

## Evaluación del paisaje de la microcuenca del río Liguay: conservación y gestión sostenible

### *Landscape assessment of the Liguay River micro-basin: Conservation and sustainable management*

Leonardo Alfredo Soto Troncoso

Magíster en Análisis Geográfico. Departamento de Geografía. Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Geografía. Universidad de Concepción. Victoria 486-490, Barrio Universitario. Concepción, Región del Bio Bio, Chile, leonsoto@udec.cl

 <https://orcid.org/0000-0002-8417-4459>

Marta Fuentealba Cruz

Doctora en Ciencias Ambientales. Departamento de Biología y Química. Facultad de Ciencias Básicas. Universidad Católica del Maule. Avenida San Miguel N° 3605, Talca, Región del Maule, Chile, mfuntea@ucm.cl

 <https://orcid.org/0000-0003-2135-6869>

Recibido: 27 de junio 2022 || Aprobado: 7 de agosto 2023

DOI: <https://doi.org/10.37838/unicen/est.34-156>

### Resumen

Se evalúa el paisaje de la microcuenca del río Liguay, Región del Maule, Chile, el que ha experimentado importantes transformaciones debido al modelo de desarrollo productivo chileno, que promueve la industria agrícola y forestal. En el análisis de la zona de estudio, se utilizó una imagen satelital Land Cover 2014, reclasificando sus coberturas con el *software* Arcgis 10.8 y calculando las métricas, a través de Fragstats versión 4.2.1. Los resultados revelan una alta degradación del paisaje, caracterizada por la escasez de humedales, tierras desnudas y cuerpos de agua, así como por la fragmentación en la cantidad, densidad y complejidad de los parches. Se propone implementar medidas de mitigación para enfrentar la degradación y fragmentación del paisaje, enfatizando la importancia de la conservación de la biodiversidad y gestión sostenible de la microcuenca, para promover la sustentabilidad en la Región del Maule.

Palabras clave: Métricas; Parches; Fragmentación; Sustentabilidad

### Abstract

The landscape of the micro-basin of the Liguay River, Maule Region, Chile, which has undergone important transformations with the Chilean development model, which has given rise to the agricultural and forestry industry in the territories, is evaluated. To evaluate the study area, a Land Cover 2014 satellite image was used, reclassifying its coverage with the Arcgis 10.8 software and calculating the metrics through Fragstats version 4.2.1. The results reveal a high degradation of the landscape, characterized by the scarcity of wetlands, bare lands and bodies of water, as well as by the fragmentation in the quantity, density and complexity of the patches. It is proposed to implement mitigation measures to face the degradation and fragmentation of the landscape, emphasizing the importance of conservation and sustainable management of the micro-basin, promoting sustainability in the Maule region.

Key words: Metrics; Patches; Fragmentation; Sustainability



## Introducción

Chile central forma parte de uno de los 35 *hotspots* de biodiversidad del planeta (Andes Tropical). Cuenta con una alta diversidad de especies endémicas, las que se encuentran amenazadas por variadas actividades antrópicas (Mittermeier *et al.*, 2011). Sus ecosistemas han sufrido perturbaciones, con importantes impactos negativos sobre la biodiversidad. Los bosques mediterráneos han sufrido altos grados de fragmentación por las actividades productivas silvoagropecuarias, los asentamientos humanos y las plantaciones forestales de especies exóticas de rápido crecimiento (Ormazabal *et al.*, 2013).

Las actividades económicas productivas y extractivas del sector silvoagropecuario, así como los incendios forestales, ejercen una fuerte presión sobre el suelo y los recursos renovables, acelerando los cambios en las coberturas, disminuyendo las superficies de terrenos con paisaje de flora y fauna nativa. De ellos, un importante número se encuentra bajo amenaza según la UICN (*International Union for Conservation of Nature's*). El resultado ha sido una pérdida en la continuidad de los bosques naturales y una disminución de la biodiversidad, lo que implica una disminución de los servicios ecosistémicos y paisajísticos (Kobayashi *et al.*, 2019; Braun *et al.*, 2021).

Los estudios de sustentabilidad del paisaje, a través de la aplicación de métricas, han puesto énfasis en los cambios de coberturas y pérdidas del bosque nativo, analizando la fragmentación en sectores como la Amazonía (Meza-Elizalde y Armenteras, 2018) y Los Andes Tropicales (Rodríguez-Echeverry y Leiton, 2021).

En Chile, las evaluaciones de paisaje se han incrementado debido a la disponibilidad de imágenes satelitales. Se ha logrado detectar las transformaciones que ha sufrido el paisaje mediante los cambios de uso de suelo, destacando la conversión de coberturas nativas a terrenos agrícolas y plantaciones forestales (Miranda *et al.*, 2016; Heilmayr *et al.*, 2016).

En Chile central, los estudios de reemplazo de la vegetación nativa se han desarrollado mayoritariamente en torno a la cordillera de la costa, dejando de lado el estudio de las zonas precordilleranas y cordilleranas. En paisajes del sur del país se han enfocado principalmente en la Región del Bio Bio, en torno al desarrollo de la actividad forestal y sus efectos en la fragmentación del bosque nativo y la pérdida de biodiversidad (Braun y Koch, 2016; Otavo y Echeverría, 2017). En el extremo sur, Bizama *et al.* (2011) analizaron las transformaciones del paisaje en la Patagonia, en términos del reemplazo y fragmentación del bosque nativo, a través de la quema de la vegetación para la habilitación de praderas para la actividad ganadera.

