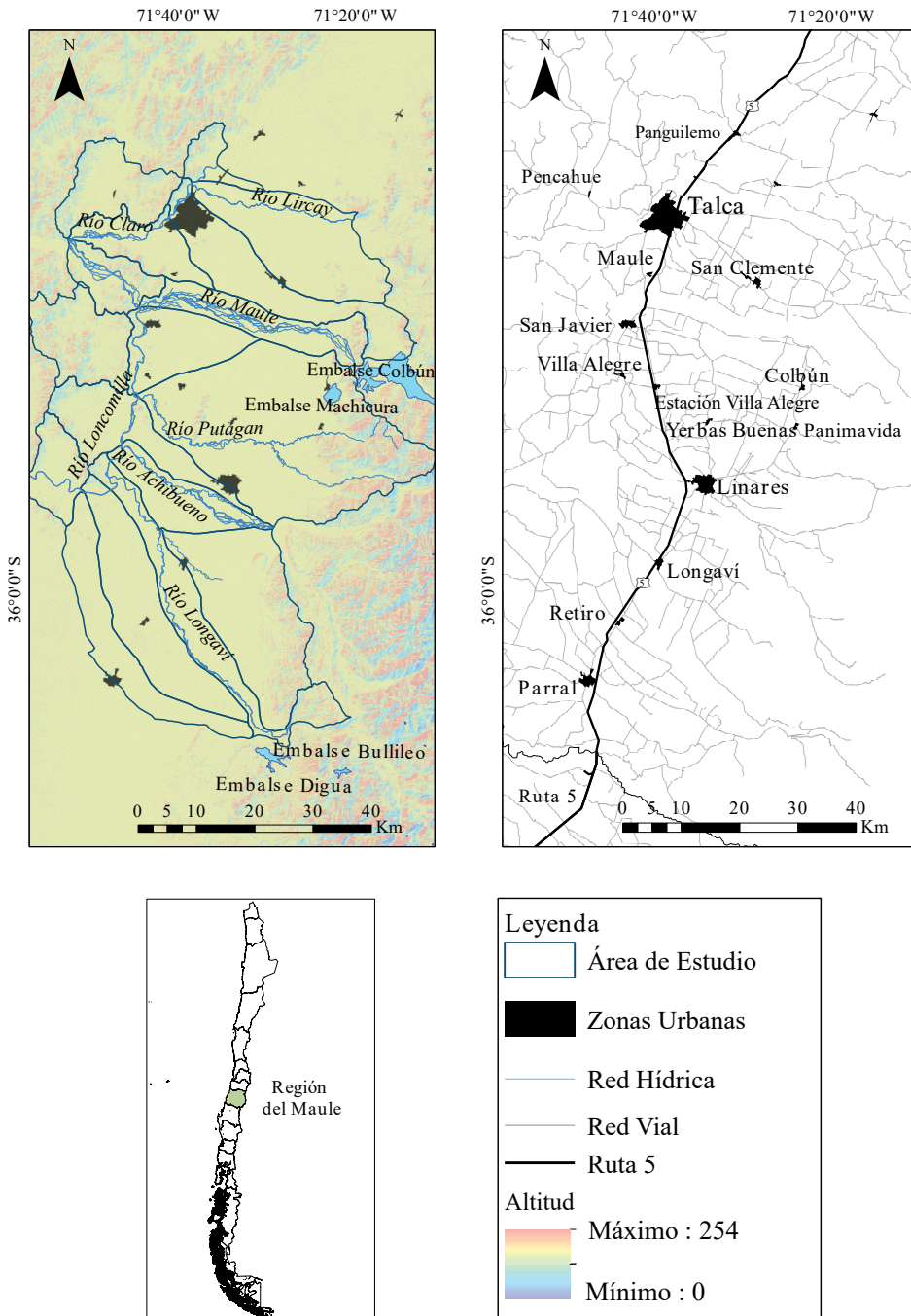


Figura 1. Cartografía base del área de estudio presentando características naturales y áreas urbanas. Fuente: Elaborado por Mancilla 2020 en base a información territorial IDE Chile.

El valle longitudinal se ubica entre la precordillera andina y la Cordillera de la Costa, alcanzando un ancho de 40 km frente a Linares con una extensión de 170 km, y en un relieve plano solo interrumpido por los numerosos ríos que lo atraviesan en sentido este-oeste (Morales, Acevedo, Aranibar y Ibaceta, 2016). El clima en esta zona es mediterráneo templado (Csb), según la clasificación de Köppen-Geiger modificada por Sarricolea, Herrera-Ossandon y Meseguer-Ruiz (2017). Esta zona cuenta con dos sistemas hidrográficos: el río Mataquito al norte y el río Maule en el centro. Este último es el curso fluvial más destacado de la zona central. Su hoya hidrográfica abarca una superficie de 20.300 km² y posee un caudal medio de 467 m³/s. Las aguas del Maule son utilizadas para el riego de los terrenos agrícolas, pero su importancia mayor está dada por su aprovechamiento en la producción de energía hidroeléctrica. Con respecto a la flora, esta zona se caracteriza por tener comunidades vegetales en transición, entre la vegetación de Chile Central y del Sur, donde se destaca el matorral de transición o bosque maulino, que es considerado como el ecotono entre la formación arbustiva de la zona central y la selva del sur, donde sus características van desde el mesomorfismo al higromorfismo. Las principales actividades económicas de la región son la agricultura (vino, alimentos, tabaco, procesamiento de remolacha, arroz, trigo y aceite) y a la explotación forestal (Morales et al., 2016). La región del Maule posee una población de 1.044.950 habitantes, donde el 73,2 % de su población se encuentra en zonas urbanas (https://cdn.digital.gob.cl/filer_public/e0/1d/e01d3795-fb2d-4f3e-8d0e-c4f3de693f3f/8_maule-f.pdf).

Identificación de la estructura del paisaje actual del área de estudio

Para identificar la estructura actual del paisaje se utilizaron 9 categorías de usos y coberturas del suelo: bosque nativo y mixto, plantaciones forestales, tierras irrigadas, matorrales, matorrales arborescentes, suelos sin vegetación, suelos arenosos y rocosos y cuerpos de agua. Para esto se trabajó con una imagen satelital Sentinel 2 del mes de enero del año 2019. El procesamiento de las imágenes se realizó en SNAP y ENVI 5.3. SNAP es un programa desarrollado por Sentinel, para el procesamiento y análisis de imágenes satelitales, con el cual se logró unir toda la información que contiene el archivo de la imagen y exportarla en formato compatible con el programa ENVI 5.3. En E ENVI 5.3 se realizó una clasificación supervisada donde se trabajó con las bandas presentadas en la tabla 1. A las bandas originales se les agregó el índice NDWI, que es ideal para la clasificación de cuerpos de agua, los cuales poseen una fuerte capacidad de absorción y baja radiación en el rango de longitudes de onda visible a infrarrojas. Este índice ayuda a mejorar la información sobre el agua y además es sensible al suelo urbanizado. Además, se agregó el NDVI; índice que se basa en las propiedades de reflexión diferencial de la vegetación en las porciones visible e infrarroja del espectro electromagnético (Salinas-Zavala, Martínez-Rincón y Morales-Zárate, 2017). La información a comparar generalmente se basa en un muestreo de sitios de verificación, los cuales se obtienen de observaciones en terreno o del análisis de imágenes con mejor resolución que la utilizada para la clasificación.

Para evaluar la confiabilidad se utilizó el índice de fiabilidad global y el índice de kappa como complemento (François, Reyes y Pérez, 2003), utilizando *Confusion Matrix Using Ground Truth ROIs* en ENVI 5.3. Los puntos de control fueron creados en la plataforma Google Earth Pro, con un mínimo de 50 puntos por categoría, y de 75 a 100 si el área superior a 400.000 ha o hay más de 12 categorías.

Bandas	Nombres	Índices	Fórmula
2	Azul	NDWI (Normalized Difference	$(B3 - B8)/(B3+B8)$
3	Verde	Water Index)	
4	Rojo		
8A	Infrarrojo cercano	NDVI (Normalized Difference	
11	Infrarrojo lejano	Vegetation Index)	$(B8-B4)/(B8+B4)$
12	Infrarrojo lejano		

Tabla I. Bandas e índices utilizados con imágenes Sentinel 2. Fuente: Elaborado por Mancilla 2020.

En paralelo, se analizó la disposición espacial de las áreas definidas por la infraestructura ecológica dentro del área de estudio.

