Pontificia Universidad Católica de Chile
Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal
Departamento de Ciencias Forestales

Cambios en los Patrones Espaciales del Paisaje: Caso de Estudio en un Valle Pre-Cordillerano de la IX Región de Araucanía, Chile.

Proyecto de Título presentado como parte de los requisitos para optar al título de Ingeniero Forestal

Robert Petitpas David

Profesor Guía: Marcelo Miranda
Profesor Co-guía: Cristián Bonacic
Abril 2010

Patrocinio

Este trabajo contó con el apoyo del Laboratorio Fauna Australis de la Pontificia Univesidad Católica de Chile y del proyecto Darwin Initiative; “Capacity Building for the Conservation of Temperate Rainforest Biodiversity in Southern Chile” DEFRA, U.K. (ref 15-06). La Sede Regional Villarrica de la Pontificia Universidad Católica de Chile aportó las fotografías aéreas SAF 2007. El profesor Marcelo Miranda aportó las fotografías aéreas SAF 1983.

Agradecimientos

A mi familia y a Antonia por su apoyo incondicional, a mis profesores Marcelo Miranda y Cristián Bonacic por el apoyo, las enseñanzas y la libertad que me dieron, a Jerry Laker, Nicolás Galvez y Tomás Ibarra por las enriquecedoras discusiones que aportaron a este trabajo, a Pamela Torres, Antonia Barreau, Tomás Ibarra y Tucker Murphy por la ayuda en terreno, a Jerry Laker por sus fotografías del área de estudio.

Resumen

Comprender la dinámica de los paisajes es fundamental para los planes de conservación y ordenación territorial. Los tipos de cobertura y uso de suelo, y el arreglo espacial de estos en el paisaje, tienen una gran implicancia para la conservación de la biodiversidad y para los bienes y servicios que la sociedad pueda obtener de la naturaleza. Para conocer las metodologías usadas en estudiar cambios en el paisaje se realizó una revisión de 22 investigaciones, donde se analizó los objetivos, fuentes de datos y tipo de análisis utilizados. Se encontró una alta variabilidad en la escala espacial y temporal de los estudios y una relación de la escala con las fuentes cartográficas utilizadas. El estudio del cambio del paisaje plantea el desafío de combinar diversas fuentes de datos (ambientales, socio-culturales) para entender el origen de los cambios y relacionarlos con procesos específicos que ocurren en el territorio. Se aplicó las técnicas de para evaluar el cambio en los patrones espaciales del paisaje en un caso de estudio en la pre-cordillera de la Araucanía (IX Región, Chile). Se elaboraron dos mapas de uso/cobertura del suelo a partir de fotografías aéreas de 1983 y 2007. Se registró los cambios en composición y configuración espacial, utilizando métricas a nivel de paisaje y de clase, además se utilizó una matriz de adyacencia para describir las relaciones de vecindad entre las clases de uso/cobertura del suelo. Se encontró una disminución de la clase de uso de suelo agrícola, un aumento de la vegetación nativa, que pasó a ser la clase dominante por sobre la clase agrícola, y un aumento en las zonas residenciales y las plantaciones forestales. El paisaje mostró una mayor diversidad y uniformidad, y menor fragmentación. La vegetación nativa presentó un aumento en el área de sus parches, pero una diminución en el número de estos, lo que indica una menor fragmentación. El aumento en superficie de la vegetación nativa y de las zonas residenciales, junto con la relación de adyacencia encontrada entre ellas, puede estar relacionado a la importante actividad turística de la zona, y a una mayor valoración de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. El futuro desarrollo del paisaje, considerando infraestructura turística y nuevas zonas residenciales debe tomar en cuenta la mantención y conectividad de zonas de conservación.

Abstract

Understanding the dynamic of landscapes is central for conservation planning and land management. Cover types and land use, and spatial arrangement of these in the landscape, have great implication for biodiversity conservation and for the goods and services that society can obtain from nature. To understand the methodologies used in landscape change research, a review of 22 investigations was made, where the objectives, data source and type of analysis was examine. There was a high variability in spatial and temporal scale of the studies and a relationship between scale and cartographic sources was found. Landscape change research raises the challenge of combining different data sources (environmental, socio-cultural) in order to understand the source of the changes and relate them to specific processes occurring in the territory. Landscape structural change assessment techniques were applied in a study case in Araucanía district, Chile. Two land use/land cover maps were produce from 1983 and 2007 aerial photography. Changes in landscape composition and spatial configuration were recorded using landscape and class level metrics, and an adjacency matrix. A reduction of agricultural land use class area was found, an increase of native vegetation, residential and forest plantation classes was also found. Native vegetation became the more extensive class of the landscape, over the agricultural class. An increase in diversity and uniformity, and a decrease in fragmentation were found at the landscape level. An increase in size and a decrease in numbers were found in native vegetation patches, this imply less fragmentation of the class. The native vegetation and residential area increase, along with the adjacency relationship found between them, may be related to the important touristic activity and greater appreciation of biodiversity and ecosystem services. Future landscape development, considering tourism infrastructure and new residential areas must take into account the maintenance and connectivity of conservation areas.

ÍNDICE

Capitulo 1 - Introducción **8**

Capitulo 2 - Revisión bibliográfica **10**

El concepto de Paisaje 10

Cambios en el Paisaje 14

Características de los cambios 15

Fuerzas conductoras de cambios 17

Capitulo 3 – Análisis de estudios de cambios del paisaje **22**

Introducción 22

Metodología 24

Resultados y discusión 26

Conclusiones 33

Capitulo 4 – Estudio de cambios en los patrones del paisaje en la pre-cordillera de la Araucanía **35**

Introducción 35

Metodología 36

Área de estudio 36

Elaboración de mapas temáticos 38

Selección de métricas de paisaje y matriz de adyacencia 41

Resultados y discusión 44

Composición del paisaje 44

Configuración del paisaje 45

Cambios en la vegetación nativa 51

Cambios en las otras clases del paisaje 54

Discusión general 58

Conclusiones 60

Capitulo 5 – Conclusiones finales 62

Bibliografía 64

Anexos – Fotografías del área de estudio 81

Capitulo 1 – Introducción.

A pesar de los inmensos avances en ciencia y tecnología que ha alcanzado la humanidad en los últimos años, el ser humano aún no ha podido entender completamente el funcionamiento de los sistemas naturales. Hoy se sabe que existe una infinidad de interacciones, tanto entre los organismos vivos, como entre ellos y su entorno, así, los sistemas naturales, forman una compleja trama de vida (Capra 1996). Obviamente el ser humano es parte de esta trama, e incluso ha sido reconocido como parte importante, al ser la principal fuerza modificadora del entorno (Vitousek 1997, Palumbi 2001). Si bien el dominio de los ecosistemas naturales ha sido para beneficio de la humanidad (o parte de esta), esta misma forma de relacionarse con el entorno está poniendo en peligro la calidad y forma de vida del ser humano. Es por esto necesario; aumentar el conocimiento de la relación entre el ser humano y su medio ambiente, comprender que aspectos de esta relación están deteriorando el equilibrio vital de la naturaleza, y aprender la forma en que la sociedad, actual y futura, debe relacionarse con su entorno para no amenazarlo, y así no amenazarse a sí misma.

La interacción entre ser humano y naturaleza ocurre en múltiples niveles, tanto cognitivos como físicos, a nivel individual y grupal, y en una amplia gama de escalas espaciales y temporales. En este estudio se escogió el paisaje como sistema donde se expresa esta relación, y el marco conceptual de la ecología del paisaje para estudiar un fenómeno particular de esta relación; el cambio en los patrones espaciales del paisaje. Esta elección se fundamenta en que el paisaje representa la unidad espacial donde se desarrolla la vida y las actividades humanas (Terkenli 2001), el ser humano percibe e interviene el entorno a escala de paisaje (Nassauer 1992). Además el paisaje representa una extensión suficientemente grande, adecuada para la conservación de la biodiversidad (Waldhardt 2003) y las funciones ecosistémicas. La acelerada modificación del entorno en los últimos siglos, producto de las actividades humanas, ha generado problemas en todo el planeta como; cambio climático, pérdida de biodiversidad, contaminación y erosión de suelos, entre otros (Lambin et al. 2001). El cambio de uso del suelo ha sido reconocido como uno de los principales factores modificadores del entorno a nivel mundial (Houghton 1994, Ojima et

al. 1994). Es por esto que surge el interés de estudiar el cambio en los paisajes, para así aumentar el conocimiento de la forma en que la sociedad está modelando el territorio, debido a que el paisaje futuro va a determinar las condiciones para la biodiversidad, y los bienes y servicios que la sociedad pueda obtener de la naturaleza.

Los objetivos de este estudio son: (1) comprender la forma en que se estudian los cambios en el paisaje, específicamente en la configuración espacial y composición de los elementos del paisaje, donde se considera el paisaje compuesto por unidades de uso y/o cobertura del suelo. (2) Aplicar lo aprendido en un caso de estudio, donde se analice los cambios en la composición del paisaje, y en la configuración espacial a nivel de paisaje y a nivel de clase individual (de uso/cobertura del suelo), poniendo un especial énfasis en la clase de vegetación nativa.

Para enfrentar estos objetivos, primero se realizó una revisión bibliográfica, donde se aborda los conceptos de *paisaje* y *cambios en el paisaje*. Aquí se destaca los múltiples enfoques existentes para abordar la temática del paisaje, y se desarrolla el enfoque de la ecología del paisaje, que sirvió de marco conceptual en este estudio. Luego, en el siguiente capítulo, se hizo un análisis de 22 investigaciones sobre cambios en el paisaje, las que fueron contrastadas, respecto a sus metodologías, entre ellas y también con otras 13 investigaciones analizadas por Herzog et al. (2001). El capítulo siguiente presenta un caso de estudio de cambios del paisaje en un valle precordillerano en la región de la Araucanía. Se estudio un periodo de 24 años, utilizando fotografías aéreas de los años 1983 y 2007, sobre las cuales se generaron mapas de uso/cobertura del suelo, y se aplicaron métricas del paisaje para cuantificar los cambios en los patrones espaciales. La discusión se centró en los cambios en configuración espacial y composición del paisaje, y en los cambios en la configuración de las clases por separado. Se le otorgó una mayor importancia a la clase de vegetación nativa debido a que esta representa el vestigio de la condición natural del paisaje, alberga la mayor parte de la vida silvestre y mantiene importantes funciones ecosistémicas. Finamente, el último capítulo, presenta las conclusiones finales del estudio.

Capitulo 2 – Revisión bibliográfica.

El concepto de Paisaje

Paisaje es un término que se emplea de diversas formas dependiendo del contexto en el que se utilice. Etimológicamente, la palabra española *paisaje* fue adquirida del francés; *paysaje*, que viene de *pays*, que significa país, y está a su vez viene del término latín *pagus*, que representa una unidad territorial administrativa. En el diccionario francés Larousse se encuentran dos acepciones; (1) "Vue d'ensemble d'une región, d'un site" (Visión general de una región, de un lugar); (2) "Tableau représentant un site généralement champêtre" (Cuadro que representa un lugar generalmente campestre) (Larousse, Dictionnaire de Français 1988). El Diccionario de la Lengua de la Real Academia Española define paisaje como; (1) Extensión de terreno que se ve desde un sitio; (2) Extensión de terreno considerada en su aspecto artístico; (3) Pintura o dibujo que representa cierta extensión del terreno. Este diccionario utiliza las dos mismas acepciones e incluye una tercera que involucra los aspectos territoriales y artísticos a la vez. Estas definiciones consideran el paisaje en cuanto a una respuesta humana a su percepción del territorio. El Consejo de Europa en el Convenio europeo del paisaje, firmado en Florencia en el año 2000, define paisaje como "cualquier parte del territorio tal como la percibe la población, cuyo carácter sea el resultado de la acción y la interacción de factores naturales y/o humanos". Esta definición además de incluir el concepto de percepción, destaca la interacción del ser humano con el territorio. El territorio, elemento central en la construcción del concepto de paisaje, según Di Castri (1995, citado por Gross 1998) corresponde a "un concepto que integra los distintos elementos que concurren en el espacio definiendo en un sistema la relación entre ellos". Las definiciones del diccionario ocupan el concepto de *vista*, que puede no incluir una selección de información y respuesta frente al fenómeno observado, como si ocurre al percibir. También en el diccionario se incluyen definiciones con una connotación estética, que es la usada en los ámbitos artísticos de la pintura, fotografía y paisajismo (entendido este último como diseño de jardines y áreas verdes). La palabra alemana para paisaje; *Landschaft* está tradicionalmente asociada a dos

significados, uno relacionado con el territorio o región y otro relacionado con el arte, la pintura, donde destaca una connotación estética (Zonneveld 2005).

En el concepto de *paisaje cultural* se da mayor relevancia a la interacción del ser humano con el territorio. Según Gastó (comunicación personal, 2006), la cultura es la forma en que el ser humano se relaciona con su entorno, luego el paisaje cultural es lo que queda después de haber actuado sobre el territorio. La génesis del paisaje cultural proviene de una transformación del paisaje original (no percibido ni intervenido por el ser humano), pasando por un paisaje natural (percibido por el ser humano pero que casi no presenta su influencia) y terminando en el paisaje intervenido por el ser humano (como por ejemplo el paisaje rural o el urbano), que corresponde al paisaje cultural (Gastó et al. 2006). Por otra parte, Antrop (2003) considera irrelevante la distinción entre paisaje natural y cultural, debido a la gran influencia de la humanidad sobre el medio ambiente a nivel global.