La Región del Maule está caracterizada por una marcada presencia de paisaje natural y especies endémicas tales como *Rhinella spinullosa* (sapo andino), *Tematobufo venustus* (sapo hermoso de Lircay), *Pristidactylus torquatus* (gruñidor del sur), *Citronella mucronata* (patagua), entre otras. Pero esta situación se ha modificado en los últimos años debido a la priorización de

actividades rentables económicamente, como la producción agroalimentaria y la industria de la madera. El resultado ha sido un importante reemplazo de la vegetación nativa por plantaciones forestales de pinos y eucaliptos y nuevos cultivos agrícolas intensivos. Entre ellos destacan los frutales de exportación como manzanos, arándanos, nueces y avellanas, y la ganadería. Todo esto genera un impacto negativo en los ecosistemas (Echeverría *et al.*, 2007). Además, se encuentran sectores en los que estos efectos en el paisaje no se han estudiado, como por ejemplo la microcuenca del río Liguay emplazada en la comuna de Longaví, Región del Maule.

En este contexto, se busca evaluar el paisaje de la microcuenca a través de una situación base, reclasificando e identificando las coberturas del suelo y calculando las métricas; y se proponen acciones de conservación y gestión sostenible.

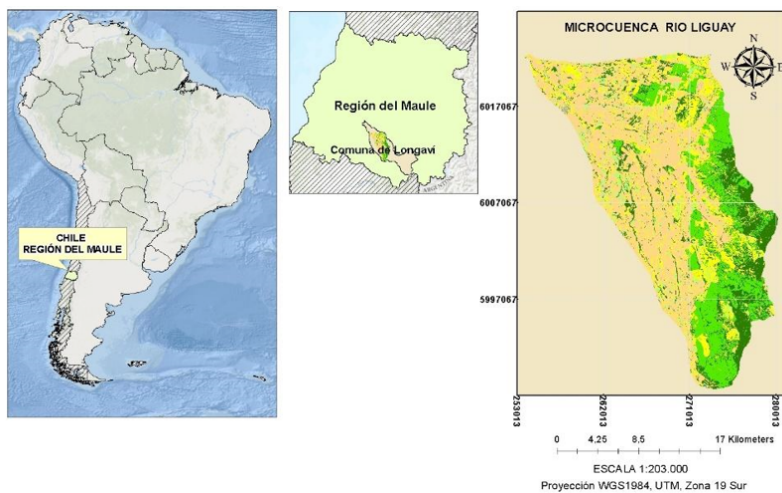
## Materiales y métodos

### Área de estudio

La microcuenca del río Liguay se localiza en la comuna de Longaví, Región del Maule, Chile (Figuras 1 y 2). Tiene una superficie de 477,9 km<sup>2</sup>. Nace desde la falda occidental del nevado, deriva del río Longaví y se extiende por el valle central en la depresión intermedia hasta desembocar en el río Longaví luego de 50 kilómetros de recorrido (Valladares, 1979). En dicho territorio habitan 30.534 personas, de las cuales un 22,04% vive en el sector urbano y un 77,96% en áreas rurales (Instituto Nacional de Estadísticas [INE], 2019).

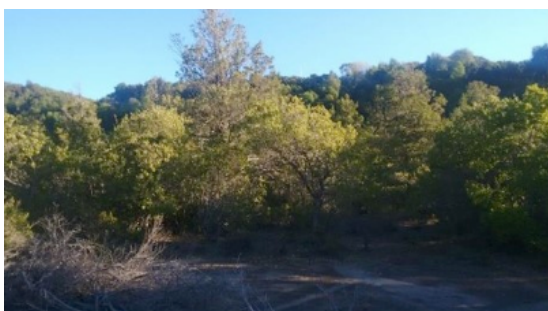
Las actividades económicas predominantes de la zona son la agricultura tradicional de producción de cereales como trigo, maíz, arroz y leguminosas; crianza de ganado bovino; la exportación de frutas: manzanas, arándanos, nueces y avellanas; la industria forestal de producción de pino y eucalipto; y el comercio minorista, con presencia de almacenes, supermercados y estaciones de servicio (INE, 2019).

Figura 1. Mapa de ubicación microcuenca del río Liguay

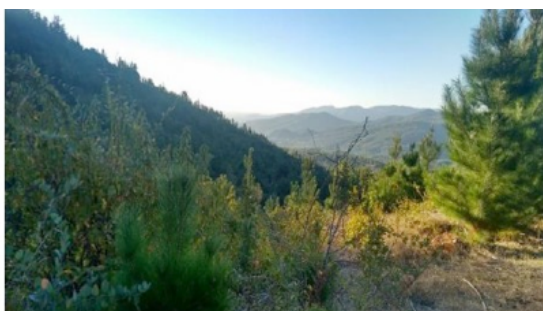


Fuente: elaboración personal

Figura 2. Variedad de coberturas presentes en la microcuenca del río Liguay



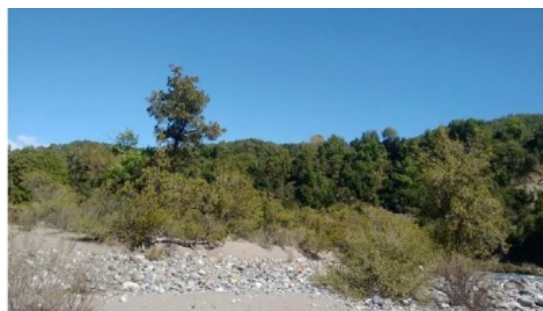
Bosque Nativo con predominancia de *Quillaja saponaria* (quillay), *Maytenus boaria* (maiten) y *Cryptocarya alba* (peumo)



Plantación forestal de *Pinus radiata* (pino insigne)



Cultivo de *Vaccinium corymbosum* (arándanos)



Matorral con predominancia de *Lithraea caustica* (litre), *Colletia* sp. y *Peumus boldus* (boldo)