Determinación del grado de fragmentación y conectividad del paisaje a nivel local

La determinación el grado de fragmentación y conectividad del paisaje en relación a la clasificación realizada, se realizó mediante el cálculo de métricas de paisaje, en base a los presentados en Aguilera (2011), Matteucci (2004), Sánchez, Granados, Chavéz y Villegas (2010) y Tanner y Fuhlendorf (2018). Las métricas se calcularon sobre la estructura actual del paisaje y se usaron para valorar las características espaciales y territoriales de los procesos ecológicos, en relación con conceptos como la fragmentación, la diversidad, la dominancia, la forma, el aislamiento, la compacidad, elongación, etc. Las métricas fueron aplicadas a un primer grupo de coberturas naturales: bosque nativo y mixto, matorrales, matorrales arborescentes, cuerpos de agua y luego de coberturas seminaturales: zonas productivas, urbanas y degradadas, incluyendo plantaciones forestales, tierras irrigadas, suelos sin vegetación y suelos arenosos o rocosos. Luego, se realizó un análisis basado en una estructura binaria, donde las coberturas bosque nativo y mixto, matorrales, matorrales arborescentes, cuerpos de agua, fueron unidas y tratadas como una, en comparación con la unión de las coberturas de plantaciones forestales, tierras irrigadas, suelos sin vegetación y suelos arenosos o rocosos. Las métricas fueron calculadas mediante el software Fragstast 4.2 (McGarigal y Marks, 1995).

Detección de nuevos elementos del paisaje que pueden ser objeto de restauración y/o conservación

A partir de los resultados del análisis del grado de fragmentación y conectividad, se analizó la relación entre los componentes del paisaje que requieren conservación o restauración y aquellos que están incorporados en la IE (Echeverría et al., 2018). Con este fin se generó un mosaico que permitió unir las coberturas naturales y las coberturas urbanas, productivas y/o degradadas con cada área de la IE. Así, se obtuvieron las superficies, porcentajes y tipos de coberturas presentes en cada una, logrando las áreas que pueden ser objeto de restauración o conservación. Finalmente se representó de manera espacial a: (1) las zonas y coberturas naturales que ya se encuentran identificadas para su protección (conservación) en la IE, (2) aquellas que no están presentes en ningún área de protección y por lo tanto representan nuevas oportunidades de conservación, y (3) áreas degradadas y/o productivas que se encuentran en las zonas de definidas como de protección por la IE y por lo tanto representan oportunidades de restauración (Fig. 2).

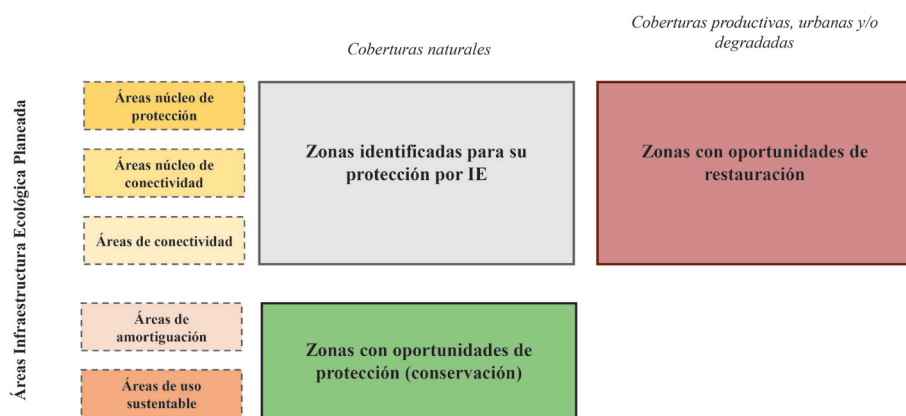


Figura 2. Propuesta de nuevas zonas con oportunidades de restauración y conservación que no han sido consideradas en el diseño de la infraestructura ecológica planeada. Fuente: Elaborado por Mancilla (2021) sobre la base de la propuesta de Infraestructura Ecológica Planeada Región del Maule (2018).

Evaluación de necesidades de ajuste de la infraestructura ecológica del valle longitudinal

Se crearon 5 escenarios que incluyen paulatinamente nuevas zonas para conservación y restauración, esto con el fin de evaluar de qué manera su incorporación reduce la fragmentación y aumenta la conectividad, evaluados a través de métricas del paisaje. Estos escenarios incluyen los 5 tipos de áreas de la IE (áreas núcleo de

protección, áreas núcleo de conectividad, áreas de conectividad, áreas de conectividad, áreas de amortiguación y áreas de uso sustentable), las coberturas naturales (bosque nativo, matorrales arborescentes, matorrales y cuerpos de agua), y las coberturas urbanas, productivas y/o degradadas (plantaciones forestales, tierras irrigadas, pastizales y praderas, suelos sin vegetación y suelos arenosos y rocosos).

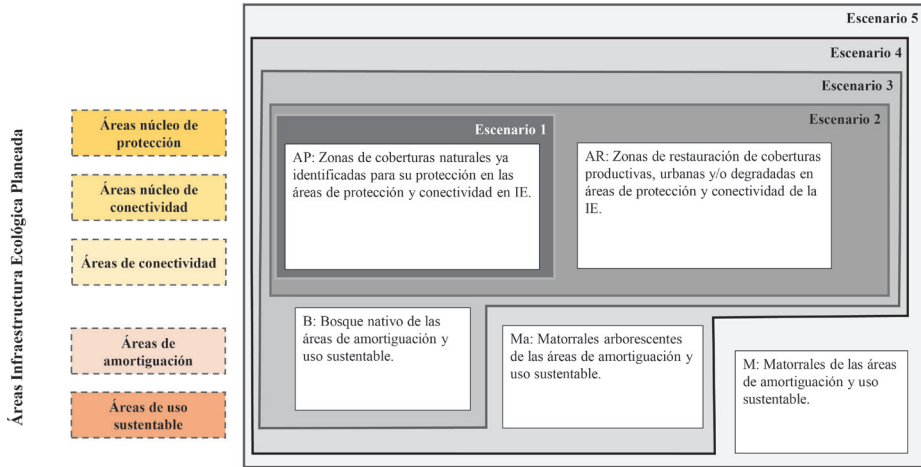


Figura 3. Creación de escenarios que ayuden a la evaluación de necesidades de ajuste a la Infraestructura Ecológica. Fuente: Elaborado por Mancilla (2021) sobre la base de la propuesta de Infraestructura Ecológica Planeada Región del Maule (2018).

Como muestra la figura 3, cada escenario está conformado por la integración de nuevas zonas. El primer escenario muestra las coberturas naturales que se encuentran identificadas para su protección en la propuesta de la IE (AP), el segundo escenario (AP+AR) agrega las coberturas productivas, urbanas y/o degradadas que están dentro de las áreas identificadas para protección por la IE, que representan zonas a restaurar. El tercer escenario (AP+AR+B) agrega el bosque nativo que se encuentra en las áreas de amortiguación y áreas de uso sustentable (no priorizadas por IE para su protección), el cuarto escenario (AP+AR+B+Ma) agrega los matorrales arborescentes de las áreas de amortiguación y áreas de uso sustentable (no priorizadas por IE para su protección), y el quinto escenario (AP+AR+B+Ma+M) agrega los matorrales de las áreas de amortiguación y áreas de uso sustentable (no priorizadas por IE para su protección). Para un mejor análisis se incorporaron tablas de las métricas y se evaluaron las posibilidades de ajuste.

Resultados

Clasificación coberturas del suelo

La clasificación se realizó con 9 clases (Fig. 4), y fue validada con el índice de confiabilidad global. En el índice de confiabilidad se obtuvo un 85,2 % y el índice de Kappa un 83 %. El paisaje está dominado por tierras irrigadas con 158.929 ha, especialmente las que corresponden a cultivos. Le siguen los pastizales y praderas con 91.165 ha. Estos se encuentran en la misma zona de cultivos. Los matorrales (84.266 ha) en cambio están dispersos en toda la zona estudiada.