En 1939, el biogeógrafo alemán Carl Troll, luego de utilizar fotografías aéreas para el estudio de comunidades vegetales, fue el primero en utilizar el concepto de *ecología del paisaje* (Forman y Godron 1986, Klink et al. 2002, Antrop 2006, Turner 2005a, Turner 2005b, Bastian 2001, Décamps y Décamps 2004). Troll define paisaje como la entidad total, espacial y visual del espacio humano, integrando la geosfera con la biosfera y sus noósfericos artefactos humanos. Esta definición considera al paisaje como sistema que emerge de la relación del mundo físico y lo creado por la mente humana (noósfera) (Troll 1970 citado por Klink et al. 2002). Siguiendo la línea de Troll, la escuela europea de *ecología del paisaje* considera el paisaje como un concepto holístico, siendo este un sistema donde se relacionan los componentes bióticos y abióticos y los impactos antrópicos sobre estos. Siendo el tipo de uso del suelo la interfaz entre los sistemas naturales y los sistemas socio-económicos humanos (Antrop 2003, Naveh et al. 2001, Bastian 2001). De forma similar Naveh (1987) describe un paisaje como una entidad física, ecológica y geográfica donde ocurren patrones y procesos causados natural y antrópicamente, a lo largo de una escala temporal y espacial. Bajo este enfoque, que considera la acción humana como fuerza transformadora del entorno, ha habido un desarrollo de una ciencia ecológica orientada al ordenamiento territorial y a la arquitectura del paisaje.

La escuela norteamericana, a diferencia de la europea, presenta un carácter más pragmático. Esto se ve reflejado en la definición de paisaje de Forman y Godron (1986); "un área heterogénea compuesta de un cúmulo de ecosistemas que interactúan en entre sí y se repite en el espacio". Está definición, para los autores, tiene por objetivo ser válida científicamente para cualquier tipo de estudio. Es importante destacar que la definición anterior no considera el rol del ser humano.

	Europa central y del este	**EEUU y Australia**
Influencia científica de origen	Geografía	Biología
Concepto de paisaje	Entidad total, espacial y visual del espacio humano. Sistema donde se relacionan los componentes bióticos y abióticos y los impactos antrópicos sobre estos.	Área heterogénea compuesta de un cúmulo de ecosistemas que interactúan en entre sí y se repite en el espacio.
Ecología del paisaje	Ciencia interdisciplinaria, aplicada a la conservación y manejo del paisaje.	Ciencia que estudia la composición, estructura y cambio de los paisajes.
Escala	Escala humana, varios kilómetros cuadrados.	Nivel de organización a cualquier escala (sobre el nivel de ecosistema).
Rol del ser humano en la ciencia del paisaje	Rol principal en la creación y modificación de paisajes. El paisaje influye en la cultura.	Factor que aporta variabilidad y modifica el entrono, al igual que otros factores naturales.
Enfoques de estudio	Interacción sociedad-naturaleza, ordenamiento territorial, aplicación en manejo de paisajes.	Efecto de los patrones espaciales sobre los procesos ecológicos.

Tabla 1.1. Diferencia entre los enfoques tradicionales de la ecología del paisaje.

Los mismos autores definen cuatro características esenciales, que se repiten en forma similar a través de un paisaje; (1) la geomorfología y el clima; (2) los cúmulos de tipos de ecosistemas; (3) los flujos o interacciones entre los ecosistemas de un cumulo y (4) los patrones de perturbaciones. El clima y la geomorfología corresponden a las características más permanentes del territorio, que definen en gran medida el tipo de paisaje existente en un área. Además estás características determinan el tipo de organismos que

puedan colonizar el área y luego el tipo de ecosistemas presentes. La *estructura* de un paisaje corresponde a la relación espacial entre los distintos elementos y va a depender de los tipos de ecosistemas presentes y de su configuración espacial, lo que a su vez va afectar la interacción entre los elementos del paisaje. Está interacción corresponde al intercambio de materia, energía e información entre los elementos, lo que corresponde a la *función* de un paisaje. La modificación de la estructura y función de un paisaje a través del tiempo corresponde al *cambio* del paisaje (Turner 1989). El cambio ocurre debido a diferencias en las frecuencias e intensidades de las perturbaciones que actúan sobre los ecosistemas de un paisaje. Estructura, función y cambio, son tres características importantes en que se focalizan estudios de ecología del paisaje (Forman y Godron 1986, Turner 1989, Wu y Hobbs 2002, Moss 2000). El estudio de la estructura permite identificar los patrones espaciales de los cuales emerge la heterogeneidad del paisaje. La heterogeneidad espacial ha sido un tema central en el desarrollo de la ecología del paisaje, junto con el problema de la escala y los cambios en los patrones espaciales (Turner 2005a, Pickett y Cadenasso 1995, Wiens 2009, Urban et al. 1987).

Existen numerosas definiciones de los conceptos de *paisaje* y *ecología del paisaje* (Wu y Hobbs 2002, Forman y Godron 1986, Antrop 2006, Wiens y Milne 1989), pero podemos sintetizar las definiciones en dos aproximaciones, una que considera el paisaje a escala humana, siendo una porción de territorio de varios kilómetros cuadrados que contiene un mosaico de diversos tipos de parches y la segunda que corresponde a un arreglo espacial heterogéneo a cualquier escala (Pickett y Cadenasso 1995). Asociado a estos enfoques tenemos dos principales líneas de desarrollo de la ecología del paisaje (Pickett y Cadenasso 1995, Turner 2005a, Bastian 2001, Moss 2005, Opdam et al. 2002). Un enfoque, asociado a la academia europea, considera los paisajes a escala humana, siendo este un nivel adecuado para estudiar la interacción entre sociedad y naturaleza, ya que el ser humano percibe la naturaleza e interviene sobre esta a escala de paisaje (Wiens 2005). Este enfoque, más antropocéntrico, está asociado a la planificación territorial y considera la ecología del paisaje como una ciencia aplicada que contribuye al manejo de paisajes (y ordenamiento territorial) (Pedroli et al. 2006, Turner 2005a, Wiens et al. 1993, McIntyre 2002, Wu y Hobbs 2002) y al estudio de la relación entre el ser humano y los paisajes (Naveh 1978). Por otro lado, en la línea de estudio predominante en Norteamérica y

Australia, la ecología del paisaje se entiende como el estudio de la relación entre los patrones espaciales y los procesos ecológicos, donde el paisaje es una abstracción para representar la heterogeneidad espacial a cualquier escala (Pickett y Cadenasso 1995, Turner 2005a, Turner 2005b, Turner 1989, Wu y Hobbs 2002). Los estudios asociados a este enfoque utilizan una perspectiva de paisaje y no necesariamente, pero si generalmente, una escala de paisaje (King 2005). En la tabla 1.1 se resumen las diferencias entre el enfoque de Europa central y del este, y el enfoque de Estados Unidos y Australia. Estás diferencias corresponden a los enfoques tradicionales, si bien actualmente se puede encontrar desarrollo de ambas líneas en Europa, Estados Unidos y cualquier otra parte, también se ha buscado una convergencia entre ambas miradas.

Cambios en el Paisaje

El estudio de las causas y procesos de cambio en el territorio ha sido un tema de gran importancia en la ecología del paisaje (Turner 2005b, Wiens 2009, Wu y Hobbs 2002) y comprender la dinámica del paisaje es fundamental para la planificación territorial (Wood y Handley 2001, Zube 1987, Marcucci 2000, Bender et al. 2005). Además de que el cambio sea una característica inherente de los paisajes naturales, la influencia humana sobre estos ha traído modificaciones aceleradas con repercusiones ecológicas locales y globales (Antrop 2003, Ernoult et al. 2003, Bürgi et al. 2004, Bender et al. 2005). Los paisajes están en constante cambio debido a que son el producto de la interacción dinámica entre naturaleza y cultura (Antrop 2005, Pedroli et al. 2006, Arce-Nazario 2007). En el contexto de esta relación entre paisaje y ser humano, los cambios que ocurren en el paisaje están asociados a cambios en la percepción, valores y necesidades de la sociedad (Nassauer 1995, Bohnet 2008, Moore-Colyer y Scott 2005). La sociedad, articulada por la cultura, modifica el paisaje y el paisaje a su vez inculca valores culturales (Nassauer 1995), y la valoración del paisaje se modifica al cambiar la estructura de este (Zube 1987, Nijnki et al. 2008), produciéndose entonces una retroalimentación entre paisaje y cultura (Marcucci 2000). Cambios acelerados de la sociedad, que han producido impactos en el medio ambiente, han llevado a la creación de nuevos paisajes y al deterioro de paisajes tradicionales, tanto naturales como culturales. Según Antrop (2003), antes del siglo XIX los paisajes europeos

tenían continuidad en el tiempo, dada por cambios cortos y poco frecuentes, donde los nuevos elementos se integraban con el paisaje anterior, siendo la estructura pasada un legado que afecta la futura estructura del paisaje (Turner 2005a, Huston 2005). La tendencia actual, donde los nuevos elementos son sobreimpuestos sobre los antiguos, es de un aumento en la magnitud y frecuencia de los cambios (Antrop 2003, Farina 2006). Este tipo de cambios está asociado a procesos de homogenización, fragmentación (Lindenmayer y Fischer 2006, Bustamante y Grez 1995) y pérdida de diversidad, coherencia e identidad de los paisajes actuales (Antrop 2003).

Características de los cambios

El paisaje es una entidad dinámica, expuesto a fuerzas, internas y externas, que producen cambios de tamaño, forma o distribución de sus elementos, este es un proceso complejo que ocurre a diferentes escalas temporales y espaciales (Farina 2006). Estos cambios pueden ocurrir gradualmente, súbitamente e incluso catastróficamente. También existen fuerzas estabilizadoras que se oponen al cambio, luego de una perturbación estas fuerzas permiten volver al estado inicial o alcanzar un nuevo equilibrio (Bastian y Steinhardt 2002, August et al 2002). La dinámica de un paisaje va a depender de diversos factores, algunos importantes son; la frecuencia de las variaciones temporales o perturbaciones, la tendencia de cambio de los elementos (por ejemplo; incremento de biomasa, disminución de cobertura), la amplitud o fuerza de las perturbaciones, la extensión de las perturbaciones a través del paisaje y el tamaño del paisaje (Forman y Godron 1986, Farina 2006, Turner 1989).

Los cambios difieren tanto en la escala temporal como espacial, por ejemplo, una erupción volcánica puede traer cambios abruptos en una gran extensión espacial y ocurre con una baja frecuencia temporal a una escala de paisaje. Esta puede llevar, entre otras cosas, a una disminución de la biomasa vegetal, siendo una oscilación de gran amplitud y de ritmo irregular. La colonización de especies pioneras que ocupan un sitio abierto luego de una perturbación (por ejemplo debido a una erupción volcánica), trae cambios graduales, llevando a modificaciones de largo plazo, donde ocurre una tendencia general de aumento de la biomasa con oscilaciones de pequeña amplitud y de ritmo regular. Estos diferentes

patrones de perturbaciones van a llevar a diferentes estructuras y estados de organización del paisaje (Naveh 1987).

Los cambios que afectan a un paisaje generalmente no son aleatorios, van a tener un patrón determinado por la estructura del paisaje. Las perturbaciones naturales van a depender de la estructura del paisaje para su dispersión (Turner 2005a), por ejemplo un río puede actuar como una barrera deteniendo plagas e incendios. Los cambios generados por el ser humano tampoco son aleatorios, las perturbaciones humanas suelen ocurrir primero y de forma más intensan en las zonas más accesibles y con mayor potencial para el desarrollo de la agricultura (Lindenmayer y Fischer, 2006).

Los agentes de cambios en un paisaje pueden ser exógenos o endógenos (Ruiz y Domon 2009, Farina 2006, McIntyre y Hobbs 1999), junto con los cambios a diferentes escalas temporales e intensidades, las transformaciones de diferentes procedencias se sobreponen unas sobre otras, generando un proceso complejo de cambios que dan origen a una nueva estructura del territorio. Este proceso ocurre debido a que un paisaje es un sistema abierto a las influencias externas (Wood y Handley 2001, Knight y Landres 2002) y también es abierto internamente, es decir, ocurren intercambios entre los elementos constituyentes del paisaje. Energía, materia y organismos fluyen entre y dentro de los paisajes (Bastian y Steinhardt 2002, Bürgi et al. 2004).