Fuente: registro fotográfico de Leonardo Soto

### Procesamiento de las imágenes

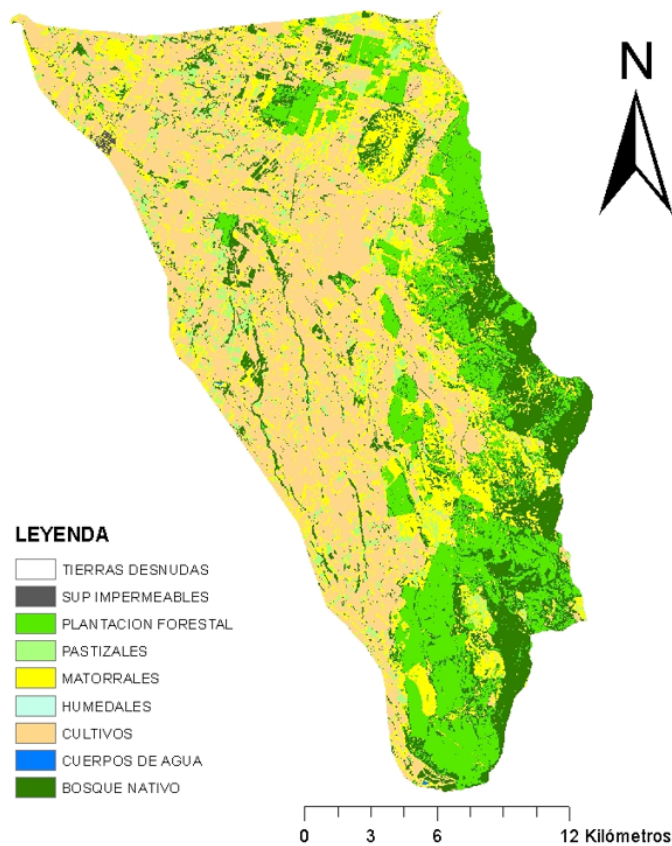
El área de estudio fue extraída del mapa de cobertura del suelo Land Cover Chile 2014, perteneciente al Laboratorio de Geomática y Ecología del Paisaje de la Universidad de Chile ([https://www.gep.uchile.cl/Landcover\\_CHILE.html](https://www.gep.uchile.cl/Landcover_CHILE.html)), recurso gratuito y disponible para todo el público a través de su sitio web. Este fue el motivo por el cual fue de interés emplearlo en este trabajo, para hacer un ejercicio que demuestre lo importante que podría ser el uso de este producto y las métricas en los gobiernos locales, en la planificación y gestión sustentable de sus recursos naturales.

En la imagen se abarca Chile continental. Se encuentra disponible en formato raster, con una resolución espacial de treinta metros. Cuenta con un esquema de clasificación de tres niveles; el primero cuenta con diez clases de coberturas: cultivos, bosques, pastizales, matorrales, humedales, cuerpos de agua, superficies impermeables, tierras desnudas, hielo y nieves, nubes. El segundo tiene treinta subclasificaciones de las coberturas antes señaladas; y el tercero, treinta y cinco subclasificaciones concentradas en: nativos, mixtos o plantaciones para los bosques, en anuales y perennes para las praderas y en roca o gravas para las tierras desnudas (Hernández et al., 2016). Las cober-

turas de la microcuenca se reclasificaron con *software* Arcgis 10.8 y se agruparon, tal como se muestra en la Figura 3.

Junto a lo anterior, las coberturas se cuantificaron en hectáreas y porcentajes de cobertura, para generar la línea de base de la situación del paisaje para el año 2014. La Figura 3 y la Tabla 1 muestran las coberturas de línea base 2014, las cuales se calcularán utilizando el *software* Fragstats versión 4.2.1.

Figura 3. Situación base de la microcuenca



Fuente: elaboración personal

Tabla 1. Tipos de coberturas presentes en la microcuenca del río Liguay

Tipo de cobertura	Descripción	Hectáreas (ha)	Porcentaje de cobertura (%)
Cultivos	Agrupación de cultivos pertenecientes al nivel 2, tales como arrozales, invernaderos, otros cultivos, huertos y barbechos.	18.196,58	39,55
Matorrales	Matorrales, los matorrales arborecentes, ubicados en el nivel 2.	9.303,04	20,22
Plantación Forestal	Plantaciones de hoja ancha y las coníferas del nivel 2, en donde se encuentran las adultas y cosechas en el nivel 3.	8.452,27	18,37
Bosque Nativo	Bosque nativo hoja ancha y nativo de coníferas, perteneciente al nivel 2, el que se agrupa en el nivel 3 entre primario y el renovable.	7.806,34	16,97

Pastizales	Otros pastizales los pastizales áridos y las praderas, que se encuentran en el nivel 2 de clase. En el caso de las praderas en el nivel 3 se subdividen en anuales y perennes.	2.119,23	4,61
Superficies Impermeables	Terrenos construidos, en donde se encuentran asentamientos humanos.	108,09	0,23
Cuerpos de Agua	En este nivel se clasifican en: lagos, reservorios, ríos y océano.	9,63	0,02
Tierras desnudas	Son suelos arenosos y rocosos, que en el nivel 2 se clasifican en salares, suelos arenosos y suelos rocosos. Este último en el nivel 3 corresponde a rocas y gravas.,	8,10	0,02
Humedales	En este nivel dos se clasifican entre: marismas, pantanos y otros humedales.	3,15	0,01

Fuente: modificado de Hernández *et al.* (2016)

Las métricas seleccionadas para analizar la situación base del paisaje se escogieron en base a su popularidad en la aplicación en estudios de sustentabilidad del paisaje realizados en Chile (Gallardo y Contreras, 2016; Vergara e Ibarra, 2019; Mancilla Ruiz *et al.*, 2022); y en otros países como Turquía, Colombia y México (Ersoy *et al.*, 2020; Meza-Elizalde y Armenteras, 2018; Vega-Vela *et al.*, 2018). La Tabla 2 indica las métricas utilizadas según McGarigal (2015).