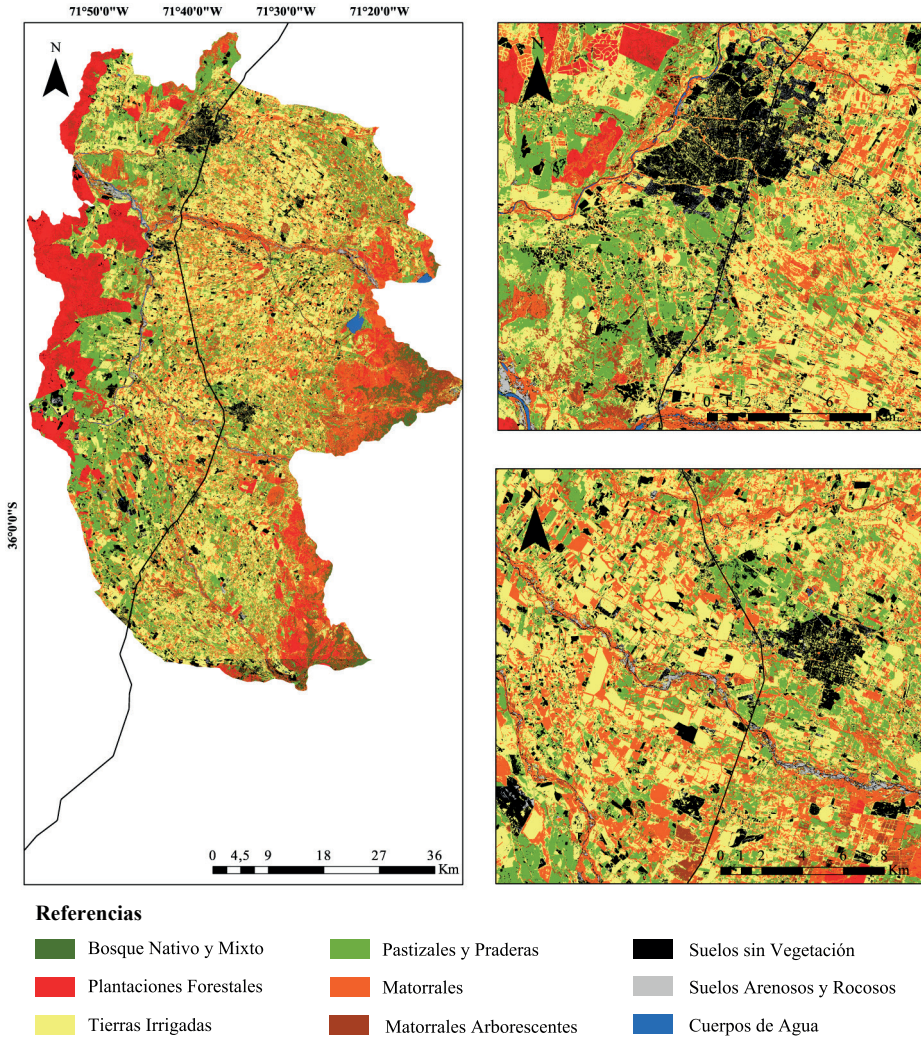


Figura 4. Estructura actual del paisaje del área de estudio mediante clasificación supervisada con imágenes satelitales Sentinel 2. Fuente: Elaborado por Mancilla (2021) sobre la base imágenes Sentinel 2.

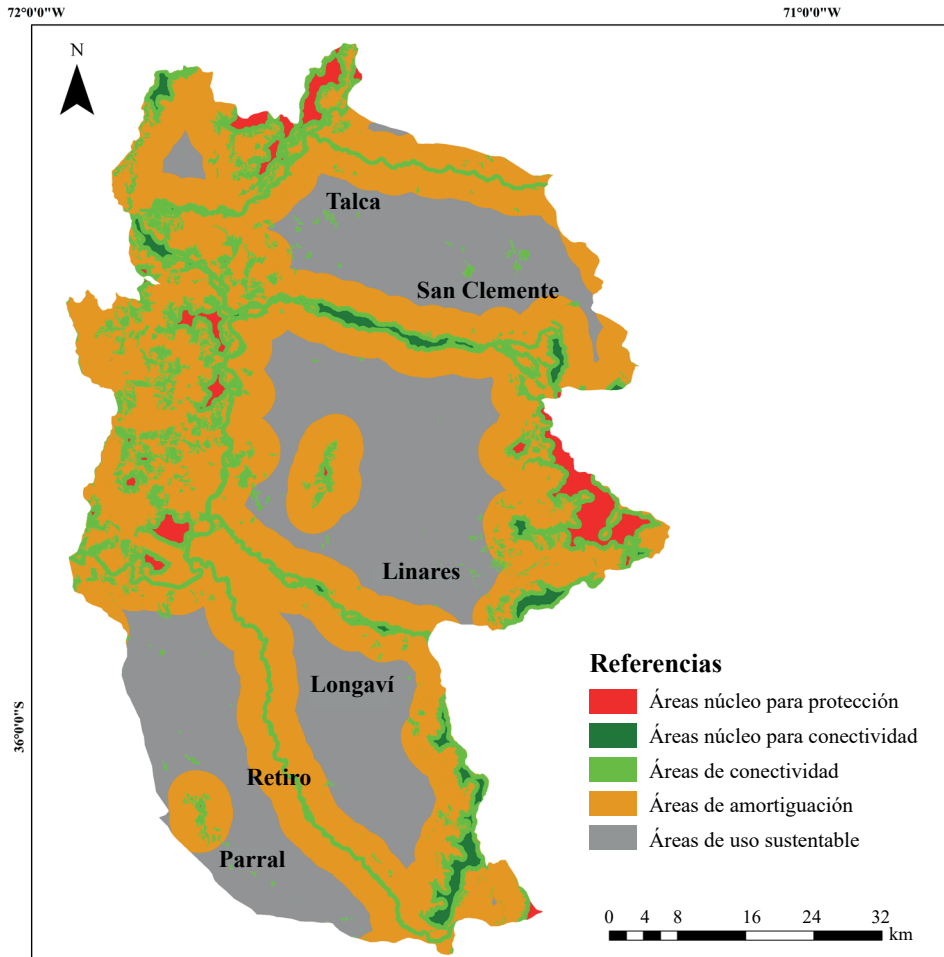


Figura 5. Áreas de la infraestructura ecológica planeada en el área de estudio. Fuente: Elaborado por Mancilla (2021) sobre la base de la infraestructura ecológica planeada para la región del Maule (2018).

Las plantaciones forestales representan 39.287 ha y se localizan mayormente en los extremos del área de estudio al igual que los matorrales arborescentes (42.308 ha), y los suelos sin vegetación (38.802 ha). El bosque nativo y mixto tiene 9.627 ha y se centra en las cabeceras de las cuencas y en algunas zonas ribereñas. En estas últimas se concentran 3.445 ha de suelos rocosos y arenosos.

Como se puede observar en la figura anterior gran parte del área de estudio se encuentra en la categoría de usos sustentable, y como se define anteriormente significa que en esta área no existen áreas núcleo ni para protección, ni conectividad, a la vez tampoco presenta áreas de conectividad ni amortiguación. Con respecto a la biodiversidad y a la provisión de servicios ecosistémicos, este paisaje no es

capaz de mantener la viabilidad de las poblaciones de especies nativas que habitan la región, además de no garantizar la provisión de servicios ecosistémicos en forma sostenida para el bienestar de las personas de la zona costera y depresión intermedia en el largo plazo.

Determinación del grado de fragmentación y conectividad del paisaje actual a nivel local

Las primeras métricas calculadas corresponden a métricas de clase, esto para las coberturas naturales y seminaturales (Tabla 2).

Coberturas / Métricas	Área y borde		Área núcleo		Agregación		
	PLAND	LPI	CPLAND	NDCA	PD	CONNECT	AI
Bosque Nativo y Mixto	2	0,3	0,0	0,0	11,5	0,3	74,7
Matorrales	17,9	2	0,0	3	66,5	0,0	74,7
Matorrales Arborescentes	9	0,2	0,0	1	64,3	0,0	66,3
Cuerpos de Agua	0,4	0,1	0,0	2	0,2	0,7	92,4
Otros	70,6	66	1,9	842	29	0,1	92,8
Coberturas Naturales	29,4	6,1	0,1	44	61,6	0,0	82,7
Otras	70,6	66	1,9	42	29	0,1	92,8

Tabla II. Presentación de los resultados de las métricas de clase para las coberturas naturales, separadas y agregadas. Fuente: Elaborado por Mancilla (2021) sobre la base de *software* Fragstast 4.2.

Las métricas para las coberturas naturales indican que los cuerpos de agua y el bosque nativo y mixto tienen el menor dominio en la estructura del paisaje con un 29,4 % y las coberturas productivas urbanas y/o degradadas un 70 % del dominio de paisaje. Además, ponen en evidencia un paisaje dominado por fragmentos pequeños de cada clase. De todas las coberturas, el bosque nativo es la única cobertura que cuenta con una sola área núcleo; las demás coberturas se encuentran con más de un área central, evidenciando el grado de perturbación del paisaje. La densidad de los fragmentos da como resultado a los matorrales arborescentes y matorrales con el mayor porcentaje de densidad, siendo predominantes en todo el paisaje. Las clases que presentan el índice de agregación más alto son los cuerpos de agua, debido a

que en este paisaje se representan en solo dos cuerpos de agua y algunos ríos, por lo que se encuentran bastante próximos. En tanto, la agregación de las coberturas productivas urbanas y/o degradadas, se puede explicar por ser coberturas que se unieron y formaron un nuevo conglomerado, con respecto a las otras coberturas donde existen menos adyacencias. Con respecto a la conectividad ninguno de los fragmentos de las coberturas se encuentra conectados a una distancia de 1 km. Respecto a las métricas de clase calculadas a las coberturas naturales agregadas, se aprecia un dominio de las coberturas productivas urbanas y/o degradadas con un alto contraste a las coberturas naturales, siguiendo la misma dinámica anterior, lo que refleja un ambiente bastante degradado. A pesar de que en este escenario todas las coberturas naturales se encuentran integradas, existe una clara falta de coberturas naturales. Además, se evidencia que esta clase está compuesta por muchos fragmentos pequeños y por más de un área núcleo central, que el número de fragmentos es alto y que la conectividad sigue siendo baja, pero que por generar esta estructura binaria el paisaje se interpreta como más compacto y agregado.