Independientemente de las causa, Forman (1995) describe cinco procesos espaciales de transformación del territorio; (1) perforación (por ejemplo cuando se dispersan casas o incendios en un bosque), (2) disección (o división de un elemento del paisaje, por ejemplo por un camino o tendido eléctrico), (3) fragmentación (disgregación de un objeto en partes más pequeñas y separadas), (4) reducción (disminución en tamaño de un objeto) y (5) desaparición de un objeto. Estos cambios estructurales ocurren por causas naturales y antrópicas. Debido a la importancia del ser humano como elemento modificador de la biosfera, para algunos autores la principal fuerza de cambios en el paisaje proviene de la acción humana sobre el medio ambiente. Siendo el cambio de uso del suelo una de las principales causas de modificación del paisaje (Apan et al. 2000, Bastian y Steinhardt 2002, Ernoult et al. 2003, Bürgi et al. 2004, Antrop 2005, Bender et al. 2005). Si bien el cambio en la cobertura y uso del suelo no es el único proceso de cambio en paisajes, estos afectan

la estructura, procesos y funciones dentro del paisaje (Bastian et al. 2006). Incluso el cambio de uso y cobertura del suelo es considerado como uno de los principales elementos del llamado cambio global (cambios producidos por actividades humanas que afectan el medio ambiente y tienen repercusiones globales) (Lepers et al 2005, Vitousek et al. 1997, Houghton 1994, Paruelo et al. 2006), ya que afecta el funcionamiento de los ecosistemas (Lambin et al. 2001, Ojima et al. 1994), causa la pérdida de biodiversidad a nivel mundial y favorece las invasiones biológicas (Vitousek et al. 1997, Ojima et al. 1994).

Fuerzas conductoras de cambios

Para comprender la dinámica de un paisaje, además de identificar patrones de cambios en la estructura, es necesario conocer los precursores o fuerzas conductoras de cambios. La mayoría de los estudios de cambios en ecología del paisaje se centran en la identificación de patrones, pero comprender los procesos detrás de esos patrones es fundamental para proyectar la dinámica futura del paisaje (Wood y Handley 2001, Bürgi et al. 2004, Antrop 2005). Las fuerzas conductoras de cambios actuan en forma compleja, al interactuar entre si (Apan et al. 2000) y a diversas escalas espaciales (Arce-Nazario 2007), teniendo en algunos casos interdependencias y ciclos de retroalimentación.

Bürgi, Hersperger y Schneeberger (2004) describen cinco fuerzas conductoras de cambios principales: naturales, socioeconómicas, políticas, tecnológicas y culturales (ver figura 1.1). Las fuerzas naturales se expresan a través de procesos geomorfológicos y climáticos, patrones internos de perturbaciones de ecosistemas y patrones de colonización y crecimiento de organismos (Marcucci 2000). Algunas fuerzas suelen ser graduales y de acción lenta, como por ejemplo los procesos de colonización vegetal, cambios en el clima, y cambios geomorfológicos, pero también ocurren cambios catastróficos; derrumbes, avalanchas, incendios entre otros. Por ejemplo en Chile, eventos naturales catastróficos como los terremotos y tsunamis tienen un rol en la transformación del paisaje nacional. Un caso fue el terremoto y tsunami de 1960 que ocasionó importantes cambios en los patrones espaciales del borde costero del sur de Chile, llegando a cambiar la morfología fluvial en Valdivia (Peña-Cortés et al. 2006). Más recientemente, en febrero del año 2010, un nuevo terremoto y posterior tsunami, afectó la zona centro-sur de Chile, el epicentro fue en el mar,

frente a la localidad de Cobquecura (34°54’32,4’’S; 72°43’58,8’’O). Si bien la magnitud de los daños aún se encuentra en evaluación, hubo notables impactos en asentamientos humanos, borde costero, cursos de ríos y humedales en una extensión cercana a los 200 kilómetros de litoral (ver figura 1.2).

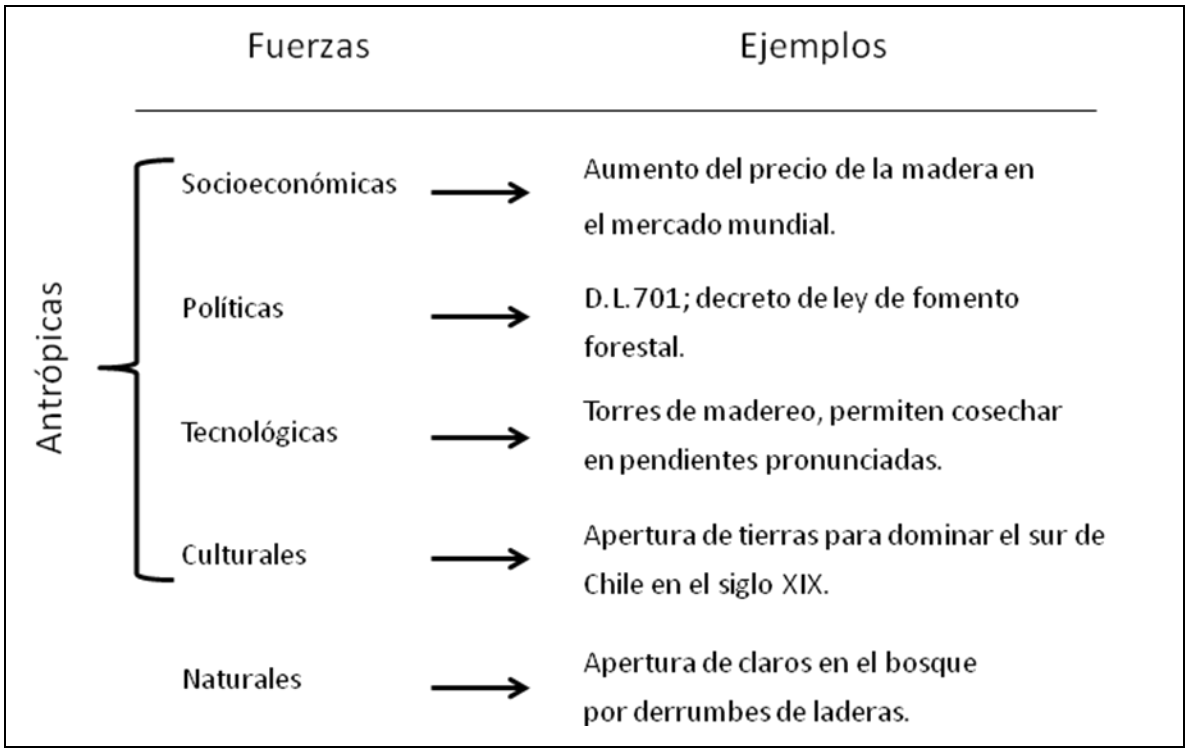

Figura 1.1. Fuerzas que actúan sobre el paisaje. Los ejemplos corresponden a factores que producen modificaciones en la cobertura forestal.

Figura 1.2. Localidad de Iloca (34°56'09,58"S; 72°10'43,36"O), antes (izquierda) y después (derecha) del terremoto de febrero 2010. Imágenes de Google Earth 2009.

Las fuerzas humanas interactúan con las naturales, controlándolas o adaptándose a ellas, además las fuerzas antrópicas se relacionan entre ellas de forma compleja. Las acciones humanas generan las modificaciones de mayor importancia e impacto en el paisaje en largo plazo (August et al. 2002, Mendoza y Etter 2002), provocando fragmentación y perdida del hábitat (Lindenmayer y Fischer 2006). Estos cambios antrópicos están asociados a cambios en la densidad de poblaciones humanas (Falcucci et al. 2007, Huston 2005, Arce-Nazario 2007, Sivrikaya et al. 2007), sin embargo Lambin et al. (2001) consideran que al aumento poblacional no es la única ni más importante causa de cambio de uso de suelo, también destacan la importancia de considerar los patrones de comportamiento y consumo de la sociedad. Las principales actividades humanas asociadas a importantes cambios en el paisajes son la deforestación, la urbanización, la intensificación de la agricultura y el abandono de tierras agrícolas (Crow 2005, Farina 2006, Bastian et al. 2006).

Dentro de las fuerzas de cambios mencionadas (ver Bürgi et al. 2004), los procesos socioeconómicos son considerados de gran importancia por muchos autores (Wu y Hobbs 2002, O'Neill 2005, Farina 2006, Mendoza y Etter 2002, Houghton 1994, Turner 2005b, Abdullah y Nakagoshi 2008). Fuerzas económicas externas pueden operar en un territorio moduladas por factores sociales y políticos internos (Ruiz y Domon, 2009). Un ejemplo de

fuerza socioeconómica externa, que trajo cambios en Chile, en los patrones de uso del suelo, y por ende en el paisaje, fue el descubrimiento de oro en California, en 1848 (Aronson et al. 1998). Al descubrirse el preciado metal, ocurrió un fenómeno llamado la "fiebre del oro", lo que movilizó a muchos hombres a trabajar en la extracción de oro, incluidos muchos chilenos. Este éxodo generó una alta demanda de alimentos. Debido a la falta de rutas comerciales entre este y oeste de Estados Unidos, Chile se encontró en una posición ventajosa para suplir la demanda de trigo en California, ya que tenía acceso directo desde sus puertos, también en la costa oeste, y en ese momento tenía una oferta superior a la demanda. Esto llevó a un aumento del 186 % del precio, luego a la temporada siguiente se duplicó la superficie plantada de trigo (David 1993). El establecimiento de estos cultivos (junto con el aumento de la ganadería y la extracción de vegetación nativa) llevó a una profunda transformación del secano costero de Chile Central, con una rápida deforestación, erosión de suelos y pérdida de cursos de agua durante el siglo XIX (Elizalde 1970, Fuentes 1988). La economía de mercado, la globalización y los acuerdos internacionales de comercio influyen en las fuerzas socioeconómicas, que se expresan a través de políticas, por lo que estás dos fuerzas están muy relacionadas. La política es una fuerza importante en la dinámica del paisaje (Mendoza y Etter 2002, Farina 2006, Lambin et al. 2001) y puede ser una vía por la cual una fuerza económica internacional se exprese a nivel nacional. Ejemplos de políticas que transformaron la configuración del territorio, generando considerables cambios en el uso del suelo, son la Ley de Colonización y Tierras Baldías de 1845 y el Decreto de Ley 701 de 1974. La primera generó una importante llegada de colonos europeos al país, quienes realizaron grandes aperturas de tierras, quemando el bosque para establecer agricultura y ganadería, y cumplir con su misión colonizadora (Otero 2006). En cambio el Decreto de Ley 701 de fomento forestal, llevó al aumento de la superficie forestada con monocultivos de Pino insigne, remplazando principalmente tierras agrícolas abandonadas, altamente degradadas y de bajo rendimiento, por una cubierta forestal homogénea (Peña-Cortés et al. 2006). La tecnología ha traído evidentes cambios al entorno, permitiendo la accesibilidad a los recursos naturales y aumentando la capacidad de transformación de estos (Bürgi et al. 2004, Garcia-Ruiz et al. 1996). Las vías de transporte permiten la accesibilidad a paisajes donde antes era difícil establecerse debido a la disponibilidad de alimentos y materias primas (Huston 2005).

Nuevas maquinarias permiten la accesibilidad económica a recursos que antes no podían ser explotados debido a los altos costos de producción, como por ejemplo la extracción de petróleo de reservas cada vez más profundas, ha sido posible por lo avances tecnológicos y el aumento de los precios de venta. La tecnología permite articular la acción humana, determinada por su cultura, sobre la naturaleza (Gastó et al. 2006). La cultura va a definir en gran medida la forma de ocupar las herramientas tecnológicas y la aplicación de políticas. Países que tienen acceso a las mismas tecnologías, presentan un uso distinto de estas debido a sus diferencias culturales. El paisaje es una expresión de la cultura y a la vez, el paisaje ejerce una influencia sobre la cultura. El estudio de cambios en los cinco precursores mencionados, permite un entendimiento más acabado de los diferentes patrones observados, en distintos periodos, en un paisaje.

Capitulo 3 – Análisis de estudios de cambios del paisaje.

Introducción

Las aproximaciones para estudiar los cambios que ocurren en los paisajes son muy diversas (Sepp y Bastian 2007, Marcucci 2000), debido a los diversos tipos de paisajes que existen, y con mayor razón considerando la amplitud de definiciones de paisaje y del contexto disciplinario de los científicos que estudian paisajes (Wiens y Milne 1989). Sin embargo, es muy común la utilización de mapas temáticos, elaborados a partir de sensores remotos (Foody 2002), para caracterizar el paisaje que se quiera estudiar (Buyantuyev y Wu 2007). En este caso, se revisaron estudios que mantienen una estructura metodológica similar, en términos generales, pero que varían ampliamente en cuanto a sus parámetros de análisis. Estos estudios utilizan fuentes cartográficas de distintos años, para estudiar el cambio en la estructura y composición del paisaje. En este contexto, la composición corresponde al número y diversidad de elementos del paisaje y la estructura se entiende como la configuración espacial de estos elementos en el paisaje (Forman y Godron 1986), y los elementos considerados corresponden a las clases de uso/cobertura del suelo. Las diversas fuentes cartográficas son convertidas a mapas temáticos, donde se representa el uso/cobertura del suelo, según un sistema de clasificación subjetivo, previamente determinado, el cual va a depender del interés del estudio. Mediante correcciones geográficas y elaboración de mapas temáticos, las diversas fuentes cartográficas pueden ser comparadas, para medir el cambio en composición y/o aplicar índices para cuantificar cambios en la estructura del paisaje.