Tabla 2. Métricas de sustentabilidad del paisaje, su descripción y clasificación para el análisis de patrones de ocupación

Clase	Indicador	Descripción
Área y borde	Área Total (CA)	Es la suma de las áreas (m <sup>2</sup> ), de todos los parches del tipo de clase correspondiente, es decir, el área total y de la clase.
	Porcentaje del paisaje (PLAND)	PLAND es igual a la suma de las áreas (m <sup>2</sup> ) de todos los parches del mismo tipo, dividida por el área total del paisaje (m <sup>2</sup> ), multiplicada por 100. <b>Unidad de medida: porcentaje.</b>
	Índice del parche más grande (LPI)	Cuantifica el porcentaje de área total ocupada por una región más grande de una clase dividido por el área total del paisaje. Es igual al porcentaje del paisaje que comprende el parche más grande. <b>Unidad de medida: porcentaje.</b>
Área núcleo	Área núcleo total (TCA)	Equivale a la suma de las áreas núcleos de cada parche (m <sup>2</sup> ). <b>Unidad de medida: hectáreas.</b>
	Porcentaje del área núcleo del paisaje (CPLAND)	Es igual a la suma de las áreas núcleo de cada parche (m <sup>2</sup> ) del tipo de parche correspondiente, dividida por el área total del paisaje (m <sup>2</sup> ), multiplicada por 100. $CPLAND = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^c}{A} (100)$ <b>Unidad de medida: porcentaje.</b>

Agregación	Número de Parches (NP)	Identifica el número de parches individuales existentes en cada una de las clases identificadas. Puede orientar acerca de la fragmentación que cada uso presenta en el paisaje.
	Índice de conectancia (CONNECT)	Representa el porcentaje de conexiones funcionales entre regiones del mismo tipo. <b>Unidad de medida: porcentaje.</b>
	Densidad de Parches (PD)	Mide el número de parches por cada 100 hectáreas. Es un aspecto limitado, pero fundamental, del patrón del paisaje. Expresa el número de parches por unidad de área, lo que facilita las comparaciones entre paisajes de diferentes tamaños. <b>Unidad de medida: número por cada 100 hectáreas.</b>
	Índice de Agregación (AI)	Es igual al número de adyacencias similares que involucran a la clase correspondiente, dividido por el número máximo posible de adyacencias similares que incluyen a la clase correspondiente, lo cual se logra cuando la clase se aglutina al máximo en un solo parche compacto; multiplicado por 100 (para convertirlo en un porcentaje). <b>Unidad de medida: porcentaje.</b>
	Índice de división del paisaje (DIVISIÓN)	Corresponde a 1 menos la suma del área de parcheo (m <sup>2</sup> ) dividida por el área total del paisaje (m <sup>2</sup> ), cantidad cuadrada, sumada a través de todos los parches del paisaje. Unidad: proporción <b>Unidad de medida: porcentaje.</b>
	Índice de cohesión de parches (COHESIÓN)	Es equivalente a 1 menos la suma del perímetro del parche, dividido por la suma del perímetro del parche por la raíz cuadrada del área del parche para los parches del tipo de parche correspondiente, dividido por 1 menos 1 sobre la raíz cuadrada del número total de células en el paisaje, multiplicado por 100 para convertirlo en un porcentaje. $COHESION = \left[ 1 - \frac{\sum_{j=1}^n P_{ij}^*}{\sum_{j=1}^n P_{ij}^* \sqrt{a_{ij}^*}} \right] \cdot \left[ 1 - \frac{1}{\sqrt{Z}} \right]^{-1} \cdot (100)$
	Índice de forma del paisaje (LSI)	Mide la complejidad de las formas del paisaje.
Diversidad	Riqueza de parches (PR)	Es igual al número de diferentes tipos de parches presentes el perímetro del paisaje
	Densidad de la riqueza de parches (PRD)	(PRD) es igual al número de diferentes tipos de parches presentes en el paisaje. <b>Unidad de medida: número por 100 hectáreas.</b>
	Índice de diversidad de (SHANNON)	Equivale a menos la suma, en todos los tipos de parches, en proporción a la abundancia de cada tipo de parche multiplicado por esa proporción.

Fuente: elaboración personal sobre la base de McGarigal (2015)

A partir de los cálculos obtenidos se realizó una evaluación del paisaje y se reconoció la situación base de las coberturas. Con estos antecedentes se propone una estrategia de conservación y gestión sostenible para la microcuenca.

## Resultados

La situación base de la microcuenca del río Liguay, utilizando la imagen Land Cover 2014, indica que las hectáreas ocupadas, según la métrica CA, en orden descendente estaría compuesta por: cultivos, 18.196,56 ha; matorral, 9.303,03

ha; plantación forestal, 8.452,26 ha; bosque nativo, 7.806,33 ha; pastizal, 2.119,23 ha; superficies impermeables, 108,09 ha; cuerpos de agua, 9,63 ha; tierras desnudas, 8,1 ha; y humedal, 3,15 ha (Tabla 3).