Detección de nuevos elementos del paisaje que pueden ser objeto de restauración y/o conservación

Como se describe anteriormente la infraestructura ecológica planeada cuenta con áreas núcleos de protección y conectividad, áreas de conectividad, áreas de amortiguación y áreas de uso sustentable, por lo que para detectar nuevos elementos para conservación o restauración es importante conocer que coberturas integran cada una de estas zonificaciones (Tabla 3). Dentro de las áreas de protección y conectividad hay un dominio del bosque nativo y matorrales. Las áreas de amortiguación se destacan los matorrales que junto a las otras coberturas naturales representan una oportunidad para su protección. Con las áreas de uso sustentable el porcentaje de superficie de áreas naturales es de un 24,7 % de bosque nativo, matorrales y matorrales arborescentes que equivalen a un total aproximado de 40.657.6 de un total de 469.092,4 del paisaje total.

	Áreas núcleos para protección		Áreas núcleo para conectividad		Áreas de conectividad		Áreas de amortiguación		Áreas de uso sustentable	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Bosque nativo y mixto	1.347,5	15,6	627,9	12,1	3.360,4	4,9	3.748,1	1,7	525,7	0,3
Matorrales arborescentes	2.089,9	24,3	531,1	10,2	10.028,9	14,6	18.596,0	8,4	11.040,0	6,7
Matorrales	1.612,9	18,7	1.794,6	34,5	13.320,1	19,5	38.421,2	17,3	29.089,9	17,7
Cuerpos de agua	107,0	1,2	66,6	1,3	1.104,2	1,6	81,1	0,0	50,8	0,0
Otras	3.454,5	40,1	2.178,4	41,9	40.665,4	59,4	161.573,2	72,6	123.677,2	75,2
Total	8.611,8	100	5.198,5	100	68.479	100	222.419,6	100	164.383,5	100

Tabla III. Área (ha) y porcentaje (%) de las coberturas naturales presentes en la Infraestructura Ecológica Planeada. Fuente: Elaborado a partir de Mancilla (2021).

En la figura 6, el primer cuadro muestra las coberturas naturales que se encuentran definidas para su protección en la IE. Estas se encuentran localizadas en la zona precordillerana y en riberas de ríos, especialmente es una baja superficie debido a que la zona no cuenta con grandes superficies en conservación. El segundo cuadro muestra las oportunidades de conservación no reconocidas por la infraestructura ecológica, las cuales se encuentran distribuidas por toda el área de estudio y representan una superficie de 33.000 ha. En el tercer y último recuadro se presentan las oportunidades de restauración, las cuales se presentan en zonas ribereñas y en la zona oeste del área de estudio.

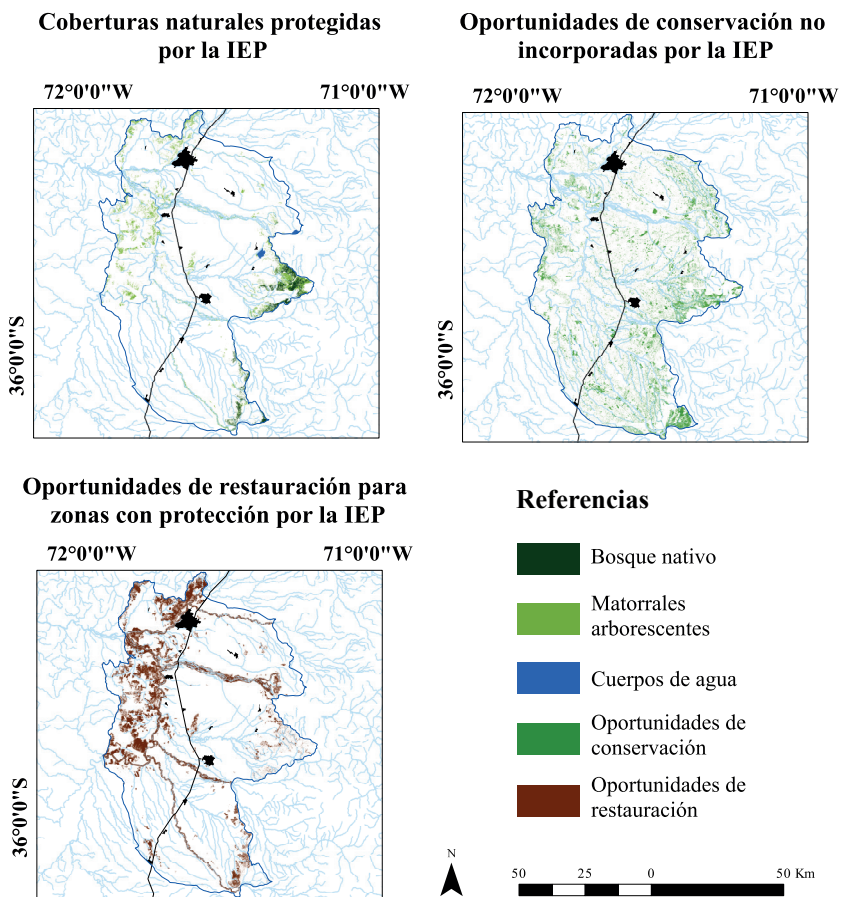


Figura 6. Zonas con oportunidades de conservación y restauración como aporte a la Infraestructura Ecológica Planeada en el área de estudio. Fuente: Elaborado por Mancilla (2021) sobre la base de clasificación supervisada e infraestructura ecológica planeada región del Maule (2018).

Evaluación de necesidades de ajuste de la infraestructura ecológica en el área de estudio

Tras contrastar las 5 áreas de la IE con cuatro tipos de coberturas naturales y 5 tipos de coberturas productivas, urbanas y/o degradadas se encontró lo siguiente: Primero, existen 35.000 ha de coberturas naturales que están dentro de áreas núcleo de protección y de conectividad y de las áreas de conectividad, son zonas que la IE efectivamente destina a protección y por lo tanto estas coberturas no necesitan de ningún otro tipo de medida, por lo que hay que poner atención en las coberturas productivas, urbanas y/o degradadas de estas áreas protegidas, que representan necesidades de restauración. En segundo lugar, existen 46.000 ha de coberturas productivas, urbanas y degradadas dentro de áreas núcleo y de las áreas de conectividad. Estas representan zonas con necesidad de restauración, puesto que son importantes y deben recuperarse. Cabe destacar que estas coberturas a restaurar representan el 56 % del total de las áreas planeadas a proteger. Por último, existen coberturas naturales dentro de áreas de amortiguación y de uso sustentable que representan nuevas oportunidades de protección, puesto que son coberturas que están en buen estado, pero están desprotegidas en la IE. En total son 145.000 ha, representando que aportan con espacios valiosos para la biodiversidad, por lo que deberían disponer de instrumentos de protección complementarios. A continuación, se presenta una tabla con el cálculo de las métricas de paisaje para los 5 escenarios mencionados.

Escenarios	Área (ha)	PLAND (%)	LPI (%)	CPLAND (%)	NDCA (adimensional)	CONNECT (%)	AI (%)
1: AP	35.997	7,6	1,7	0,08	26	0,3	86,6
2: AP+AR	82.295	17,5	10,9	6,3	343	0,8	98,2
3: AP+AR+B	86.568	18,4	11	6,3	346	0,3	96,8
4: AP+AR+B+Ma	116.205	24,7	15,1	6,4	371	0,1	89,1
5: AP+AR+B+Ma+M	145.294	39,1	22,8	6,6	438	0,09	88,9

Tabla IV. Métricas de clase para los escenarios creados.

Fuente: Elaborado por Mancilla (2021).