Uno de los aspectos fundamentales en la investigación a nivel de paisajes (y ecología en general) es la escala (Wiens 1989, Levin 1992), la cual va a depender de los fenómenos de estudio de interés (Wiens 2002). Es importante primero hacer la distinción entre escala y nivel de paisaje (Pauchard et al 2006). La escala (en este caso extensión espacial) está asociada a un área medible, y el nivel de paisaje corresponde a un nivel de organización (King 2005), en el cual, a cualquier escala, es posible observar mosaicos de diferentes parches. La escala corresponde a una ventana de observación que permite examinar, en cierto ámbito (espacial, temporal u organizacional), una parte de un fenómeno (elementos bióticos y abióticos, conjunto de elementos y sus interacciones, patrones y

procesos). Con respecto a la escala espacial, tres elementos fundamentales a considerar al estudiar paisajes son; la extensión, el grano y la unidad mínima cartográfica. La extensión corresponde al área total de estudio, el grano es la resolución espacial, la que va a determinar el menor elemento homogéneo posible, en los modelos Raster corresponde al pixel, y la unidad mínima cartográfica corresponde a la mínima entidad considerada como unidad discreta (conjunto mínimo de pixeles que se consideran un parche independiente) (Saura 2002), y en un modelo vectorial, usado para representar elementos discretos, corresponde al elemento de menor tamaño. Existen dos características asociadas a la escala temporal que pueden ser considerados en los estudios de cambios en paisajes, estos son; la extensión o ventana temporal, que corresponde al periodo total de estudio, y la resolución temporal, que corresponde a las sub-periodos de análisis. El estudio de cambios que se haga en un paisaje, va a estar limitado a los eventos que ocurrieron dentro de la ventana temporal escogida, mientras que una mayor resolución temporal va a permitir conocer en mayor detalle la tendencia de los cambios, o detectar variaciones internas del periodo (por ejemplo la perdida y luego recuperación de un uso particular de suelo dentro de un periodo, puede no ser detectado con una gruesa resolución temporal). Otro aspecto que ha sido reconocido como importante en la modelación de paisajes, es incluir en el concepto de escala la resolución temática (Castilla et al. 2009, Buyantuyev y Wu 2007), la cual podemos considerar como un ámbito organizacional percibido en el paisaje. La resolución temática corresponde al número de clases de uso/cobertura del suelo considerados en la clasificación temática, la que puede ir desde dos clases (por ejemplo bosque y no bosque; ver Pauchard et al. 2006) en adelante. El número de clases va a depender de los tipos de uso/cobertura de suelo que sea posible identificar y de los objetivos del estudio, por ejemplo, las clases pueden ser; uso actual, cobertura vegetal, calidad de hábitat, entre otras. Además puede haber distinto nivel de detalle en la clasificación, por ejemplo; bosque y tierras agrícolas (2 clases), versus; bosque deciduo, bosque siempreverde, cultivo, ganadería (4 clases). En los estudios de cambios en paisaje, es importante considerar los aspectos anteriores, ya que la escala definida para obtener los datos, determinará la escala del análisis que se haga y la posible extrapolación de los resultados (Li y Wu 2004, Wu 2004, Wiens y Milne 1989). En el caso de uso de métricas para cuantificar los cambios en la estructura del paisaje, hay que ser cuidadoso en la elección de estás (Pauchard et al. 2006, Gustafson 1998), debido a que

estos índices se ven afectados por la extensión y resolución espacial, la unidad mínima cartográfica y la resolución temática (Wu 2004, Saura 2002, Buyantuyev y Wu 2007, Li y Wu 2004).

En este contexto, se realizó un análisis de metodologías para comprender la forma en que se estudian los cambios en los patrones del paisaje, también se realizó una comparación entre las fuentes de datos cartográficas (imágenes satelitales, fotografías aéreas, mapas, etc.) y la extensión espacial y temporal de las investigaciones.

Metodología

Se revisaron 22 casos de estudio de cambios en el paisaje, realizados en 18 países de todos los continentes. Los estudios fueron seleccionados principalmente desde revistas científicas relacionadas al estudio de paisajes (*Landscape Ecology, Landscape and Urban Planning, Landscape Research, Land Degradation and Development,* entre otras). Se prefirió estudios recientes, publicados entre los años 2000 y 2009 (más de la mitad correspondieron a estudios publicados a partir del año 2007). Se revisó para cada estudio, los objetivos y métodos utilizados para analizar el cambio en el paisaje. Se registró los materiales utilizados, correspondientes al tipo de sensor remoto o fuente cartográfica utilizada (fotografías aéreas, imágenes satelitales y mapas), y los parámetros considerados en la metodología; extensión temporal en años (el periodo total analizado), resolución temporal en años (correspondiente a la duración de cada sub-periodo), extensión espacial en kilómetros cuadrados y numero de clases de uso/cobertura del suelo considerados en la clasificación temática.

Los parámetros analizados de cada estudio se encuentran en la tabla 2.1. A los parámetros numéricos, que corresponden a; extensión temporal, resolución temporal, extensión espacial y número de clases en la clasificación temática, se les calculó el promedio, desviación estándar y rango. También se registro la frecuencia de cada tipo de sensor o fuente cartográfica utilizada en los estudios (tabla 2.2). Los valores obtenidos fueron comparados con los valores de la tabla 2.4, provenientes de 13 investigaciones analizadas por Herzog et al. (2001). También se analizó la relación entre el sensor ocupado y la extensión temporal y espacial de las investigaciones.

Extensión Temporal (años)	Resolución Temporal (años)	Extensión Espacial (km^2)	Clases de uso/cobertura del suelo	Sensores remotos y fuentes cartográficas	País	Autores
29	10	6.000,00	4	Fotografía aérea	Malasia	Abdullah y Nakagoshi, 2008
24	12	3.008,00	5	Imagen satelital	Australia	Apan et al., 2000
57	11	69,48	9	Fotografía aérea e Imagen satelital	Perú	Arce-Nazario, 2007
150	38	20,85	9	Mapas históricos y fotografía aérea	Alemania	Bender et al., 2005
25	8	5.781,64	6	Imagen satelital	Chile	Echeverría et al., 2006
36	18	14,80	8	Fotografía aérea	Francia	Ernoult et al., 2003
40	13	301.230,00	8	Mapas, fotografía aérea e imagen satelital	Italia	Falcucci et al., 2007
38	19	414,33	3	Fotografía aérea e Imagen satelital	Líbano	Jomaa et al., 2009
27	14	2.245,00	6	Imagen satelital	Zimbabue	Kamusoko y Aniya, 2007
56	14	11,07	7	Fotografía aérea	Colombia	Mendoza y Etter, 2002
13	3	661,00	4	Imagen satelital	Honduras	Munroe et al., 2007
172	34	735,03	5	Mapas históricos e imagen satelital	Estados Unidos	Olsen et al., 2007
51	9	13,09	8	Fotografía aérea	Grecia	Papastergiadou et al., 2007
24	8	484,94	8	Fotografía aérea	Chile	Peña-Cortés et al., 2006
53	9	227,00	16	Fotografía aérea	España	Roldán et al., 2006
50	10	30,00	12	Fotografía aérea	Canadá	Ruiz y Domon, 2009
14	7	3.750,00	7	Imagen satelital	Egipto	Shalaby y Tateishi, 2007
32	16	253,95	9	Fotografía aérea e Imagen satelital	Turquía	Sivrikaya et al., 2007
24	8	1.200,00	7	Imagen satelital	China/Estados Unidos	Tang et al., 2008
59	15	651,54	3	Fotografía aérea	Estados Unidos	Wagner y Gobster, 2007
11	4	2.463,00	5	Imagen satelital	China	Zhao et al., 2003
50	17	59,19	6	Fotografía aérea	Grecia	Zomeni et al., 2008

Tabla 2.1. Estudios de cambios del paisaje analizados.

Para esto, de los 22 estudios analizados, se consideró aquellos que ocuparon como fuente cartográfica fotografías aéreas o imágenes satelitales, incluyendo también los estudios reportados por Herzog et al. (2001), teniendo un total de 25 estudio que ocuparon solo una de estas fuentes cartográficas (no se consideró aquellos que ocuparon más de una fuente o solo mapas topográficos).

Tipo de sensor utilizado	Frecuencia	%
Fotografía aérea	9	40,9
Imagen satelital	7	31,8
Fotografía aérea e imagen satelital	3	13,6
Mapas y fotografía aérea	1	4,5
Mapas e imagen satelital	1	4,5
Mapas, fotografías aérea e imagen satelital	1	4,5
Total	**22**	**100**

Tabla 2.2. Frecuencias de tipo de sensores utilizados en 22 investigaciones.

Resultados y discusión

Los objetivos principales de los trabajos analizados son de dos tipos; evaluaciones y desarrollo de metodologías (5 investigaciones), y análisis de cambios en los patrones del paisaje y sus consecuencias (17 investigaciones). Con respecto al segundo objetivo, se puede diferenciar entre estudios que se focalizan en analizar la influencia humana sobre el paisaje y relacionarla con los cambios ocurridos, y otros estudios se centran solamente en la evaluación de los cambios en los patrones espaciales, es decir, en cómo ha cambiado el paisaje y cuáles son las consecuencias de esto (ver Kamusoko y Aniya 2007), o en comprender el efecto del cambio en un proceso particular de interés, como la fragmentación del bosque nativo (ver Echeverría et al. 2006).

Con respecto a los tipos de análisis, se destaca el uso de métricas y el análisis de transición entre tipos de uso/cobertura del suelo. Las métricas de paisaje, son índices desarrollados para mapas temáticos y corresponden a algoritmos que cuantifican características espaciales de parches, clases de parches o paisajes completos (McGarigal et al. 2002, Gustafson 1998). Un parche corresponde a una unidad homogénea rodeada por elementos de diferentes clases, y todos los parches de un mismo tipo de uso o cobertura forman una clase.

De los estudios revisados, 16 utilizaron métricas para evaluar características del paisaje. Las métricas más utilizadas para medir la estructura del paisaje se encuentran en la tabla 2.3. Muchas veces se utilizan métricas para medir el número y densidad de parches y el área que representa cierta clase (ver Sivrikaya et al. 2007 y Kamusoko y Aniya 2007) y otras más especializadas, como el *índice de diversidad de Shannon* (ver Peña-Cortés et al. 2006), que permiten cuantificar la diversidad del paisaje. Otra característica estudiada mediante el uso de métricas en los trabajos revisados, es la configuración espacial del paisaje, es decir la forma en que los elementos se encuentran distribuidos en el paisaje. Para evaluar la configuración se utilizan métricas como *distancia euclidiana al vecino más cercano* e *índice de entremezclado y yuxtaposición* (ver Tang et al. 2008 y Zomeni et al. 2008). También es de interés utilizar métricas para cuantificar la forma de los elementos en el paisaje (ver Munroe et al. 2007 y Papastergiadou et al. 2007), ya que estas se relacionan con las funciones del paisaje, y no son medibles a través de un simple análisis de uso y cobertura. Índices como; *dimensión fractal media, borde total, índice de forma del paisaje* (McGarigal et al. 2002) entre otras, permiten cuantificar la forma del paisaje y de sus elementos.

Respecto al análisis de transición, 10 investigaciones usaron este método para estudiar el cambio en el paisaje. El análisis de transición consiste en analizar el reemplazo de las clases de uso/cobertura del suelo en el paisaje. Usualmente se utiliza una matriz de doble entrada que indica que superficie de cierta clase se mantuvo y que superficie tuvo un cambio de uso/cobertura del suelo, indicando la clase a la cual cambio dicha superficie. También se utiliza el análisis de transición para una clase objetivo (por ejemplo bosque

nativo), donde se registra los tipos de cobertura en los cuales fue transformada la clase objetivo, con sus respectivas superficies (ver Apan et al. 2000).

La diferencia en las investigaciones se manifiesta al observar los amplios rangos en los parámetros utilizados. La extensión temporal se encontró en un rango de 11 a 172 años, con un promedio de 47 años y una desviación estándar de 40 años. Además de la gran variabilidad que presentan los datos, se puede observar que con una metodología similar se estudian dinámicas de cambio muy diferentes, considerando los cambios que ocurren en un paisaje en plazos menores a 20 años en contraste con periodos superiores a 100 años. La resolución temporal está relacionada con la extensión temporal, los valores reportados están entre 3 y 38 años, con un promedio de 13 años y una desviación estándar de 8 años. Al estar limitado el acceso y la capacidad de procesar fuentes cartográficas de distintos años, en un periodo de análisis largo la resolución temporal tendría que ser mayor (ver Bender et al. 2005 y Olsen et al. 2007), en estos casos no se justifica una menor resolución debido a la baja tasa de cambio que pueden presentar sub-periodos demasiado cortos. En los estudios de menor extensión temporal se utiliza una menor resolución temporal (ver Munroe et al. 2007 y Zhao et al. 2003). La extensión espacial también varía apreciablemente entre las investigaciones, pasando de escalas locales a regionales. El tamaño de las áreas de estudio varía entre 11 y 301.230 km^2, teniendo en promedio 1.338 km^2, con una desviación estándar de 1.863 km^2. El cálculo del promedio y desviación estándar anterior consideró 21 estudios, se excluyó el valor máximo; 301.230 km^2, por desviarse mucho en relación a los otros datos (el máximo que sigue es de 6.000 km^2).