Tabla 3. Situación Base de la microcuenca del río Liguay en 2014

TIPO DE COBERTURA	CA (ha)	PLAND (%)	NP	PD (ha)	LPI (%)	LSI	TCA (ha)	CPLAND (%)	CON-NECT (%)	COHE-SIÓN	DIVI-SIÓN (%)	AI (%)
Cultivos	18.196,56	39,55	2.282	4,96	33,88	77,04	2682,99	5,83	0,09	99,82	0,88	83,04
Bosque Nativo	7.806,33	16,97	5.488	11,93	4,23	83,49	1018,62	2,21	0,03	97,02	1,00	71,85
Forestal	8.452,26	18,37	2.350	5,11	5,10	50,88	2049,39	4,45	0,07	98,41	1,00	83,67
Pastizal	2.119,23	4,61	3.834	8,33	0,08	71,07	9,45	0,02	0,03	78,69	1,00	54,03
Matorral	9.303,03	20,22	6.511	14,15	1,26	116,87	199,44	0,43	0,03	95,53	1,00	63,79
Humedal	3,15	0,01	14	0,03	0,00	4,00	0,00	0,00	1,10	60,52	1,00	37,93
Cuerpo de agua	9,63	0,02	18	0,04	0,01	4,29	0,00	0,00	0,65	69,88	1,00	64,25
Sup. Impermeable	108,09	0,23	227	0,49	0,10	15,81	0,18	0,00	0,28	85,49	1,00	55,53
Tierras Desnudas	8,1	0,02	33	0,07	0,00	7,16	0,00	0,00	2,08	55,89	1,00	27,33

Fuente: elaboración personal

Estos datos expresan la predominancia de las labores agrícolas en términos cuantitativos. La métrica PLAND demuestra que el porcentaje del paisaje más alto está compuesto por los cultivos, con un 39,55%; seguido por el matorral con un 20,22%; la plantación forestal con un 18,37%; el bosque nativo con un 16,97%; y el pastizal con un 4,61%. En el caso de otras coberturas, como los humedales, cuerpos de agua y tierras desnudas, estos se encuentran en valores cercanos a cero, lo que indica una baja presencia en la microcuenca.

Del análisis de estas coberturas a nivel de parches, el LPI expresa que el porcentaje de paisaje de parche más grande es el de cultivos, con un 33,88%. Lo sigue muy de lejos el forestal con un 5,10%; el bosque nativo con un 4,23%; y el matorral con un 1,26%. Los pastizales se encuentran en baja presencia, con valores cero. Lo mismo ocurre también con los humedales, cuerpos de agua y tierras desnudas por presentar valores cero.

La suma de las áreas núcleo de cada parche (TCA) expresan que, por su alta presencia en el territorio, la cobertura cultivos muestra el mayor número, con 2.682,99 ha; seguida por las plantaciones forestales con 2.049,39 ha; y el bosque nativo con 1.018,62 ha. Excluyendo en este caso al matorral, el cual presenta 199,44 ha, a pesar de que presenta bastante superficie en hectáreas, este se encuentra altamente fragmentado, lo que origina que el indicador presenta valores bajos. Se comprueba con la métrica NP, la que expresa que el matorral y el bosque nativo y los pastizales son los más afectados por la fragmentación al tener mayor número de parches, lo cual puede deberse a la acción antrópica del hombre en las labores agrícolas y forestales que son las actividades predomi-



nantes en la microcuenca y se encuentran en constante expansión ejerciendo presión sobre el territorio atomizando estas coberturas.

La densidad de parches (PD) muestra una tendencia similar a la métrica anterior. Por cada 100 hectáreas, el orden de densidad de las coberturas de mayor a menor, lo lidera el matorral (14,15 ha), seguido por el bosque nativo (11,93 ha), el pastizal (8,33 ha), la plantación forestal (5,11 ha) y los cultivos (4,96 ha). Por otra parte, las superficies impermeables, las tierras desnudas, los cuerpos de agua y los humedales presentan valores en cero, por su baja presencia en tamaño y forma en la microcuenca.

Acerca de la forma del paisaje en la microcuenca, el índice de la forma del paisaje (LSI) expresa la complejidad en todas las coberturas, por encontrarse en valores muy superiores a 1. Destaca en este atributo el matorral (116,87) y el bosque nativo (83,49). Seguidos por los cultivos (77,04), el pastizal (71,07), la cobertura forestal (50,88), las superficies impermeables (15,81), las tierras desnudas (7,16), los cuerpos de agua (4,29) y el humedal con (4,0). Esto indica que el paisaje contiene formas altamente complejas, destacando el matorral y el bosque nativo al ser los más fragmentados en la cuenca.

Dada esta configuración del paisaje, las conexiones funcionales entre regiones del mismo tipo en la microcuenca, la métrica CONNECT, muestra valores inferiores a 100 para todas las clases. Sin embargo, las clases con menor presencia de parches, como las tierras desnudas (2,08%) y los humedales (1,10%), son las que presentan los valores más altos de este índice y por ende mayor conectividad funcional.

Esto se puede producir porque existe en menor superficie y mayormente concentrados en áreas específicas del territorio. Las otras clases se observan mayormente desconectadas que las anteriores, al presentar valores cero. Esto se podría deber porque, a pesar de presentar valores altos en superficie de área, se encontrarán separadas a distancias muy extensas al interior de la microcuenca. Por esta razón no tendrían vinculación.

Por otro lado, la conexión física del correspondiente al tipo de parche, a través del índice de COHESIÓN, indica porcentajes altos en orden decreciente para las siguientes categorías: cultivos (99,82%), forestal (98,41%), bosque nativo (97,02%), matorral (95,53%), superficies impermeables (85,49%), pastizal (78,69%), cuerpo de agua (69,88%), humedal (60,52%) y tierras desnudas (55,89%). Las tres primeras clases presentan mayor superficie en hectáreas en la microcuenca, lo cual explica estos valores. Los parches que se agrupan y agregan en su distribución, se encuentran más cercanos físicamente. Se demuestra con la métrica DIVISIÓN, que los cultivos son la única cobertura con valor en torno a cero, con 0,88%. Esto indica la presencia de un sólo gran parche. El resto de las otras coberturas expresan el valor 1, lo que muestra la conformación de un único parche, pero pequeño, en un área determinada de la microcuenca y que puede corroborarse al observar su baja presencia en hectáreas.