Con el escenario 1 (AP), las métricas calculadas muestran que las zonas que actualmente están destinadas a protegerse que solo corresponden al 7,6 % en forma de muchos fragmentos pequeños y poseen más de un área central. Este escenario da a conocer claramente el nivel de degradación presente en este territorio. Si bien las coberturas se presentan agregadas, tienen una baja conectividad. Para el escenario 2, en que se integran AP y AR, se asumen como cumplidas los

objetivos de restauración dentro de las áreas núcleo de protección y de conectividad. Con esto, siguen dominando las coberturas de las áreas de amortiguación y de uso sustentable, pero se comienzan a notar las diferencias al agregar más zonas naturales, la representación porcentual en el paisaje sube de 7,6 a 17,5 % y disminuyen los fragmentos pequeños, pero no se consigue que exista una gran área núcleo. La conectividad mejora levemente. Esto evidencia el tremendo desafío que representa no solo proteger, sino también restaurar dentro de las zonas que actualmente son reconocidas importantes para su protección. Las nuevas oportunidades para conservación están integradas en los tres escenarios restantes (3: AP+AR+B, 4: AP+AR+B+Ma y 5: AP+AR+B+Ma+M). En éstos se agregan progresivamente nuevas zonas que podrían ser conservadas. Con esto, se observan incrementos en superficies priorizadas para su protección o conservación, donde en el escenario 3 se integran 4200 ha, y en el escenario 5 97.000 ha, llegando a representar un 39 % del total de este paisaje, disminuyendo el dominio de las coberturas productivas, urbanas y degradadas. En resumen, para los últimos tres escenarios la superficie de coberturas naturales aumenta, el índice del parche más grande también aumenta llegando a tener un índice más alto que la zonificación 2, lo mismo para CPLAN. Con respecto al índice NDCA, ningún escenario logra mejorar la forma de los fragmentos y siguen teniendo más de un área central, de la misma manera la conectividad determinada no logra subir. La tabla 5 muestra que al incorporar las coberturas naturales que actualmente no se consideran en las áreas de la Infraestructura Ecológica como áreas para protección, para conectividad y de conectividad, las métricas presentan mejores resultados. Cuando a los escenarios se incorpora la restauración de coberturas productivas, urbanas y degradadas genera un mayor efecto ecológico. Al añadir restauración en el caso de la métrica PLAND aporta un 76 % e incrementa el área de LPI en un 17 %. En el caso de las otras métricas el aporte poco significativo.

Por lo tanto, para incrementar las coberturas naturales a proteger y, al mismo tiempo, mejorar la conectividad y disminuir la fragmentación, se debe primero poner especial atención al escenario AP+AR que plantea restaurar coberturas clasificadas como productivas, urbanas y/o degradadas que se encuentran en áreas núcleo y conectividad de la infraestructura planeada. Esto debido a que este escenario la fragmentación disminuye, también las áreas núcleo y mejora la conectividad. Sin embargo, las nuevas oportunidades están representadas por el reconocimiento e incorporación de otras coberturas que actualmente no están integradas en la infraestructura regional, por no ser relevantes a escala regional, pero sí a la escala del paisaje analizado. Estas nuevas oportunidades están reflejadas en el escenario 5 (AP+AR+B+Ma+M) el cual además de considerar las áreas restauradas, incluye la protección de las áreas naturales que están en las áreas de amortiguación y uso sustentable de la IE.

Cambio entre escenarios	PLAND (%)	LPI (%)	CPLAND (%)	NDCA (adimensional)	CONNECT (%)	AI (%)
AP a AP+AR	1,29	5,14	71,08	12,19	1,66	0,13
AP+AR a AP+AR+B	0,05	0,01	0,00	0,01	- 0,56	- 0,01
AP+AR+B a AP+AR+B+Ma	0,34	0,38	0,01	0,07	- 0,73	- 0,08
AP+AR+B+Ma a AP+AR+B+Ma+M	0,58	0,50	0,03	0,18	- 0,07	- 0,00
AP+AR a AP+AR+B+Ma+M	0,98	0,89	0,04	0,26	- 1,36	- 0,10
AP+AR a AP+AR+B+Ma+M %*	76 %	17 %	0 %	2 %	-82 %	-72 %

Tabla V. Incremento proporcional de las métricas para los escenarios. * Aporte adicional de coberturas naturales que no están considerados en IE propuesta o diseñada originalmente. Fuente: Elaborado por Mancilla (2021).

Discusión

Este trabajo plantea que la zona del valle central en la Región del Maule, dominada por cultivos, tiene un paisaje antropizado y degradado que provienen de una serie de cambios de uso de suelo, con escasos esfuerzos de conservación y restauración. Por esta razón, no cuenta con áreas extensas bien conservadas que sean reconocibles a escala regional. La IE planificada para la región puede ser objeto de ajustes si se modifica la resolución espacial de los datos de origen y la escala de trabajo. Esto permite conocer qué coberturas están en cada área de la IE, cuáles son las que están en un buen estado (conservación), cuáles necesitan ser restauradas, cuáles se encuentran en un buen estado y cuáles pueden considerarse como oportunidades y así cumplir las metas de la IE, además puede servir de ejemplo para otras zonas de la región o para otras regiones que ya tienen diseñado o implementado un plan de Infraestructura Ecológica.

Aspectos metodológicos

Respecto al cambio de datos de Landsat 8 a Sentinel 2 para realizar la nueva clasificación de la estructura del paisaje, en Räsänen y Virtanen (2019), mencionan que no existe un test para determinar qué tipo de resolución espacial es necesaria para cartografiar patrones de vegetación en paisajes heterogéneos. Sin embargo, según Ruan, Huang, Williams, Harker y Gergel (2019) en el cálculo de indicado-

res de paisaje las imágenes con resolución de 30 metros son demasiado extensas para cuantificar la vegetación ribereña, puesto que sobrestiman las superficies en comparación con las imágenes de resolución de 5 y 2 m (RapidEye). Frente a la resolución espacial también se debe tener en cuenta que no todas las imágenes son de libre acceso, aunque Landsat 8 y Sentinel 2A sí lo son, pero con limitaciones. Sentinel presenta una mejor resolución espacial que Landsat, sin embargo tiene disponibilidad temporal restringida, existiendo imágenes solo para años recientes, en comparación a Landsat que permite análisis de más de 30 años.

Para poder evaluar el paisaje y generar escenarios que muestren las diferencias frente a la infraestructura ecológica planeada, se utilizaron métricas de paisaje, donde la resolución espacial es importante, especialmente cuando se analizan paisajes urbano-rurales. Al respecto, el trabajo de Awuah et al. (2018) demuestra que la resolución espacial influye en la precisión de la estructura de un paisaje, tras comparar métricas sobre clasificaciones realizadas con imágenes RapidEye, Sentinel 2A y Landsat 8. Especialmente en los paisajes rurales, las imágenes de mejor resolución tuvieron más detalles espaciales y temáticos de la cubierta y se distinguieron mejor las zonas urbanizadas dentro del paisaje agrícola, siendo la imagen Sentinel 2A aquella que presentó los mejores resultados en las zonas de transición, como en este caso, en que se estudia una zona de transición urbano-rural.

La resolución espacial de las imágenes usadas en este estudio resultó fundamental para reconocer cuales son las zonas adicionales que requieren restauración y conservación, dado que facilitan la discriminación de coberturas que están en cada área de la infraestructura ecológica planeada. Las coberturas naturales son primordiales para la conservación del suelo y para la generación de corredores ecológicos (Zhijia, Xingwu, Yandong, Ya y Xi, 2018), y con una resolución de 30 metros es difícil cuantificar la vegetación de ribera y en el área de estudio, gran parte de las coberturas naturales se concentran precisamente en las zonas de riberas, siendo de alto valor para la conservación de la naturaleza (Thiele, Von Haaren y Albert, 2019). Otras cubiertas naturales importantes son los matorrales y matorrales arborescentes, los cuales en ambientes mediterráneos degradados son muy importantes para la recuperación del paisaje puesto que son ecosistemas que a través de la sucesión ecológica (natural o asistida) pueden transformarse en bosques, cumplen funciones como corredores ecológicos y prestan importantes servicios ambientales como la captura de contaminantes (Gopalakrishnan, Hirabayashi, Ziv y Bakshi, 2018; Kaltsas, Panayiotou, Kougioumoutzis y Chatzaki, 2019; Zuria, Gates y Castellanos, 2007). En este estudio, los matorrales son relevantes en las áreas núcleo de conectividad y en las áreas de conectividad. Finalmente, se puede indicar que, si bien con el uso de Sentinel 2A surgen nuevas oportunidades de protección y se identifican necesidades de restauración los resultados obtenidos para el desarrollo de la IE con el uso de imágenes Landsat, mostró un alto grado de concordancia, lo que es consistente a otras investigaciones que las sugieren para estudios de paisaje en escalas regionales y paisajes similares al estudiado (p.ej.

Asgarian, Soffianian y Pourmanafi, 2016; Locher-Krause, Volk, Waske, Thonfeld y Lautenbach, 2017; Meng, 2015).