El número de clases de uso/cobertura del suelo varió entre 3 y 16 clases, con un promedio de 7 y desviación estándar de 3. Las clases de uso/cobertura del suelo representan el uso o cobertura actual del paisaje. El número y tipo de clases de uso/cobertura de suelo varía debido a las diferencias que presentan los paisajes, por ejemplo en el paisaje estudiado por Shalaby y Tateishi (2007) en Egipto, los autores consideran salares en la clasificación de uso/cobertura del suelo, esta clase no está presente en la mayoría de los estudios revisados. La clasificación en clases de uso/cobertura de suelo del paisaje suele ser subjetiva, esta también varía según los criterios de los autores que clasifiquen el paisaje, en función de los objetivos planteados en las investigaciones. Una cobertura de bosque puede

ser clasificada con distinto nivel de detalle, dependiendo del estudio, por ejemplo Sivrikaya et al. (2007), estudiando la deforestación y fragmentación del bosque templado del noreste de Turquía, definen 6 clases de vegetación (coníferas, latifoliadas, coníferas dominantes con latifoliadas, latifoliadas dominante con coníferas, bosque degradados, y subalpino/alpino) y 3 otras clases (claros, agrícola/asentamientos y agua), en cambio, varios estudios solo definen una clase para representar el bosque (ver Apan et al. 2000, Bender et al. 2005, Tang et al. 2008, Kamusoko y Aniya 2007, Falcucci et al. 2007, Wagner y Gobster 2007).

Índices	Descripción
Área total de la clase	Es la suma de las áreas de todos los parches de una clase
Número de parches	Corresponde al número de parches de una clase
Área media de los parches	Corresponde al promedio de las áreas de los parches
Densidad de parches	Corresponde al número de parches de una clase divididos por el área total del paisaje
Borde total	Corresponde a el largo total de bordes de parches para una determinada clase
Índices de forma	Entrega información sobre la forma de los elementos, en base a relaciones entre área y perímetro
Distancia euclidiana al vecino más cercano	Representa la distancia al parche, del mismo tipo, más cercano. La distancia es de borde a borde
Índice de entremezclado y yuxtaposición	Es el grado de entremezcla de los elementos del paisaje en función del número de clases y parches

Tabla 2.3. Métricas usadas para cuantificar la estructura del paisaje. Ver formulas en MacGarigal el al. 2002.

Con respecto a las fuentes cartográficas, se utilizaron de tres tipos, en 6 casos se utilizaron más de uno, con distintas combinaciones de estos (tabla 2.2). Los más frecuentes fueron la fotografía aérea (9 investigaciones) y la imagen satelital (7 investigaciones). En ningún trabajo se utilizó mapas existentes como única fuente cartográfica.

La alta variabilidad encontrada en los parámetros analizados concuerda con los resultados reportados por Herzog et al. (2001). Estos autores encontraron un mayor rango y variabilidad para el número de clases de uso/cobertura del suelo (tabla 2.4), para la extensión espacial también encontraron una alta variabilidad y un menor rango en comparación a los 22 estudios revisados. Para la extensión y resolución temporal, los valores de Herzog et al. (2001) también presentan altos rangos, pero menores a los reportados en este estudio. Con respecto a las fuentes cartográficas, lo más utilizado en los estudios revisados por Herzog et al. (2001), fue la fotografía aérea (6 investigaciones), además se destaca el uso de mapas topográficos como única fuente cartográfica en 3 investigaciones, siendo igual de utilizado que las imágenes satelitales (tabla 2.4), esta diferencia puede deberse a que los estudios reportados por Herzog et al. (2001) son de una década antes (1993-1998) que los analizados en este trabajo (2000-2009), lo que implica una menor disponibilidad de imágenes satelitales.

Parámetro	Rango	Promedio	Desviación estándar
Extensión temporal (años)	16-137	56	37
Resolución temporal (años)	8-30	20	7
Extensión espacial (km^2)	3,20-9.678,00	1.361,35	2.785,03
Clases de uso/cobertura del suelo	2-29	10	7

Frecuencias de tipo de sensores	Fotografía aérea	6
	Imagen satelital	3
	Mapa topográfico	3
	Fotografía aérea y mapa	1

Tabla 2.4. Valores obtenidos de 13 investigaciones analizadas por Herzog et al. 2001

Se encontró una relación entre la extensión temporal y espacial del estudio con las fuentes cartográficas utilizadas. Respecto a la extensión temporal (años), hay una diferencia significativa ($p < 0,0001$) entre los estudios que utilizaron fotografías aéreas ($\mu = 45,67$; $\sigma = 11,82$; $n = 15$) y los que usaron imágenes satelitales ($\mu = 18,70$; $\sigma = 5,74$; $n = 10$), siendo

mayor la ventana temporal de análisis en los estudios que usaron fotografías aéreas. Para la extensión espacial, también se encontró una diferencia significativa ($p = 0,006$) entre los estudios que utilizaron los distintos sensores, siendo mayor el área de estudio (en kilómetros cuadrados) en las investigaciones que utilizaron imágenes satelitales ($\mu = 3.521,66$; $\sigma = 2.619,94$) que las que usaron fotografías aéreas ($\mu = 534,48$; $\sigma = 1.524,45$). Estos resultados se explican por la disponibilidad de fuentes cartográficas, para analizar los cambios en el paisaje en un periodo extenso de tiempo es necesario contar con información durante todo el periodo. Las imágenes satelitales al ser más recientes que las fotografías aéreas, permiten un análisis de menor extensión temporal. Con respecto a la extensión espacial, la imagen satelital tiene un ventaja si se quiere estudiar mayores áreas, ya que suelen cubrir una mayor extensión en una sola imagen, en cambio, con fotografías aéreas aumentarían los costos y la dificultad de procesamiento al necesitar numerosas fotografías para cubrir un área de gran extensión. Hay que considerar un balance entre extensión y resolución espacial, ya que al estudiar un área menos extensa es posible manejar una mayor resolución espacial.

La forma de estudiar el paisaje va a depender de los procesos de interés que se vean afectados por los cambios espaciales. De esto va a depender la escala y tipo de análisis que se realice. En este trabajo se consideró de forma amplia los estudios de cambios en paisajes, de modo que se revisaron trabajos con diversos enfoques. Sería importante realizar un análisis de mayor profundidad que relacione los métodos de análisis con preguntas específicas asociadas a los cambios del paisaje; como por ejemplo el uso de métricas para medir el efecto de los patrones espaciales sobre la dispersión de especies nativas amenazadas. Para relacionar los procesos ecológicos con los patrones espaciales, las métricas de paisaje son muy convenientes ya que permiten cuantificar la complejidad espacial del paisaje. Si bien ha habido un importante desarrollo de estas, es necesario seleccionar las métricas adecuadas al fenómeno y escala de estudio.

El uso integrado de sistemas de información geográfica (SIG) y sensores remotos (fotografías aéreas, imágenes satelitales) se presenta como una herramienta adecuada, eficiente y de bajo costo para analizar los cambios en el paisaje (Papastergiadou et al. 2007, Shalaby y Tateitshi 2007, Zomeni 2008). El uso de estas herramientas y la aplicación de las

metodologías mencionadas requieren ciertas consideraciones, 6 de las investigaciones revisadas realizan sugerencias metodológicas respecto a este tipo de estudios. Si bien un número bajo de investigaciones (6 casos) utilizaron más de una fuente cartográfica, el uso de datos de diversos tipos puede generar problemas técnicos (Falcucci et al. 2007). Según Bender et al. (2005), la integración de diversos tipos de datos en los SIG, a veces falla debido a la incompatibilidad de estos. En relación a esto, Apan et al. (2000) concluyen que es necesario abordar el tema de la eliminación, o reducción, de la diferencia en la resolución espacial cuando se usan diferentes imágenes o fotografías. Para el caso de utilizar mapas existentes en la evaluación del paisaje, según Jomaa et al. (2009) es fundamental conocer y evaluar la calidad de producción de dichos mapas. Tomando en cuenta estas consideraciones, la combinación de fuentes cartográficas puede ser muy útil en los casos que no se disponga de suficiente información, o cuando se quiera estudiar periodos largos de cambios hacia el pasado. Además de la información obtenida de fotografías aéreas e imágenes satelitales, datos recolectados para otros fines pueden ser de gran utilidad para entender la historia del paisaje que se quiera estudiar (Olsen et al. 2007).

Los estudios revisados presentaron una alta variabilidad en los parámetros de estudio. Uno de los principales factores que produce variabilidad en las metodologías revisadas es la escala. La escala va a determinar los parámetros de estudio como resolución y extensión, tanto temporal como espacial, también va a limitar las conclusiones que podamos extraer y la aplicación de los resultados a otros contextos (Wiens 1989). Por esto, es muy importante definir adecuadamente la escala de estudio y justificar esta elección, ya que la escala está asociada al fenómeno que se quiera observar. Abordar ciertas preguntas asociadas a la dinámica del paisaje, mediante la metodología discutida, va a estar limitado por la disponibilidad de fuentes adecuadas de información. Es el caso para estudios de muy largo plazo o para zonas remotas donde no se ha desarrollado cartografía histórica o no se tenía acceso a sensores remotos. Es de esperar que vaya en aumento el uso de imágenes satelitales para estos estudio (Lepers et al. 2005), debido a que el desarrollo tecnológico ha llevado a una mayor disponibilidad de imágenes satelitales, a menores costos y también a una mayor capacidad de procesamiento computacional, lo permite manejar una mayor cantidad de información (mayor resolución espacial, superficies y numero de imágenes). Además las imágenes satelitales permiten acceder a una mayor resolución espectral, lo que

junto con técnicas de análisis espectral (por ejemplo NDVI), permiten una mejor clasificación de coberturas del suelo. Debido a la actual tendencia de estudiar procesos que se manifiestan en grandes extensiones, incluso global (Houghton 1994, Lepers et al. 2005), el uso de estas imágenes seguirá en aumento. Por otro lado, se ha reconocido la importancia del legado histórico del paisaje y su efecto en los patrones espaciales actuales (Pickett et al. 2005, Marcucci 2000), el cual no es posible de estudiar con imágenes satelitales, debido a su reciente desarrollo (en 1972 se lanzó Landsat 1, el primer satélite civil de observación terrestre) (Iverson et al. 1989). Es necesario continuar desarrollando técnicas que permitan combinar múltiples fuentes cartográficas, y desarrollar mapas de distintas fuentes (mapas históricos, fotografías aéreas, imágenes satelitales) que sean comparables, así como comprender el error y limitaciones de estas comparaciones.

Conclusiones

Este capítulo tuvo por objetivo conocer la aproximación metodológica para estudiar cambios en el paisaje y analizar las diferencias en cuanto a tipo de análisis utilizados, fuentes de datos cartográficos y escalas de estudio (espaciales y temporales) en diversas investigaciones (22). También se comparó estos estudios con investigaciones (13) analizadas por Herzog et al. (2001). Los objetivos de los estudios revisados son de dos tipos: propuestas metodológicas (5) y análisis de cambios en los patrones del paisaje y sus consecuencias (17). Los principales tipos de análisis utilizados son; utilización de métricas para cuantificar la configuración espacial y composición del paisaje (16) y uso de matriz de transición (10). Además todos los estudios reportan la proporción de superficie de cada clase en el paisaje. La principal fuente cartográfica utilizada fue fotografías aéreas (9), luego imágenes satelitales (7), además 6 investigaciones utilizaron más de una fuente de datos cartográficos. La escala de estudio varío ampliamente entre las investigaciones; la extensión temporal considerada presentó valores entre 11 a 172 años ($n= 22$, $\mu=47$, $\sigma=40$), y la extensión espacial presentó valores entre 11 y 301.230 km^2 ($n= 21$, $\mu=1338$, $\sigma=1864$). El número de clases no presentó una variabilidad muy alta (entre 3 y 16 clases), pero si representa un parámetro subjetivo, por lo que pueden haber importantes diferencias entre los tipos de clases dependiendo de los objetivos del estudio. El análisis realizado concuerda

con el de Herzog et al. (2001), estos autores también encontraron una alta variabilidad en la escala temporal y espacial de los estudios que analizaron y también reportan un uso de diversas fuentes cartográficas.

La metodología de las investigaciones, donde se combina el uso de sistemas de información geográfica con sensores remotos, resulta adecuada y eficiente para estudiar paisajes. La combinación de diversas fuentes de información; ya sea diferentes fuentes cartográficas, datos de terreno, información sociocultural, puede ser fundamental para entender la dinámica histórica del paisaje y las causas y consecuencias de sus cambios, pero para esto es necesario desarrollar metodologías para poder combinar y comparar fuentes de diversos orígenes. Esto toma mayor importancia al considerar que la relación entre el ser humano y la naturaleza, a escala de paisaje, es compleja y requiere, para su comprensión, de un enfoque interdisciplinario.

Comprender la relación entre las sociedades humanas y el medio ambiente es fundamental para enfrentar los problemas que amenazan actualmente tanto la biodiversidad como el bienestar humano. La ecología del paisaje provee un marco teórico adecuado para indagar en esta relación. El efecto del ser humano sobre la biodiversidad puede ser comprendido, en parte, a través del paisaje, ya que la intervención (y percepción) del ser humano opera a escala del paisaje (Wiens 2005), y la modificación de los patrones del paisaje (cambio de uso de suelo, fragmentación, accesibilidad, homogenización, etc.) está dentro de las principales amenazas a la vida silvestre (Lindenmayer y Fischer 2006, Bustamante y Grez 1995, Vergara y Gayoso 2004). Es por esto necesario, que los estudios de cambios de paisaje puedan indagar sobre la modificación, tanto en composición como en configuración espacial, del paisaje, y sobre la manera en que estos cambios afectan las interacciones de los organismos (incluido el ser humano) con el entorno.