Por último, en la cuenca existe una desagregación moderada de los parches

que no llegan a la conformación de un paisaje único. El área de cultivos es la más representativa, lo que se expresa en un índice de agregación (AI) más alto para la plantación forestal, con un 83,67%. Esta es un área que se presenta de manera más compacta. La siguen los cultivos, con un 83,04% y el bosque nativo, con un 71,85%. Estos tres destacan, además, por ser las coberturas más extensas en área y porque están localizados en sectores específicos de la microcuenca. Le siguen en valores de agregación los cuerpos de agua, con un 64,25%; el matorral, con un 63,79%; las superficies impermeables, con un 55,53%; el pastizal, con un 54,03%; y las tierras desnudas, con un 27,33%. Estos valores se presentan con mayor nivel de desagregación y presencia de fragmentos en la microcuenca.

Los resultados en el nivel de paisaje utilizando principalmente las métricas de riqueza de parche, densidad de riqueza de parches y el índice de Shannon, indican que el número de parches (NP) es alto en la situación de línea base para el año 2014 (Tabla 4). Se trata de un paisaje altamente fragmentado al interior de la microcuenca. Esto se relaciona con el índice de la forma del paisaje (LSI) de 87,52%. Esto muestra una alta complejidad, dado la heterogeneidad de paisajes. Asimismo, se expresa en la riqueza de parches (PR), con nueve tipos de coberturas en la microcuenca: cultivos, matorrales, plantación forestal, bosque nativo, pastizales, superficies impermeables, cuerpos de agua, tierras desnudas y humedales. Por otra parte, el valor obtenido del índice de diversidad de Shannon (1,462), muestra que existe una baja diversidad en la microcuenca, lo que se relaciona con la predominancia de cobertura de cultivos, matorrales y plantaciones forestales.

Tabla 4. Situación de coberturas a nivel de paisaje

	TA/CA (ha)	NP	PD	LSI	TCA (ha)	PR	PRD	SHDI
Situación base de la cuenca río Liguay 2014	46.006,38	20.757	45,12	87,57	5.960,07	9	0,020	1,462

Fuente: elaboración personal

## Discusión

Una alteración en los patrones del paisaje puede comprometer su integridad funcional, porque interfiere con los procesos ecológicos críticos necesarios para la persistencia de la población y el mantenimiento de la biodiversidad y la salud del ecosistema (Armenteras y Vargas, 2016). Por estas y otras razones se ha puesto énfasis en el desarrollo de métodos para cuantificar los patrones del paisaje (McGarigal, 2015).

Los cambios de cobertura de bosque nativo se han producido de manera histórica, principalmente por la acción humana (Santos y Telleria, 2006; Sepúlveda-Varas *et al.*, 2019). En los últimos cuarenta años, este fenómeno se ha profundizado debido a la implantación del modelo neoliberal que ha cambiado las coberturas de suelo debido a la orientación de las políticas hacia la producción y exportación de materias primas (Ríos-Núñez, 2013; Uribe Sierra y Panez Pinto,

2022). Las industrias agrícola y forestal se han desarrollado fuertemente en la microcuenca en estudio. Siguiendo la tendencia de desarrollo del territorio, en el futuro podrían generar un cambio de paisaje de bosque nativo a uno de usos agrícolas y forestales.

La literatura indica que los cambios de cobertura aludidos tienen como efecto, en el ámbito del paisaje, el aumento del número de parches y su densidad, la disminución de áreas núcleos, la disminución del tamaño de los parches y la pérdida de conectividad (Bizama *et al.*, 2011; Meza-Elizalde y Armenteras, 2018). El resultado de este proceso es la generación de diferentes tipos de paisajes, como el modelo islas, el de parche-matriz-corredor y el abigarrado, los cuales contribuyen a la fragmentación de los distintos tipos de hábitats que existen en el territorio (Valdés, 2011).

Los fenómenos, analizados a través de las métricas, que se producen en la microcuenca del río Liguay, se expresan en la degradación del paisaje, en el cambio de la fisonomía del territorio por el predominio de los parches de cultivos y forestales, como de las actividades productivas. El resultado ha sido la colonización de espacios y la influencia, tal vez, en algunas coberturas, tales como cuerpos de agua, humedales y tierras desnudas que albergan especies de flora y fauna nativa, las que actualmente se ven amenazados por las actividades productivas.

También se observa la fragmentación de algunas coberturas. Las más afectadas son el bosque nativo, los matorrales y los pastizales. En el caso de estos últimos, que, por lo demás, cuentan con una alta presencia en la microcuenca, se podría deber a la vocación productiva del territorio. Este es el caso de la industria agrícola y forestal, las que dejan un importante número de terrenos en situación de abandono o barbecho. En ellos, diversas especies de flora, como los matorrales arborescentes, colonizan estos espacios al contar con alta resistencia en términos de adaptación a condiciones extremas, como el estrés hídrico.

Respecto de la microcuenca en estudio, la cual se encuentra en una zona de *hotspots* de biodiversidad (Mittermeier *et al.*, 2011), la literatura sugiere la conservación y restauración de paisajes con alto valor ecosistémico y de biodiversidad. Ello a través de modelos como, por ejemplo, el corredor parche-matriz en bosques nativos (Rodríguez-Echeverry y Leiton, 2021); o la aplicación del modelo de paisaje continuo, como respuesta a la fragmentación del hábitat de especies de difícil propagación o en riesgo de desaparecer, aunque su debilidad sea la dificultad de su aplicación (Valdés, 2011).

La alta presencia de terrenos con matorrales, en un futuro próximo, podría contribuir al desarrollo de nuevos espacios agrícolas que transiten hacia una producción de alimentos de características agroecológicas (Tittonell, 2019). De igual forma, estos espacios podrían destinarse a la protección mediante la restauración ecológica de ecosistemas, a través de plantación de bosque nativo u otras especies endémicas, con apoyo de diversas técnicas de silvicultura (Smith-Ramírez *et al.*, 2015; Bannister *et al.*, 2016). De esta manera se podría contribuir a albergar mayor biodiversidad y el desarrollo de servicios ecosistémicos.

micos que colaboren a la generación de equilibrios al interior de la cuenca y que presten beneficios a la sociedad (Otavo y Echeverría, 2017).