Comparación de resultados con literatura nacional e internacional

Los resultados indican que existe un déficit de coberturas naturales en la zona del valle longitudinal del área de estudio: solo un 7,6 % del paisaje se encuentra en un buen estado de conservación y si se cumplen con las metas de restauración dentro de las áreas destinadas a conservación por la infraestructura ecológica, esta superficie se incrementa en un 129 %, llegando a un 17,5 %. Los estudios de paisaje para la región del Maule se centran en las áreas de la precordillera y cordillera andina y en la cordillera de la costa, pero no sobre el estado del valle longitudinal, lo que explica estas cifras. La región del Maule, es una región donde en el paisaje predominan los usos productivos, en especial las plantaciones forestales, y para el área de estudio también predominan los usos productivos, que en este caso corresponde a las tierras irrigadas que son en su mayoría cultivos. La principal cobertura afectada es el bosque nativo, la cual ha sufrido una transición a agricultura, matorrales y plantaciones forestales, donde en la precordillera y la zona costera de la región que es donde las investigaciones se centran, mostraron su principal transición entre matorrales y plantaciones forestales (Altamirano y Lara, 2010; Miranda et al., 2016). Los estudios existentes sobre paisaje se concentran en las áreas mediterráneas principalmente en Europa (Hernández et al., 2015), los que se caracterizan por el uso de pastoreo intensivo, la agricultura, y por ser propensos al fuego, situación en común con los paisajes mediterráneos en Chile (Calleja et al., 2019; Kaltsas et al., 2019; Lasanta et al., 2018). Al igual que los paisajes mediterráneos chilenos, los paisajes europeos son una de las zonas agrícolas de mayor rendimiento a nivel mundial, por lo que las acciones de conservación son difíciles (Segre et al., 2019) y la recurrencia de los incendios forestales y el manejo que se le da a estos ponen en peligro a los ecosistemas.

Recomendaciones para la gestión pública

La realización de planes de IE es una oportunidad para dar a conocer el paisaje y sus necesidades, con el fin de realizar una mejor planificación de la mano con la sustentabilidad. Sin embargo, al ser de carácter regional, los planes de infraestructura ecológica tienden a generar áreas de protección en las zonas de la cordillera de la costa, precordillera y/o cordillera andina, debido a que están menos expuestas a actividades productivas que degradan el paisaje, ya sea por tener difícil acceso o por ser menos atractivas para estos fines, facilitándose su estado de conservación. Esto deja desprovistos a los valles de zonas de conservación o restauración, lo cual podría dificultar y/o desestimular la toma de decisiones a escala local en comunas del valle que quieran hacer acciones de restauración o conservación.

Contar con una metodología ajustada a una escala local permite realizar un análisis más detallado y reconocer nuevas oportunidades específicas de conservación y/o restauración, no consideradas a una escala regional. Cada escala presenta diferentes necesidades y posibilidades de actuación y que la infraestructura verde se concibe de manera diferente en cada una de ellas. El disponer de una IE es una forma eficaz de mejorar la conectividad del paisaje en áreas con actividad humana intensiva; amplía el alcance de la supervivencia de las especies al proporcionar una red altamente conectada para el flujo de especies y, por lo tanto, mitiga las amenazas de la actividad humana a la biodiversidad (Chi, Xie y Wang, 2019), tal como se da en la región del Maule y en muchas más del país. Al respecto, el trabajo de Rendeniesks, Terauds, Nikodemus y Brümelis (2017) menciona que se debe tener en cuenta que al analizar un paisaje es importante la escala de trabajo, puesto que esto tiene un profundo efecto sobre los patrones espaciales del paisaje. A nivel nacional las regiones de Valparaíso, Metropolitana, O'Higgins, Maule, Biobío y Araucanía, cuentan con un plan de IE. A nivel local Santiago, cuenta con el proyecto STGO+, el cual tiene como objetivos generar una ciudad más eficiente, integrada social y espacialmente, equitativa, resiliente, saludable, además de aportar a los efectos del cambio climático, esto mediante la planificación y gestión de la diversidad de sus espacios verdes urbanos y periurbanos. Otra ciudad del país es Coronel que cuenta con "Plan Verde Coronel 2050", el cual es el primer plan de infraestructura verde a nivel local de la Región del Biobío, con el objetivo de volver a la ciudad más verde y sostenible, el que cuenta ya pasó de 17 a más de 60 ha de áreas verdes públicas. Para una buena gestión del paisaje es muy importante tener en cuenta todas las escalas, por lo que ninguna es incorrecta, contar inicialmente con una escala regional, luego con una local y finalmente con una urbana, sería un escenario ideal para gestionar el paisaje, que este sea más funcional y que otorgue los mejores beneficios a las personas.

Implicancias para otros territorios similares

El área de estudio presenta un bajo porcentaje de superficie correspondiente a bosque nativo, situación que se da en muchos paisajes mediterráneos y a nivel mundial, esto debido en muchos casos a presión antropogénica, intensificación de actividades agrícolas con consecuencias como la homogeneización del paisaje y perturbaciones como incendios forestales, inundaciones y sequías, teniendo múltiples consecuencias para la biodiversidad y servicios ecosistémicos (Altamirano et al., 2019; Jucker, Daliakopoulos, Eckert, Hodel y Liniger, 2017; Moreno-Mateos y Comin, 2010). La restauración en un paisaje es importante para la conservación de la biodiversidad, asegurar la sustentabilidad y/o recuperación de los servicios ecosistémicos y revertir los procesos de degradación (Rovere y Masini, 2011; Vargas, 2011), puesto que al añadir restauración a este paisaje generó un mejor efecto ecológico. Además, en Arriagada et al. (2020) se resalta la importancia de la vegetación de ribera, puesto que es muy importante qué tipos de coberturas están presentes en las zonas de ribera,

por su gran influencia en la variación química de las aguas, debido que en las riberas donde predomina la vegetación nativa los flujos de nitratos, nitritos, amonio, sólidos totales, carbono particulado, nitrógeno particulado son bajos, en contraste con plantaciones forestales, agricultura o urbanización, donde son mayores. Esta metodología puede ser replicada en las otras 5 regiones que cuentan con un plan de IE, y así localizar nuevas oportunidades de restauración y conservación y conocer el estado del paisaje en la escala local. En aquellas regiones con climas y vegetación mediterránea y con ambientes degradados por extensos cultivos, plantaciones exóticas, pastoreo y expansión urbana las coberturas serán similares (Duane et al., 2019; Heilmayr et al., 2016; Steel et al., 2017). En cambio, las coberturas y necesidades serán distintas en las regiones del sur de bosques templados, con paisajes sometidos a procesos naturales y antropogénicos diferentes, donde una de las más significativas es la deforestación debido a la alta demanda de productos forestales nativos, también por la producción de leña y la producción de cultivos y pastizales (Echeverría et al., 2008; Moreno, Zamora, Molina, Vásquez y Herrera, 2011).

Conclusiones

El incremento en la resolución espacial permitió detectar fragmentos de vegetación nativa que pueden ser incorporados en la infraestructura regional, pero muy especialmente en planes que busquen aplicarse en escalas locales. El reconocimiento de estos espacios, y su adecuada conservación, así como también la restauración de otros fragmentos no detectados con este fin, por realizarse con datos de menor resolución, permite mejorar indicadores asociados a fragmentación y conectividad. En el mejor escenario, se pueden incorporar 97 mil ha, llegando a representar un 39 % del paisaje. Destaca el incremento en la métrica LPI (fragmento más grande) que se incrementa de 1,7 % a 22,8 % desde un escenario que considera solo las áreas núcleos para protección, a uno en que incorporan las áreas de restauración y todos los remanentes con vegetación nativa (mejor escenario). Los resultados destacan la necesidad de realizar ajustes cuando se cambia la escala de aplicación, por ejemplo, cuando un gobierno local (ej. municipio) quiere aprovechar el plan diseñado a escala de gobierno regional. Ante esto las imágenes Sentinel-2, permiten hacer ajustes de manera efectiva.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Dr. Cristian Echeverría y al Laboratorio de Ecología del Paisaje de la U. de Concepción por facilitar el análisis de los resultados del Plan de Infraestructura de la Región del Maule. También se agradece CEDEUS-UdeC y al FONDECYT N°11190530 por financiar parcialmente esta investigación. DM agradece al programa de Magíster en Análisis Geográfico de la Universidad de Concepción por el apoyo brindado y al Centro CERES proyecto código R19A10002..

Referencias

Aguayo, M., Pauchard, A., Azócar, G. y Parra, O. (2009). Cambios del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82(3), pp. 361-374. Recuperado de: <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2009000300004>

Agencia de Ecología Urbana de Barcelona (2010). *Plan de Indicadores de Sostenibilidad Urbana de Vitoria-Gasteiz* (Informe nº1). Departamento de Medio Ambiente del Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz. Recuperado de: <https://www.vitoria-gasteiz.org/docs/wb021/contenidosEstaticos/adjuntos/es/89/14/38914.pdf>

Aguilera, F. (2011). Aplicación de métricas de ecología del paisaje para el análisis de patrones de ocupación urbana en el Área Metropolitana de Granada. *Anales de Geografía De La Universidad Complutense*, 30(2), pp. 9-29. Recuperado de: <https://revistas.ucm.es/index.php/AGUC/article/view/AGUC1010220009A>

Altamirano, A., Miranda, A., Meli, P., Dehennin, J., Muys, B., Prado, M., Catalán, G., Smith-Ramírez, C., Bustamante-Sánchez, M., Lisón, F. y Rey-Benayas, J. (2019). Spatial congruence among indicators of recovery completeness in Mediterranean forest landscape: Implications for planning large-scale restoration. *Ecological Indicators*, 102, pp. 752-759. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.046>

Altamirano, A. y Lara, A. (2010). Deforestación en ecosistemas templados de la precordillera andina del centro-sur de Chile. *Bosque (Valdivia)*, 31(1), pp. 53-64. Recuperado de: <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002010000100007>

Álvarez, D. (2018). Desafíos y oportunidades para la conservación para la conservación de la biodiversidad urbana: un enfoque desde la Infraestructura Ecológica. En Ortiz, J. y Lazzoni, I. (Eds.) (2018). (pp. 49-77). *Biodiversidad urbana en Chile: Estado del arte y los desafíos futuros*. Santiago de Chile: Universidad Central.