Capitulo 4 – Estudio de cambios en los patrones del paisaje en la pre-cordillera de la Araucanía.

Introducción

Actualmente la influencia del ser humano en el medio natural es tan amplia y profunda, que prácticamente no quedan lugares en la Tierra libres de la intervención humana (Vitousek et al. 1997), lo que ha llevado al deterioro de la biodiversidad y de las funciones ecosistémicas, de las cuales dependen todas las formas de vida (Naveh 2004, Kareiva et al. 2007). El mantenimiento de estas funciones y el futuro de la biodiversidad van a depender en gran medida de cómo el ser humano siga modificando el territorio (Otte et al. 2007). Conocer la forma en que el paisaje ha cambiado en el tiempo permite entender parte de las consecuencias de la interacción del ser humano con su entorno natural. Como vimos en los capítulos anteriores, la mayor parte de los cambios en el territorio son producto de la acción humana. Debido a la relación que existe entre los patrones espaciales y los procesos ecológicos (Turner 1989, Wiens et al. 1993, Atauri y de Lucio 2001), el cambio en la estructura del paisaje afecta numerosos procesos ecológicos (Krummel et al. 1987, Newton et al. 2009), como el desplazamiento, reproducción y sobrevivencia de animales (Acosta-Jamett y Simonetti 2004, Castellón y Sieving 2006, Miller et al. 1997, Parody et al. 2001, Woodroffe y Ginsberg 1998), los ciclos biogeoquímicos y el sistema hídrico (Paruelo et al. 2006, Echeverría et al. 2007, Zhao et al. 2003, Hunsaker y Hughes 2002), la dispersión de semillas (Levey et al. 2005), la protección de suelos, entre otros (Gustafson y Diaz 2002).

En Chile tenemos zonas de gran valor natural, donde aún quedan ecosistemas que están prácticamente sin perturbación directa del ser humano. Pero estos son cada vez más escasos y están amenazados por las actividades antrópicas. Uno de estos ecosistemas es el bosque templado del sur de Chile, que representa una zona de gran biodiversidad y alto endemismo (Castellón y Sieving 2006). En el último catastro de uso de suelo y vegetación para el periodo 1993 – 2007, realizado por CONAF (2009) en la región de la Araucanía, llama la atención la disminución de la superficie de bosque nativo en 39.827 hectáreas (reduciéndose de 977.140 a 937.312 ha, representando el 29,5 % de la superficie de la región en el 2007), por otro lado aumentó la superficie de plantaciones forestales en

220.854 ha (esta cobertura representa el 18,0 % de la superficie total) y las área urbanas e industriales en 2.287 ha (estas cubren el 0,4 % de la superficie total), y el uso de suelo agrícola presentó la mayor pérdida de superficie, disminuyendo en 116.829 ha (24.5 % de la superficie total corresponde a zonas agrícolas). En la región, la comuna de Pucón mantiene una importante superficie de bosque nativo, necesario para la conservación de la vida silvestre. Por otro lado, la comuna presenta la mayor tasa anual de crecimiento poblacional de la región y en los meses de verano el número de turistas puede duplicar la población (Municipalidad de Pucón, 2007). Esto hace que la zona sea de interés para estudiar la dinámica entre la sociedad y la naturaleza a escala de paisaje.

Pucón se localiza en la pre-cordillera Andina, en la región de la Araucanía. La zona se caracteriza por tener actividades agrícolas y forestales en los valles, y concentrar zonas de bosque nativo en áreas protegidas públicas (31.007 hectáreas, equivalentes al 21,8 % de la superficie de la comuna están en el sistema de áreas protegidas del estado) y privadas en los sectores de mayor altura (sobre los 800 m.s.n.m). Las principales actividades silvoagropecuarias son; ganadería bovina y ovina en praderas mejoradas y plantaciones forestales (principalmente *Pinus radiata* y *Pseudotsuga menziesii*) (INE 2007). Los atractivos naturales de la zona han generado un importante desarrollo turístico, aumentando la instalación de viviendas para vacaciones y la creación de áreas protegidas privadas. Esto ha llevado a la comuna a tener una mayor presencia humana, pero también a generar intereses en la conservación de la naturaleza.

El objetivo de este capítulo es analizar los cambios en los patrones espaciales, ocurridos entre 1983 y 2007, en un paisaje donde las actividades económicas y los intereses de la sociedad hacia la vida silvestre, han cambiado. Específicamente, se estudia los cambios en la composición del paisaje y configuración espacial del paisaje y sus clases de uso/cobertura del suelo, con especial interés en la vegetación nativa.

Metodología

Área de estudio

El área de estudio tiene una superficie de 4001 hectáreas y se localiza alrededor de los 39°17’ S – 71°48’ O. Dentro de la zona previamente descrita, el área específica de

estudio (figura 3.1) correspondió a una parte del valle pre-cordillerano, donde se concentra las actividades agrícolas y forestales, principalmente ganadería, representada por grandes predios. Como se aprecia en la figura 3.1, en el entorno de la zona de estudio se encuentran los parques nacionales Villarrica y Huerquehue y la reserva nacional Villarrica. También se localizan en el sector áreas protegidas privadas, como Santuario El Cañi y el parque Namuncai. Aproximadamente a unos 12 km al oeste del área de estudio se localiza Pucón, la principal ciudad de la comuna. La zona también se caracteriza por la presencia de grandes lagos, a unos 10 km al norte del área de estudio se encuentra el lago Caburgua, con una superficie de 5.194 hectáreas, y a unos 14 km al oeste se sitúa el lago Villarrica con una superficie de 17.539 hectáreas. También forman parte del sistema hídrico grandes ríos, como los ríos Licura y Trancura, y numerosos ríos menores y lagunas.

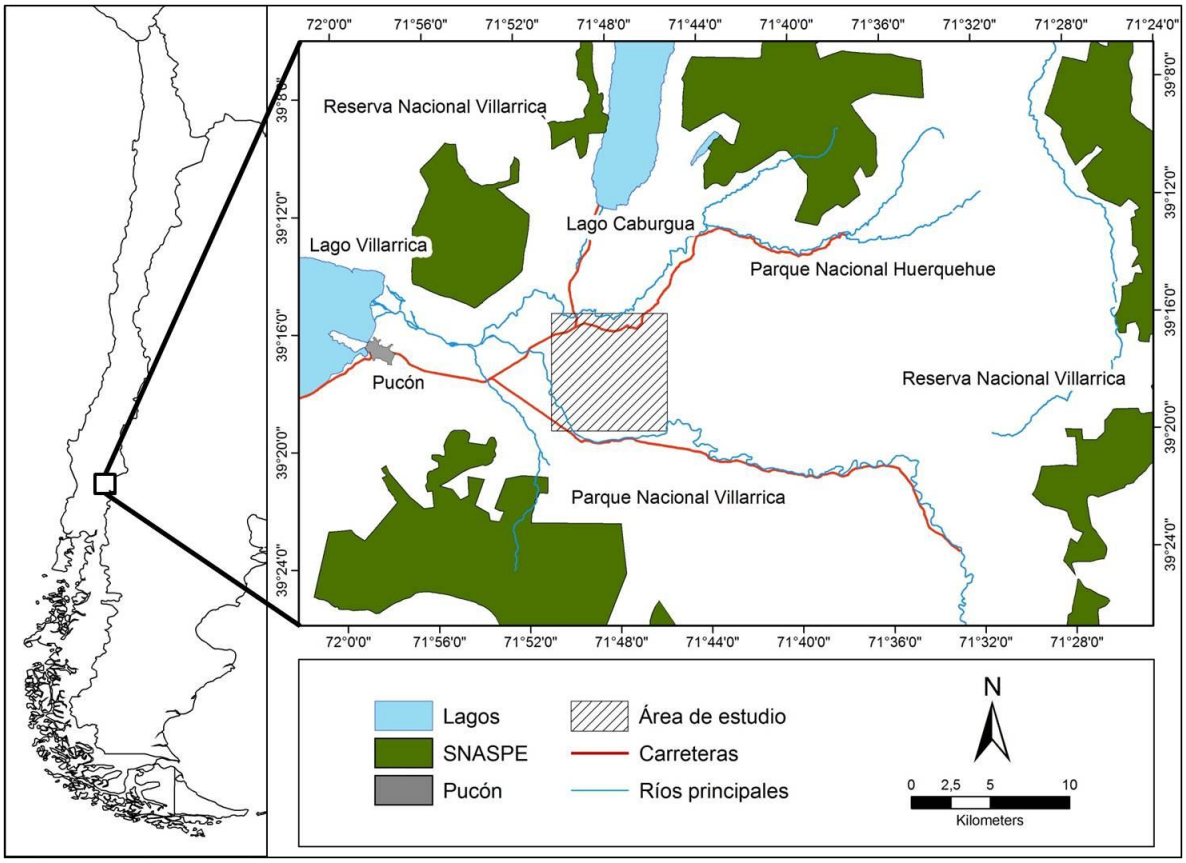

Figura 3.1. Contexto del área de estudio.

Si bien las áreas protegidas se encuentran a mayor altitud, el valle también presenta una importante proporción de vegetación nativa, en el caso del área de estudio, estas se

concentran principalmente en el cerro Huelemolle. También dentro del área de estudio se ubica la villa San Pedro, con 187 habitantes (Censo 2002, según plan regulador de la comuna), parte de la ruta a Huife (una de las principales vías de transporte de la comuna) y zonas ribereñas.

Elaboración de mapas temáticos

Se elaboró dos mapas temáticos de uso/cobertura del suelo a partir de fotografías aéreas digitalizadas de distintos años. Una fotografía corresponde a un vuelo SAF del año 2007, escala 1:40.000, que se encontraba georreferenciada y ortorectificada, con un tamaño de píxel de 1,2 metros. La segunda fotografía, también un vuelo SAF, año 1983 y escala 1:30.000, fue georrefereciada y ortorectificada con el modulo OrthoEngine del programa Geomatica 10.2 (PCI Geomatics 2009), a una resolución de 1,2 metros el píxel. Se realizó una fotointerpretación visual de las fotografías, con una escala fija de 1:5.000, generando en el programa Arcview 3.2 (ESRI 1999) dos mapas temáticos con 8 clases de uso/cobertura del suelo (figura 3.2). Se seleccionó una unidad mínima cartográfica de 0,05 hectáreas. Luego los mapas fueron transformados a formato Raster con el programa ArcGIS 9.1 (ESRI 2005). No se contaba con información de terreno del año 1983, ni se realizó una validación cuantitativa de la clasificación para el año 2007, debido a que la fotografía a color y de alta resolución permite una fácil interpretación visual, pero se realizó una verificación de la interpretación de la fotografías, mediante una campaña de terreno donde se recorrió gran parte del área de estudio, llevando el mapa clasificado de la zona del año 2007. Se consideró de forma especial las zonas de plantaciones mixtas (mezcla de bosque nativo con especies forestales exóticas) y plantaciones forestales de especies no tradicionales (distintas de Pino Oregón, Pino Insigne o Eucaliptos), debido a que son más difíciles de distinguir en la fotografía.

A continuación se describen las clases de uso y cobertura de suelo:

Vegetación Nativa; corresponde a una cobertura vegetal de especies nativas leñosas, principalmente renoval y bosque secundario, pudiendo ser también matorral y bosque maduro. Las especies arbóreas dominantes son Roble (*Nothofagus oblicua*) y Coihue (*Nothofagus dombeyi*) en el renoval, acompañadas además de Tepa (*Laureliopsis*

philippiana) y Mañio hembra (*Saxe-gothaea conspicua*) en el bosque maduro. Las zonas de vegetación nativa incluyen parches grandes remanentes de bosque nativo, parches pequeños insertos en una matriz agrícola, corredores de vegetación junto a carreteras, ríos y zonas residenciales. En ciertos sectores del paisaje estudiado, los parches de vegetación nativa se encuentran conectados por estos corredores, formando una trama extensa.

Agrícola; corresponde a un uso del suelo destinado a la producción agrícola, principalmente praderas para ganadería y en menor medida a cultivos. Esta clase está representada por parcelas ganaderas extensas, separadas por carreteras, ríos o corredores de bosque. También destaca la presencia de aperturas en el bosque, consistentes en numerosos parches pequeños rodeados totalmente por vegetación nativa.

Plantación Forestal; corresponde a sectores destinados a la producción forestal, generalmente son parches formados por una sola especie, Pino Oregón (*Pseudotsuga menziesii*), Pino Insigne (*Pinus radiata*) o Eucalipto (*Eucaliptus globulus*). Están principalmente insertos en los parches agrícolas.

Forestal Mixto; corresponde a parches de vegetación arbórea donde se encuentran entremezcladas especies nativas con especies introducidas.

Residencial-Construido; corresponde a residencias de lugareños y a parcelas para vacaciones de gente externa a la comuna, esta clase también incluye construcciones industriales o comerciales.