A partir de la línea base y con los resultados proporcionados por las métricas aplicadas al paisaje, se sugiere realizar acciones en torno a mitigar en el presente su degradación y fragmentación. Ello, por ejemplo, mediante la recuperación de coberturas con baja presencia como los humedales, tierras desnudas y cuerpos de agua. Así se podrían conservar estos ecosistemas y la biodiversidad que albergan. Lo mismo se sugiere para las clases más fragmentadas, como el bosque nativo, las que se pueden proteger y restaurar a través de los corredores de parche matriz sugeridos en la literatura. De este modo, se contribuye a la generación de beneficios en una mayor provisión de servicios ecosistémicos y la regulación de los flujos de agua en las subcuencas (Esquivel *et al.*, 2020).

Para las coberturas de matorrales que ocupan una alta presencia en el territorio, se sugiere realizar actividades productivas agroecológicas de la mano de la restauración de ecosistemas, a partir de la plantación de vegetación nativa y endémica de la zona. De esta manera se contribuiría al desarrollo de un paisaje que mantenga la composición, estructura y función del ecosistema.

Finalmente, es importante señalar que, en la microcuenca del río Liguay existe una alta degradación del paisaje, la cual queda expresada en la baja presencia de coberturas de humedales, de tierras desnudas, de cuerpos de agua y en la fragmentación que se observa en el número y la densidad de parches e índice de complejidad de la forma para el bosque nativo, en los matorrales y los pastizales.

## Conclusión

A partir de lo detectado en la línea base, se sugiere realizar acciones para mitigar la degradación y fragmentación del paisaje en la microcuenca del río Liguay. Entre ellas, la restauración de coberturas con baja presencia como los humedales, tierras desnudas y cuerpos de agua, a fin de conservar los ecosistemas y la biodiversidad presente.

Otras acciones similares se mencionan para los tipos de cobertura con mayor porcentaje de fragmentación, como el bosque nativo, el cual se podría proteger y restaurar a través de los corredores de parche matriz. Para el caso de la cobertura de matorral, la cual tiene una alta presencia en el territorio, se sugiere realizar actividades productivas agroecológicas, acompañado de la restauración del ecosistema por medio de la plantación de vegetación nativa y endémica de la zona. De esta manera, contribuir a la conservación del paisaje.

## Referencias

- Armenteras D. y Vargas O. (2016). Patrones del paisaje y escenarios de restauración: acercando escalas. *Acta Biológica Colombiana*, 21(1Supl), 229-239. <https://doi.org/10.15446/abc.v21n1Supl.50848>
- Bannister. J. R., Donoso, P. J. y Mujica, R. (2016). La silvicultura como herramienta

- para la restauración de bosques templados. *Bosque*, 37(2), 229-235. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002016000200001>
- Bizama, G., Torrejón, F., Aguayo, M., Muñoz, M., Echeverría, C. y Urrutia, R. (2011). Pérdida y fragmentación del bosque nativo en la cuenca del río Aysén (Patagonia-Chile) durante el siglo XX. *Revista de Geografía Norte Grande*, 49, 125-138. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022011000200008>
- Braun, A., Fabnacht, F., Valencia, D., & Sepúlveda, M. (2021). Consequences of land-use change and the wildfire disaster of 2017 for the central Chilean biodiversity hotspot. *Regional Environmental Change*, 21(2). <https://doi.org/10.1007/s10113-021-01756-4>
- Braun, A., & Koch, B. (2016). Estimating impacts of plantation forestry on plant biodiversity in southern Chile - a spatially explicit modelling approach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(10), 564. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5547-1>
- Echeverría, C., Newton, A., Lara, A., Rey-Benayas, J. M., & Coomes, D. (2007). Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 426-439.
- Ersoy, M., Satir, O. y Berberoglu, S. (2020). Monitoring the Mediterranean type forests and land-use/cover changes using appropriate landscape metrics and hybrid classification approach in the Eastern Mediterranean of Turkey. *Environmental Earth Sciences*, 79(21). <https://doi.org/10.1007/s12665-020-09239-1>
- Esquivel, J., Echeverría, C., Saldaña, A., & Fuentes, R. (2020). High functional diversity of forest ecosystems is linked to high provision of water flow regulation ecosystem service. *Ecological Indicators*, 115, 106433. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106433>
- Gallardo, M., y Contreras, I. (2016). Fragmentación y biodiversidad del paisaje asociados a la construcción de la autopista Valle Biobío en Concepción. *Tiempo y Espacio*, 37, 52-69. <https://doi.org/10.22320/rte.vi37.3254>
- Heilmayr, R., Echeverría, C., Fuentes, R., & Lambin, E. F. (2016). A plantation-dominated forest transition in Chile. *Applied Geography*, 75, 71-82. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.07.014>
- Hernández, H. J., Galleguillos, M y Estados, C. (2016). *Mapa de Cobertura de Suelos de Chile 2014: Descripción del Producto*. Laboratorio GEP, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile.
- Instituto Nacional de Estadísticas. (2019). *Ciudades, pueblos, aldeas y caseríos*. Instituto Nacional de Estadísticas, INE.
- Kobayashi, Y., Okada, K., & Mori, A. (2019). Reconsidering biodiversity hotspots based on the rate of historical land-use change. *Biological Conservation*, 233, 268-275. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.02.032>
- Mancilla Ruiz, D., González Paz, S., Virano Reyes, P. y De la Barrera Melgarejo, F. (2022). Nuevas oportunidades de conservación y restauración en un paisa-