Arriagada, L., Rojas, O., Arumi, J., Rojas, C., Munizaga, J., Ureta, F. y Farias, L. (2020). Cumulative and synergistic effects of multiple anthropic stressors: Spatio-temporal variability of carbón flows and particulate organic nitrogen in a Mediterranean basin. *Science of The Total Environment*, en prensa.

Asgarian, A., Soffianian, A. y Pourmanafi, S. (2016). Crop type mapping in a highly fragmented and heterogeneous agricultural landscape: A case of central Iran using multi-temporal Landsat 8 imagery. *Computers and Electronics in Agriculture*, 127, pp. 531-540. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.compag.2016.07.019>

Awuah, K., Nölke, N., Freudenberg, M., Diwakara, B. N., Tewari, V.P. & Kleinn, C. (2018). Spatial resolution and landscape structure along an urban-rural gradient: Do they relate to remote sensing classification accuracy? – A case study in the megacity of Bengaluru, India. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 12, pp. 89-98. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.10.003>

Benedict, M. A. & McMahon, E. T. (2000). Green Infrastructure. *Planning Commissioners Journal*, 37(4), pp. 4-7. Recuperado de: <http://plannersweb.com/wp-content/uploads/2000/01/372.pdf>

Calleja, J., Escola, M., Carvalho, J., Forcadell, J., Serrano, E. y Bartolomé, J. (2019). Cattle Grazing Fails to Control Shrub Encroachment in Mediterranean Landscapes. *Rangeland Ecology & Management*, 72, pp. 803-811. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.rama.2019.04.005>

CEA (2014). La infraestructura verde urbana de Vitoria-Gasteiz. Documento de Propuesta. Recuperado de: <https://www.vitoria-gasteiz.org/wb021/http/contenidosEstaticos/adjuntos/eu/32/95/53295.pdf>

Chi, Y., Xie, Z. & Wang, J. (2019). Establishing archipelagic landscape ecological network with full connectivity at dual spatial scales. *Ecological Modelling*, 399, pp. 54-65. Recuperado de: <https://ideas.repec.org/a/eee/ecomod/v399y2019icp54-65.html>

De la Barrera, F., Barraza, F., Favier, P., Ruiz, V. y Quense, J. (2018). Megafires in Chile 2017: Monitoring multiscale environmental impacts of burned ecosystems. *Science of The Total Environment*, pp. 637-638; 1526-1536. Recuperado de: https://www.researchgate.net/publication/325312071_Megafires_in_Chile_2017_Monitoring_multiscale_environmental_impacts_of_burned_ecosystems

De La Barrera, F. & Henríquez, C. (2017). Vegetation cover change in growing urban agglomerations in Chile. *Ecological Indicators*, 81, pp. 265-273. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.067>

Dobbs, C., Escobedo, F. J., Clerici, N., De la Barrera, F., Eleuterio, A. A., MacGregor-Fors, I., Reyes-Peacke, S., Vásquez, A., Zea, J. & Hernández, H. J. (2019). Urban ecosystem Services in Latin America: mismatch between global concepts and regional realities?. *Urban ecosystems*, 22(1), pp. 173-187. Recuperado de: <https://www.springerprofessional.de/en/urban-ecosystem-services-in-latin-america-mismatch-between-globa/16168616>

Duane, A., Aquilué, N., Canelles, Q., Morán-Ordoñez, A., De Cáceres, M. & Brotons, L. (2019). Adapting prescribed burns to future climate change in

Mediterranean landscapes. *Science of The Total Environment*, 677, pp. 68-83. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.348>

Echeverría, C., Fuentes, R., De la Barrera, F., Aguayo, M., Engler, A., Garrido, P., Vega, D. y 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, Concepción. 130 p.

Echeverría, C., Newton, A., Nahuelhual, L., Coomes, D. & Rey-Benayas, J. (2012). How landscapes change: Integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. *Applied Geography*, 32, pp. 822-831. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.08.014>

Echeverría, C., Coomes, D., Hall, M. & Newton, A. (2008). Spatially explicit models to analyze forest loss and fragmentation between 1976 and 2020 in southern Chile. *Ecological Modelling*, 212, pp. 439-449. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.10.045>

François, J., Reyes, J. y Pérez, A. (2003). Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM, 51, pp. 53-72. Recuperado de: <http://www.investigacionesgeograficas.unam.mx/index.php/rig/article/view/30414/0>

Fernández, I. y De la Barrera, F. (2018). Biodiversidad urbana, servicios ecosistémicos y planificación ecológica: un enfoque desde la ecología del paisaje. En Ortiz, J. y Lazzoni, I. (Eds.) *Biodiversidad urbana en Chile: Estado del arte y los desafíos futuros*. Santiago de Chile: Universidad Central.

García, F. y Abad, J. (2014). Los corredores ecológicos y su importancia ambiental: Propuestas de actuación para fomentar la permeabilidad y conectividad aplicadas al entorno del río Cardeña (Ávila y Segovia). *Observando Medioambiental*, 17, pp. 253-298. Recuperado de: https://doi.org/10.5209/rev_OBMD.2014.v17.47194

Gopalakrishnan, V., Hirabayashi, S., Ziv, G. & Bakshi, B. (2018). Air quality and human health impacts of grasslands and shrublands in the United States. *Atmospheric Environment*, 108, pp. 193-199. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.03.039>

Haddad, N., Brudvig, L., Clobert, J., Davies, K., González, A., Holt, R., Lovejoy, T., Sexton, J., Austin, M., Collins, C., Cook, W., Damschen, E., Ewers, R., Foster, B., Jenkins, C., King, A., Laurance, W., Levey, D., Margules, Chris., Melbourne, B., Nicholls, A., Orrock, J., Song, D. & Townshend, J. (2015). Habitat fragmenta-

tion and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2). DOI: 10.1126/sciadv.1500052

Heilmayr, R., Echeverría, C., Fuentes, R. y Lambin, E. (2016). A plantation-dominated forest transition in Chile. *Applied Geography*, 75, pp. 71-82. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.07.014>

Henríquez-Dole, L., Usón, T., Vicuña, S., Henríquez, C., Gironás, J. & Meza, F. (2018). Integrating strategic land use planning in the construction of future land use scenarios and its performance: The Maipo River Basin, Chile. *Land Use Policy*, 78, pp. 353-366. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.06.045>

Hernández, A., Miranda, M., Arellano, E., Saura, S. y Ovalle, C. (2015). Landscape dynamics and their effect on the functional connectivity of a Mediterranean landscape in Chile. *Ecological Indicators*, 48, pp. 98-206. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.010>

Iverson, L., Echeverría, C., Nahuelhual, L. & Luque, S. (2014). Ecosystem services in changing landscapes: An introduction. *Springer*, 29, pp. 181-186. DOI 10.1007/s10980-014-9993-2

Jucker, M., Daliakopoulos, I., Eckert, S., Hodel, E. & Liniger, H. (2017). Assessment of land degradation in Mediterranean forests and grazing lands using a landscape unit approach and the normalized difference vegetation index. *Applied Geography*, 86, pp. 8-21. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.06.017>

Kaltsas, D., Panayiotou, E., Kougioumoutzis, K. & Chatzaki, M. (2019). Overgrazed shrublands support high taxonomic, functional and temporal diversity of Mediterranean ground spider assemblages. *Ecological Indicators*, 103, pp. 599-609. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.024>

Khosravi, R. & Hermami, M. (2019). Identifying landscape species for ecological planning. *Ecological Indicator*, 99, pp. 140-148. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.010>

Lara, A., Echeverría, C. y Reyes, R. (2002). *Bosques Nativos*. En Instituto de Asuntos Públicos, (Eds.), Informe País. Estado del Medioambiente en Chile (pp. 127-160). Santiago, Chile: Universidad de Chile.