Río; corresponde a cursos de agua principales. Solo se considera los sectores visibles desde la fotografía aérea, en el caso en que una parte del río esté cubierto por vegetación, ese sector queda considerado dentro de la clase de vegetación correspondiente.

Carretera; corresponde a las principales vías de transporte terrestre. Son rutas con jerarquía comunal. Al igual que la clase anterior, parte de la carretera puede quedar cubierta por vegetación, en ese caso se considera la clase visible desde la fotografía aérea.

Humedales; corresponde a cuerpos de agua dulces, naturales o artificiales.

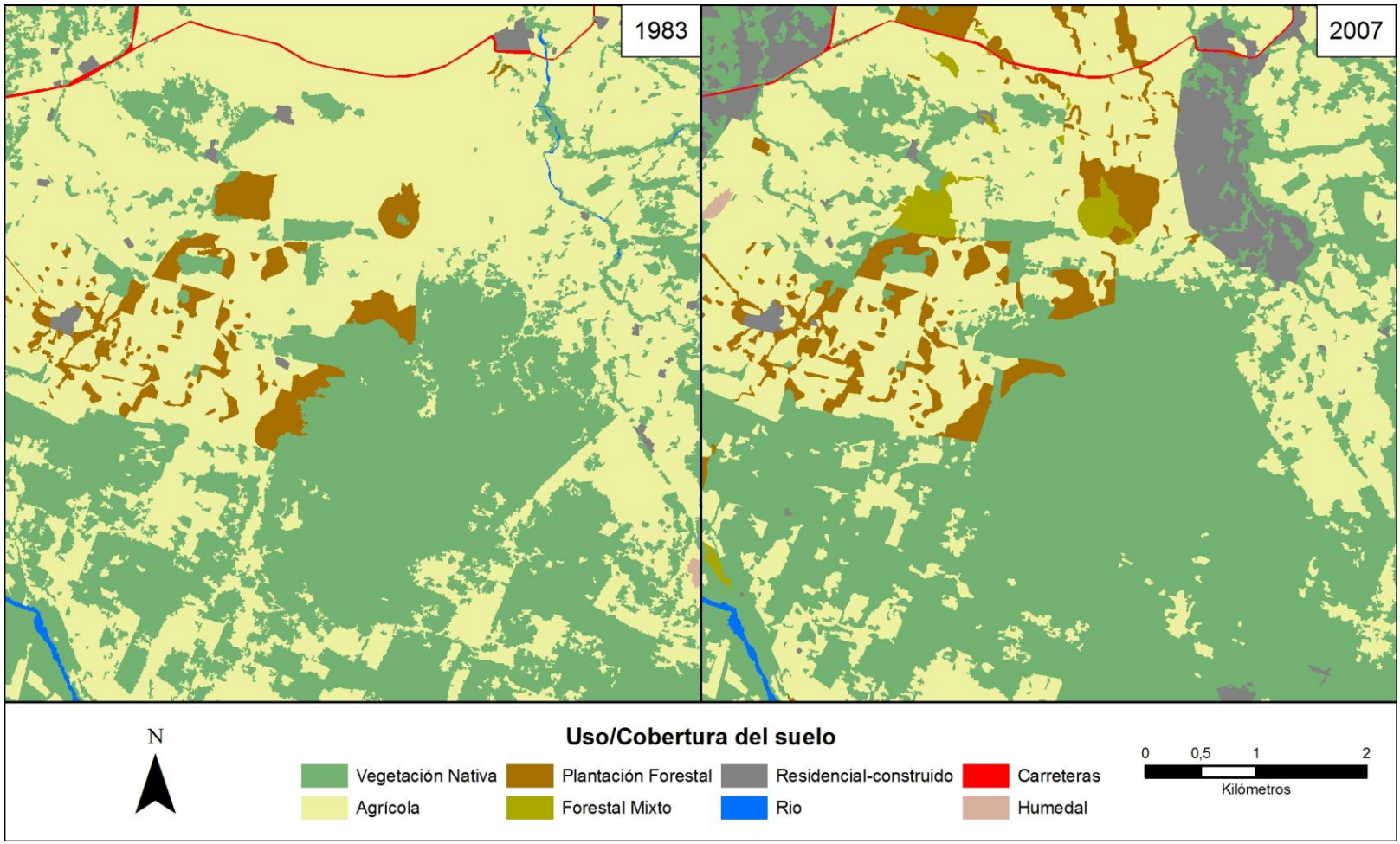

Figura 3.2. Mapas de uso/cobertura del suelo

Selección de métricas de paisaje y matriz de adyacencia

Se realizó un análisis de la composición del paisaje, para esto se calculó la superficie y proporción de cada clase en el paisaje, en ambos años, y el cambio de estos valores en el periodo de estudio. Además se usaron los índices de diversidad y uniformidad de Simpson, que indican la riqueza de componentes en el paisaje y que tan igualitariamente se reparten la superficie del paisaje y el índice de parche mayor que indica la proporción del mayor parche del paisaje. También se hizo un análisis del cambio en la configuración espacial del paisaje, y de las clases por separado, con un énfasis en la clase de vegetación nativa. En este contexto, la estructura del paisaje se entiende como la relación espacial de los distintos elementos del paisaje (Forman y Godron 1986), y los elementos considerados corresponden a las clases de uso/cobertura del suelo. Con el programa Fragstats 3.3 (MacGarigal el al. 2002) se calculó las métricas a nivel de paisaje y de clase, además se analizó la matriz de adyacencia que calcula el mismo programa. Se escogieron 13 métricas a nivel de paisaje y 12 a nivel de clase, de las cuales 10 corresponden al mismo índice calculado para ambos niveles. Las métricas se reúnen en grupos que miden distintos aspectos de la estructura del paisaje (ver McGarigal y Marks 1994), dentro de cada grupo se seleccionaron métricas que no fueran redundantes y que tuvieran un comportamiento adecuado al tipo de estudio (Lausch y Herzog 2002). Ver MacGarigal el al. 2002 para los algoritmos de las métricas y una descripción detallada de estas. En la descripción siguiente, se incluye entre paréntesis las siglas de las métricas usadas en el programa.

En el grupo de área, densidad y bordes se escogió; *número de parches* (NP), *índice de parche mayor* (LPI), *densidad de bordes* (ED), *índice de forma del paisaje* (LSI), *área de parche* (AREA) y *radio de giro* (GYRATE), el cálculo de los dos últimos incluye; media (MN), media ponderada por área (AM), desviación estándar (SD) y coeficiente de variación (CV), y a nivel de clase se calculó el *área de la clase* (CA). Debido a que la comparación realizada corresponde a la misma superficie (mismo paisaje en distinto tiempo), los índices; *densidad de parches*, *borde total* y *porcentaje del paisaje que representa la clase* son totalmente redundantes con *número de parches* (NP), *densidad de bordes* (ED) y *área de la clase* (CA) respectivamente, por eso no fueron considerados. En el grupo de índices de forma se utilizó la media, media ponderada por área, desviación

estándar y coeficiente de variación del *índice de dimensión fractal* (también con los estadísticos; FRAC_MN, FRAC_AM, FRAC_SD y FRAC_CV). Los otros índices de este grupo también miden la complejidad de las formas de los parches. Se prefirió el *índice de dimensión fractal* debido a que este mide la complejidad a distintas escalas espaciales, sin verse afectado por el tamaño del parche, además es un índice más simple de interpretar debido a que presenta un rango de variación entre 1 y 2 (Li y Wu 2004). En el grupo de aislamiento y proximidad de escogieron los índices; *distancia euclidiana al vecino más cercano* e *índice de proximidad*, con sus respectivos parámetros de distribución (ENN_MN, ENN_AM, ENN_SD, ENN_CV, PROX_MN, PROX_AM, PROX_SD y PROX_CV). El *índice de similitud* es parecido al *índice de proximidad* pero el primero considera todas las clases de parches para medir el aislamiento, por lo que es más adecuado el segundo para cuantificar el aislamiento de cada clase individualmente. Para el cálculo de este índice se considero un radio de proximidad de 500 metros. También dentro del mismo grupo, el índice *distancia funcional al vecino más cercano* está considerado para un análisis enfocado en un organismo de interés, lo cual no es el caso del estudio. En el grupo de contagio y entremezclado se seleccionó el *índice de entremezclado y yuxtaposición* (IJI) y el *índice de contagio* (CONTAG), este último está solo a nivel de paisaje, estos índices se escogieron para medir el agrupamiento y entremezclado de las clases. Otros índices del grupo, que miden estas características, lo hacen a partir de diferencias del tipo de píxel con sus vecinos, por esto al tener una resolución espacial muy fina, se le otorga una desproporcionada importancia a la clase del mismo píxel, por lo que no fueron calculados. El índice; *tamaño efectivo de malla* (MESH), calculado para la clase de vegetación nativa, entrega información sobre el nivel de fragmentación de la clase, al igual que el *índice de separación* (SPLIT). El primero se escogió debido a su baja sensibilidad a los parches pequeños, su fácil interpretación y su capacidad de distinguir diferencias entre patrones espaciales en vez de ser atribuidas a diferentes niveles de fragmentación (Jaeger 2000). El *índice de división* (DIVISION), también relacionado a los índices anteriores, no se consideró. Por último, en el grupo de métricas de diversidad, que solo presenta índices para paisaje completo, se seleccionó el *índice de diversidad de Simpson* (SIDI) y el *índice de uniformidad de Simpson* (SIEI), aquí se excluyó el *índice de diversidad de Shannon* (SIHI), similar al de Simpson, ya que su uso es recomendable cuando se tienen más de 100 clases

(Lausch y Herzog 2002), además el *índice de diversidad de Simpson* permite una interpretación más intuitiva al ser una probabilidad (valores entre 0 y 1).

Las métricas de paisaje utilizadas nos entregan información sobre diversos aspectos del paisaje. Además de la información de las características propias de los parches, como su área y forma, el análisis de un conjunto de métricas nos da información sobre aspectos generales, de importancia, sobre el paisaje o sus clases individualmente. En la tabla 3.1 se indican algunos aspectos que pueden ser explorados mediante el análisis de métricas y los índices usados para su medición.

Aspecto medido	Métricas
Composición del paisaje	
Diversidad y uniformidad	• Índice de diversidad de Simpson • Índice de uniformidad de Simpson • Índice de parche mayor
Configuración espacial del paisaje	
Fragmentación	• Número de parches • Área de parche • Densidad de bordes • Índice de malla
Aislamiento y conectividad	• Distancia euclidiana al vecino más cercano • Índice de proximidad • Radio de giro
Complejidad de formas	• Índice fractal • Índice de forma del paisaje • Densidad de bordes
Agrupamiento y entremezclado	• Índice de contagio • Índice de entremezclado y yuxtaposición

Tabla 3.1. Aspectos del paisaje o clases del paisaje y las métricas usadas para cuantificarlos.

También se analizó la matriz de adyacencia que entrega el programa. Para elaborar esta matriz, el programa cuenta los vecinos de cada pixel de una clase, y los ordena por tipo. La información la entrega en una matriz de doble entrada donde se indica el número de pixeles adyacentes entre dos clases. Para la adyacencia se considera los cuatro lados del

pixel. La diagonal de la matriz representa los pixeles adyacentes a su mismo tipo (por ejemplo pixeles de uso agrícola adyacentes a otros pixeles agrícolas). Para el análisis, se eliminó la diagonal ya que para todas las clase resultó ser mayor al 96 % (esto indica que más del 96 % de los píxeles tienen como vecinos un píxel de la misma clase) y esto se debe en gran medida al pequeño tamaño del píxel en relación a la extensión espacial. Luego, se transformó la matriz en porcentaje de adyacencias por clase respecto al total de adyacencia para una clase. Finalmente se elaboró dos tablas de adyacencias (una para el año 1983 y otra para el 2007), las que se presentan en la figura 3.3.

Resultados y discusión

Composición del paisaje

Los cambios en la composición del paisaje corresponden a cambios en la proporción y número de las clases (Li y Reynolds 1995). En los dos años estudiados el paisaje estaba dominado por las clases agrícola y vegetación nativa, siendo la primera de mayor importancia en 1983 ocupando un 54,70 % de la superficie total del paisaje, mientras que la segunda ocupaba un 40,43 %. Para el año 2007 está situación se invierte, pasando a dominar la vegetación nativa con un 49,78 % del paisaje y la clase agrícola pasó a tener un 38,55 % del área, además para ese año aumenta la superficie de las clases residencial/construido, plantación forestal y muy levemente humedal. También en el periodo se detecta la clase forestal mixto, la cual no estaba presente en 1983, representada por 44,09 hectáreas. Las clases mencionadas que aumentaron de superficie, lo hicieron a costa del uso de suelo agrícola que presentó una importante disminución en el periodo, reduciéndose en 646,60 hectáreas (disminución de 29,54 % respecto a su superficie en el año 1983). El área de la clase río disminuyó en 20,70 % respecto a su superficie en 1983, y para carretera la disminución fue de 11,66 %. Aunque estas clases presentaron una disminución, poco importante en cuanto a superficie (menos de 2 hectáreas), lo que ocurrió fue un aumento de la vegetación adyacente a ríos y carreteras, quedando así parte de estas clases cubiertas por el dosel arbóreo, y pasando a sumar superficie a la clase de vegetación nativa. La clase que presentó mayor cambio fue residencial/construido, con un aumento de 670,26 % (de 26,39 a 203,25 Ha), pasando a ocupar un 0,66 % a 5,08 % de la superficie del

paisaje. La tabla 3.2 muestra la superficie, proporción del paisaje y cambio de cada clase de uso/cobertura del suelo.