- je rural-urbano degradado de la región del Maule (Chile) mediante imágenes Sentinel 2. *Revista Universitaria de Geografía*, 31(2), 77-108.
- McGarigal, K. (2015) *FRAGSTATS Help*. <https://ibis.geog.ubc.ca/courses/geob479/labs/fragstats.help.4.pdf>
- Meza-Elizalde, M. C. y Armenteras, D. (2018). Uso del suelo y estructura de la vegetación en paisajes fragmentados en la amazonia, Colombia. *Colombia Forestal*, 21(2), 205-223
- 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(1), 285-297. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-1010-7>
- Mittermeier R. A., Turner W. R., Larsen F. W., Brooks T. M., & Gascón C. (2011). Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. En F. E. Zachos & J. C. Habel (Eds.), *Biodiversity Hotspots. Distribution and Protection of Conservation Priority Areas* (pp. 3-22). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_1)
- Ormazabal, Y., Ávila C., Mena, C., Morales, Y. y Bustos, Ó. (2013). Caracterización y cuantificación de fragmentos de bosque nativo, en un sector del secano interior de la región del Maule. *Ciência Florestal*, 23(3), 449-460. <https://doi.org/10.5902/1980509810556>
- Otavo, S. y Echeverría, C. (2017). Fragmentación Progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(4), 924-935. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.041>
- Ríos-Núñez, S. (2013). Reestructuración del sector agrario en Chile 1975-2010: entre el proteccionismo del Estado y el modelo económico neoliberal. *Revista de Economía e Sociología Rural*, 51(3), 515-533. <https://doi.org/10.1590/s0103-20032013000300006>
- Rodríguez-Echeverry, J. y Leiton, M. (2021). Pérdida y fragmentación de ecosistemas boscosos nativos y su influencia en la diversidad de hábitats en el Hotspot Andes Tropicales. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 92, 1-14. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2021.92.3449>
- Santos T. y Tellería J. L. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 15(2), 3-12.
- Sepúlveda-Varas, A., Saavedra-Briones, P. y Esse, C. (2019). Análisis de cambio de cobertura y uso de suelo en una subcuenca preandina chilena. Herramienta para la sustentabilidad productiva de un territorio. *Revista de Geografía Norte Grande*, (72), 9-25. <https://doi.org/10.4067/s0718-34022019000100009>
- Smith-Ramírez, C., González, M. E., Echeverría, C. y Lara, A. (2015). Estado actual de la Restauración ecológica en Chile, perspectivas y desafíos. *Anales Instituto Patagonia*, 43(1), 11-21. <https://doi.org/10.4067/s0718-686x2015000100002>
- Tittonell, P. (2019). Las transiciones agroecológicas: múltiples escalas, niveles y desafíos. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias UNCuyo*, 51(1), 231-246.

- Uribe Sierra, S. E. y Panes Pinto, A. (2022). Continuidades y rupturas del extractivismo en Chile: Análisis sobre Sus tendencias en Las últimas dos décadas. *Diálogo Andino*, (68), 151-166. <https://doi.org/10.4067/s0719-26812022000200151>
- Valdés, A. (2011). Modelos de paisaje y análisis de fragmentación: de las biogeografías de islas a la aproximación de paisaje continuo. *Ecosistemas*, 20(2), 11-20.
- Valladares, J. (1979). La hacienda Longaví, 1639-1959. *Historia*, 14(1), 103-205.
- Vega-Vela, V., Muñoz-Robles, C. A., Rodríguez-Luna, E., López-Acosta, J. C. y Serna Lagunes, R. (2018). Análisis de la fragmentación del paisaje de la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas, Veracruz, México. *Ecosistemas y recursos agropecuarios*, 5(14), 227-238. <https://doi.org/10.19136/era.a5n14.1442>
- Vergara, G. e Ibarra, J. T. (2019). Paisajes en transición: gradientes urbano-rurales y antropización del bosque templado andino del sur de Chile. *Revista de geografía Norte Grande*, (74), 139-158. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022019000300139>

Leonardo Alfredo Soto Troncoso es Sociólogo y Magíster en Análisis Geográfico por la Universidad de Concepción, Chile. Trabaja en la Universidad Católica del Maule, donde es docente de la Facultad de Ciencias Sociales y Económicas. Su trayectoria profesional la ha desarrollado en Consultoras, Fundaciones y en el Servicio Público, a través del diseño y ejecución de proyectos de intervención social y comunitaria para la superación de la pobreza. Ha participado como profesional técnico en los proyectos de investigación FONDECYT Regular 1210084 y 1220173. Sus líneas de investigación están enfocadas en las transformaciones urbano-rurales y los procesos comunitarios. Departamento de Geografía. Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Geografía. Universidad de Concepción. Victoria 486-490, Barrio Universitario. Concepción, Región del Bio Bio, Chile, leonsoto@udec.cl, <https://orcid.org/0000-0002-8417-4459>

Marta Fuentealba Cruz es Licenciada en Ciencias Biológicas (Pontificia Universidad Católica de Chile). Magíster en Ciencias mención Zoología (Universidad de Concepción, Chile). Doctora en Ciencias Ambientales (Universidad de Concepción, Chile). Trabaja en la Universidad Católica del Maule, donde es académica Adjunta de la Facultad de Ciencias Básicas. Autora y coautora de numerosos artículos científicos, capítulos de libros y Textos de Apoyo a la Docencia del área de las ciencias biológicas y ciencias ambientales. Sus líneas de investigación están centradas en Conservación de la Biodiversidad y Educación Ambiental. Departamento de Biología y Química. Facultad de Ciencias Básicas. Universidad Católica del Maule. Avenida San Miguel N° 3605, Talca, Región del Maule, Chile, mfuntea@ucm.cl, <https://orcid.org/0000-0003-2135-6869>