Lasanta, T., Khorchani, M., Pérez-Cabello, F., Errea, P., Sáenz-Blanco, R. & Nadal-Romero, E. (2018). Clearing shrubland and extensive livestock farming: Active prevention to control wildfires in the Mediterranean mountains. *Journal*

of *Environmental Management*, 227, pp. 256-266. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.104>

Li, S. & Yang, B. (2015). Introducing a new method for assessing spatially explicit processes of landscape fragmentation. *Ecological Indicators*, 56, pp. 116-124. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.031>

Locher-Krause, K., Volk, M., Waske, B., Thonfeld, F. & Lautenbach, S. (2017). Expanding temporal resolution in landscape transformations: Insights from a landsat-based case study in Southern Chile. *Ecological Indicators*, 75, pp. 132-144. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.036>

Manuschevich, D., Sarricolea, P. & Galleguillos, M. (2019). Integrating socio-ecological dynamics into land use policy outcomes: A spatial scenario approach for native forest conservation in south-central Chile. *Land Use Policy*, 84, pp. 31-42. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.01.042>

Matteucci, S. (2004). *Los índices de configuración del mosaico como herramienta para el estudio de las relaciones patrón-proceso*. En Buzai, G. (Comp.), *Memorias del Primer Seminario Argentino de Geografía Cuantitativa* (pp. 1-28). Recuperado de: <http://server.ege.fcen.uba.ar/ecoregional/Docs/teorico/Matteucci%202004%20Metricas.pdf>

McGarical, K. & Marks, B. (1995). *FRAGSTATS. Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*. Recuperado de: <https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-351>

Meng, Q. (2015). Regional landscape mapping through a method of chain standardization of Landsat images. *Landscape and Urban Planning*, 134, pp. 1-9. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.004>

Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Lara, A. & González, M. (2016). Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing evidence. *Regional Environmental Change*, 17, pp. 285-297. Recuperado de: <https://doi.org/10.1007/s10113-016-1010-7>

Morales, C., Acevedo, J., Aranibar, Z. y Ibaceta, L. (2016). *Chile: Los costos de inacción de la desertificación y degradación de las tierras. Resultados de un estudio*. Santiago, Chile: Ediciones e impresiones Copygraph.

Moreno, R., Zamora, R., Molina, J., Vásquez, A. & Herrera, M. (2011). Predictive modeling of microhabitats for endemic birds in South Chilean temperate forests using Maximum entropy (Maxent). *Ecological Informatics*, 6, pp. 364-370. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2011.07.003>

Moreno-Mateos, D. & Comin, F.A. (2010). Integrating objectives and scales for planning and implementing wetland restoration and creation in agricultural landscapes. *Journal of Environmental Management*, 91(11), pp. 2087-2095. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.06.002>

Olivera-Guerra, L., Mattar, C. & Galleguillos, M. (2014). Estimation of real evapotranspiration and its variation in Mediterranean landscapes of central-southern Chile. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 28, pp. 160-169. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2013.11.012>

Pietsch, M. (2018). Contribution of connectivity metrics to the assessment of biodiversity –Some methodological considerations to improve landscape. *Planning Ecological Indicators*, 94(2), pp. 116-127. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.052>

Räsänen, A. & Virtanen, T. (2019). Data and resolution requirements in mapping vegetation in spatially heterogeneous landscapes. *Remote Sensing of Environment*, 230(11207), pp. 1-13. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.05.026>

Rendenieks, Z., Terauds, A., Nikodemus, O., Brūmelis, G. (2017). Comparison of input data with different spatial resolution in landscape pattern analysis-A case study from northern Latvia. *Applied Geography*, 83, 100-106. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.03.019>

Rovere, A. y Masini, C. (2011). Diferentes enfoques de la restauración ecológica en las III Jornadas Argentinas de Ecología de Paisajes. *Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes*, 2(2), pp. 95-99. Recuperado de: https://www.researchgate.net/publication/228440953_Diferentes_enfoques_de_la_restauracion_ecologica_en_las_III_Jornadas_Argentinas_de_Ecologia_de_Paisajes

Ruan, X., Huang, J., Williams, D., Harker, K. & Gergel, S. (2019). High spatial resolution landscape indicators show promise in explaining water quality in urban streams. *Ecological Indicators*, 103, pp. 321-330. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.013>

Sarricolea, P., Herrera-Ossandon, M. & Meseguer-Ruiz, O. (2017). Climatic regionalisation of continental Chile. *Journal of Maps*, 13(2), pp. 66-73. Recuperado de: <https://doi.org/10.1080/17445647.2016.1259592>

Salinas-Zavala, C., Martínez-Rincón, R. y Morales-Zárate, M. (2017). Tendencia en el siglo XXI del Índice de Diferencias Normalizadas de Vegetación (NDVI) en la parte sur de la península de Baja California. *Investigaciones Geográficas*, 94, pp. 82-90. Recuperado de: <https://doi.org/10.14350/rig.57214>

Sánchez Flores, E., Granados, Olivas A., Chávez, J., Villegas, M. I. y Mendoza Terrazas, R. C. (2010). *Crecimiento urbano y configuración del paisaje en Ciudad Juárez, Chihuahua: evaluación de los cambios en el uso y cobertura del suelo y su relación con la dinámica espacio-temporal del paisaje en la zona de expansión urbana de Ciudad Juárez*. Ciudad de Juárez, Chihuahua: Colección Reportes Técnicos de Investigación.

Santos, T. y Telleria, J. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Revista científica y técnica de ecología y medio ambiente*, 15(2), pp. 3-12. Recuperado de: <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/180>

Segre, H., Carmel, Y., Segoli, M., Tchetchik, A., Renan, I., Perevolotsky, A., Rotem, D. & Shwartz, A. (2019). Cost-effectiveness of uncultivated field-margins and semi-natural patches in Mediterranean areas: A multi-taxa, landscape scale approach. *Biological Conservation*, 240(108262), pp. 1-9. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108262>

Simpkins, C. & Perry, G. (2017). Understanding the impacts of temporal variability on estimates of landscape connectivity. *Ecological Indicators*, 83, pp. 243-248. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.008>

Steel, Z., Steel, A., Williams, J., Viers, J., Marquet, P. & Barbosa, O. (2017). Patterns of bird diversity and habitat use in mixed vineyard-matorral landscapes of Central Chile. *Ecological Indicators*, 73, pp. 345-357. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.039>

Tanner, E. & Fuhlendorf, S. (2018). Impact of an agri-environmental scheme on landscape patterns. *Ecological Indicators*, 85, pp. 956-965. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.043>

Thiele, J., Von Haaren, C. & Albert, C. (2019). Are river landscapes outstanding in providing cultural ecosystem services? An indicator-based exploration in Germany, 101, pp. 31-40. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.003>

Tiscornia, G., Achkar, M., y Drazeiro, A. (2014). Efectos de la intensificación agrícola sobre la estructura y la diversidad del paisaje en la región sojera de Uruguay. *Ecología Austral*, 24(2), pp. 133-264. Recuperado de: <https://doi.org/10.25260/EA.14.24.2.0.24>

Upadhyay, S., Roy, A., Idiculla, J, Kumar, S. & Bhattacharya, S. (2017). A network theoretic study of ecological connectivity in Western Himalayas. *Ecological*

Modelling, 359, pp. 246-257. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmod.2017.05.027>

Vargas, O. (2011). Patrones del Paisaje y Escenarios de Restauración: Acercando Escalas. *Acta Biológica Colombiana*, 21, pp. 29-239. Recuperado de: <https://revistas.unal.edu.co/index.php/actabiol/article/view/50848/21%281%29S1art1%20final>

Wu, J. (2013). Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape Ecology*, 28, pp. 999-1023. Recuperado de: <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9894-9>

World Wildlife Fund (WWF) (2015). *Conectividad ecológica: importancia, situación en España y criterios para identificar redes ecológicas*. Resumen. Recuperado de: http://awsassets.wwf.es/downloads/buenas_practicas_para_la_definicion_de_redes_ecologicas_en_espana_gr.pdf

Zhijia, G., Xingwu, D., Yandong, S., Ya, L. & Xi, P. (2018). Spatiotemporal variation in vegetation coverage and its response to climatic factors in the Red River Basin, China. *Ecological Indicators*, 93, pp. 54-64. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.033>

Zuria, I., Gates, E. & Castellanos, I. (2007). Artificial nest predation in hedgerows and scrub forest in a human-dominated landscape of central Mexico. *Acta Oecologica*, 31(2), pp. 158-167. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2006.07.005>

Fecha de Recepción: 18 de junio de 2021

Fecha de Aceptación: 19 de mayo de 2022

© 2022 por los autores; licencia otorgada a la Revista Universitaria de Geografía. Este artículo es de acceso abierto y distribuido bajo los términos y condiciones de una licencia Atribución-NoComercial 2.5 Argentina de Creative Commons. Para ver una copia de esta licencia, visite http://creativecommons.org/licenses/by-nc/2.5/ar/deed.es_AR