Los aspectos discutidos sobre la composición del paisaje también se expresan en las métricas de diversidad y uniformidad. En el periodo de estudio, los índices de diversidad y uniformidad de Simpson aumentaron en 11,67 % y 9,37 % respectivamente, esto se explica por el aumento en el número de clases y una repartición más equitativa de la superficie del paisaje (Herzog y Lausch 2001). El índice de parche mayor presentó una disminución de un 8,00 % en el periodo, indicando un menor dominio del mayor parche del paisaje, por lo tanto una distribución más equitativa de la superficie. El cambio registrado en estos índice no fue muy grande debido a que el paisaje en el año 2007 seguía dominado por dos clases de uso/cobertura del suelo.

Clase	1983		2007		Cambio (%)	Cambio en Ha
	Área de la Clase Ha	%	Área de la Clase Ha	%		
Vegetación nativa	1617,76	40,43	1992,26	49,78	23,15	374,51
Agrícola	2189,10	54,70	1542,50	38,55	-29,54	-646,60
Plantación forestal	144,27	3,61	197,82	4,94	37,12	53,55
Forestal mixto	0,00	0,00	44,09	1,10	-	44,09
Residencial-construido	26,39	0,66	203,25	5,08	670,26	176,87
Río	8,44	0,21	6,69	0,17	-20,70	-1,75
Carretera	13,05	0,33	11,52	0,29	-11,66	-1,52
Humedal	2,84	0,07	3,68	0,09	29,71	0,84

Tabla 3.2. Cambio en superficie y proporción del paisaje para cada clase de uso/cobertura del suelo.

Configuración del paisaje

La configuración del paisaje considera la disposición espacial, la forma y la conectividad de los parches, además del contraste de estos con los parches vecinos (Li y Reynolds 1995). En la figura 3.2 podemos ver las tablas de adyacencias para los dos años considerados en el estudio. Estas tablas nos muestran el porcentaje de borde que comparten las distintas clases.

1983	Vegetación nativa	Agrícola	Plantación forestal		Residencial construido	Río	Carretera	Humedal
Vegetación nativa	-	**85,879***	**14,868***		**11,556***	**67,888***	**9,490***	1,400
Agrícola	**96,176***	-	**84,259***		**76,939***	**31,722***	**84,952***	**98,600***
Plantación forestal	1,795	**9,085***	-		4,238	0,000	0,000	0,000
Residencial construido	0,278	1,709	0,873		-	0,000	**5,319***	0,000
Río	1,416	0,591	0,000		0,000	-	0,240	0,000
Carretera	0,323	2,578	0,000		0,000	0,390	-	0,000
Humedal	0,003	0,158	0,000		**7,268***	0,000	0,000	-
TOTAL	100	100	100		100	100	100	100

2007	Vegetación nativa	Agrícola	Plantación forestal	Forestal Mixto	Residencial construido	Río	Carretera	Humedal
Vegetación nativa	-	**75,083***	**13,654***	**17,612***	**75,118***	**100,000***	**12,555***	**13,524***
Agrícola	**81,724***	-	**79,772***	**57,858***	**15,648***	0,000	**52,592***	**86,476***
Plantación forestal	3,347	**17,966***	-	**19,630***	2,051	0,000	**11,513***	0,000
Forestal Mixto	0,654	1,973	2,973	-	0,895	0,000	0,668	0,000
Residencial construido	**12,644***	2,420	1,408	4,060	-	0,000	**22,672***	0,000
Río	0,994	0,000	0,000	0,000	0,000	-	0,000	0,000
Carretera	0,586	2,255	2,192	0,840	**6,287***	0,000	-	0,000
Humedal	0,051	0,302	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	-
TOTAL	100	100	100	100	100	100	100	100

Figura 3.3. Tablas de adyacencia. En una columna se indican los porcentajes de adyacencia que tiene el borde de la clase de dicha columna con las diferentes clases. Los números con asterisco indican valores mayores a 5 %.

La clase de vegetación nativa estaba principalmente adyacente a suelo agrícola (96,18 % en 1983), pero para el año 2007 aumentó la repartición de borde entre las distintas clases y la clase residencial se posicionó en segundo lugar, ocupando un 12,64 % del borde de esta clase. En la clase agrícola no hubo mayores cambios, pero se registró una disminución en la adyacencia a la clase de vegetación nativa, principalmente por la presencia de plantaciones forestales. Considerando que la clase agrícola disminuyó en superficie, este cambio se debe a que los sectores adyacentes a plantaciones forestales se mantuvieron, en cambio sectores donde ocurrió apertura del bosque nativo, que se caracterizan por tener una alta densidad de bordes, se cerraron, disminuyendo así la adyacencia con el bosque nativo y aumentando la importancia relativa de las plantaciones forestales.

Por otro lado las plantaciones forestales disminuyeron su adyacencia relativa con las clases agrícola y vegetación nativa, ya que aparecieron plantaciones junto a carretera, además del aumento de la clase residencial y la aparición de la clase forestal mixto. Está última clase, no presente en el año 1983, se registro compartiendo más de las mitad de sus bordes con la clase agrícola (57,86 %), seguidos de la clase plantación forestal y vegetación nativa y en menor medida residencial y carretera. La clase residencial-construido, que tuvo un importante aumento de superficie en el periodo de estudio, presentó prácticamente una inversión en cuanto a la adyacencia con agrícola y bosque nativo, siendo la primera de mayor importancia en 1983. Se desprende de estos resultados una relación positiva entre el aumento de zonas residenciales y las zonas de vegetación nativa. Como se mencionó previamente, la clase río disminuyó su superficie por aumentar la cobertura vegetal sobre esta, este resultado se explica al ver que esta clase pasó de tener tres vecinos, con un 31,72 % de sus bordes junto a suelo agrícola, a estar rodeada solo de vegetación nativa. La recuperación de la vegetación ribereña es un cambio muy positivo debido a la importancia de este tipo de hábitat para la fauna silvestre (Lindenmayer y Fischer 2006) y para el control hídrico (Forman y Godron 1986). Los cambios más importantes para la clase carretera fueron la pérdida de la dominancia de la clase agrícola, un importante aumento de la clase residencial y la aparición de plantaciones forestales. Esto índica que las carreteras son focos de crecimiento urbano, como ha sido reportado en otras investigaciones (Antrop

2004, Bürgi et al. 2004). Por último, la clase humedal mantuvo la dominancia de suelo agrícola como vecino, pero en menor proporción.

En la tabla 3.2 se muestra las métricas calculadas de nivel de paisaje, y el porcentaje de cambio que experimentaron en los 24 años considerados en el estudio. Las métricas de área, densidad y bordes nos indican que hubo una disminución en la fragmentación del paisaje. Para el año 2007, el número de parches disminuyó de 695 a 565, y en una proporción similar disminuyó la densidad de bordes (esta se redujo en 18,29 % respecto al año 1983), esto índica un aumento en el tamaño de los parches y una mayor regularidad en las formas (Hargis et al. 1998). La forma del paisaje se puede expresar en el índice de forma, el que también disminuyó en un 17,47 %. La variación de estos índices indica un paisaje más conectado y compacto, con menor número de parches pequeños. El aumento del área media de los parches fue de un 23,01 %, aunque se mantuvo bajo como promedio con 7,08 hectáreas en el 2007, presenta una muy alta variabilidad como sugiere el coeficiente de variación (1290,24 % en 1983 y 1009,98 % en 2007). Debido al aumento del área media y la diminución del coeficiente de variación y del área media ponderada por área, los parches tienen una distribución más homogénea para el año 2007. El radio de giro presentó un aumento en 25,29 %, lo que indica una mayor extensión de los parches o una menor compactación de estos.

En cuanto a la forma de los parches, se midió con el índice fractal, que presenta valores entre 1 y 2, donde valores cercanos a 1 corresponden a formas más simples. En ambos años, los parches presentan formas más bien simples, sin variar mucho entre estos (1,16 en 1983 y 1,13 en 2007). También presentan una baja variabilidad que, que incluso disminuye para el año 2007. Según la media ponderada por área del índice fractal, los parches grandes tendrían una forma algo más compleja (1,03 en 1983 y 1,25 en 2007).

Las métricas de aislamiento y proximidad indicaron un mayor aislamiento de los parches (respecto a su propia clase). La media del índice de proximidad, que considera tanto el área como el número de vecinos del mismo tipo, disminuyó en un 65,89 %, pero aumento su variabilidad (el coeficiente de variación aumentó en un 67,08 %) y la media ponderada por área disminuyó en 84,57 %, siendo mayor que la media en 1983 y menor en 2007. Esto sugiere que el aislamiento era mayor para los parches chicos que para los

Métricas	1983	2007	Cambio (%)
Número de parches	695	565	-18,71
Índice de parche mayor	42,17	38,80	-8,00
Densidad de bordes	138,97	113,56	-18,29
Índice de forma del paisaje	22,98	18,96	-17,47
Área de parche			
• *Media*	5,76	7,08	23,01
• *Media ponderada por área*	964,56	729,58	-24,36
• *Desviación estándar*	74,30	71,54	
• *Coeficiente de variación*	1290,42	1009,98	-21,73
Radio de giro			
• *Media*	47,87	59,98	25,29
• *Media ponderada por área*	1387,54	1048,04	-24,47
• *Desviación estándar*	121,98	129,05	
• *Coeficiente de variación*	254,80	215,15	-15,56
Índice de dimensión fractal			
• *Media*	1,16	1,13	-2,26
• *Media ponderada por área*	1,30	1,25	-4,20
• *Desviación estándar*	0,07	0,06	
• *Coeficiente de variación*	5,87	5,04	-14,11
Índice de proximidad			
• *Media*	31659,44	10797,62	-65,89
• *Media ponderada por área*	62941,70	9712,46	-84,57
• *Desviación estándar*	117019,01	790360,33	
• *Coeficiente de variación*	369,62	617,56	67,08
Distancia euclidiana al vecino más cercano			
• *Media*	50,24	89,26	77,68
• *Media ponderada por área*	21,53	18,85	-12,47
• *Desviación estándar*	250,12	426,03	
• *Coeficiente de variación*	497,89	522,29	4,90
Índice de contagio	76,11	72,65	-4,54
Índice de entremezclado y yuxtaposición	24,14	40,29	66,88
Índice de diversidad de Simpson	0,54	0,60	11,64
Índice de uniformidad de Simpson	0,63	0,68	9,37

Tabla 3.2. Métricas calculadas a nivel de paisaje, para los años 1983 y 2007, y cambio porcentual en el periodo.

parches grandes en 1983, pero luego esto se invierte en 2007. Esto se explica por la presencia de numerosos parches pequeños, cercanos a parches grandes, que para el año 2007 fueron unidos a estos últimos. La distancia euclidiana al vecino más cercano, a diferencia del índice de proximidad, solo considera a un solo vecino. El valor de su media de 50,24 a 89,26 metros, está distancia no es muy grande pero presenta una alta variabilidad. Para los parches mayores, está medida disminuye, como se ve en los valores de la media ponderada por área (21,53 a 18,85 metros), este resultado contrasta con el obtenido en el índice de proximidad, pero se explica por el mayor área que cubre los parches grandes, luego tienen mayor vecindad, que es lo que considera este último índice. Según Hargis et al. (1998), al aumentar la perturbación del paisaje, disminuye la separación entre parches, en este caso obtuvimos el resultado inverso, lo que podría indicar una recuperación de un estado anterior de mayor perturbación.

Por último el índice de contagio indica que el paisaje está más bien agregado, pero hay una pequeña disminución de este efecto para el año 2007 (valores de 76,11 y 72,65 de un máximo de 100). Hay un aumento en el entremezclado y la yuxtaposición, el valor del índice aumentó de 24,14 a 40,29 (también con valores posibles entre 0 y 100), lo que sugiere un nivel bajo de entremezclado en 1983, pero aumentó bastante para el 2007. Esto se explica por la mayor presencia de otros usos de suelos (plantación forestal y residencial-construido) y la aparición del tipo forestal mixto.

Resumiendo los cambios ocurridos en 24 años, disminuyó la importancia de la clase agrícola, aumentando en área las otras, especialmente la vegetación nativa, zonas residenciales, y apareciendo la clase forestal mixto, esto se traduce en una repartición más equitativa de la superficie del paisaje. En cuanto a la fragmentación del paisaje, se encontró una disminución de esta, considerando conjuntamente; el aumento del área de los parches, la disminución en número de estos y la disminución en la densidad de bordes. La complejidad de las formas, medida por el índice fractal, índice de forma del paisaje, y densidad de bordes también disminuyó. A pesar de encontrarse una menor fragmentación, los índices de proximidad y distancia euclidiana al vecino más cercano, indican un mayor aislamiento del paisaje. Esto se debe la unión de parches cercanos, formando nuevos parches de mayor tamaño, por lo que se obtuvo para 1983, valores bajos de estos índices

debido a la presencia de estos grupos de parches pequeños muy cercanos entre ellos. En cambio, el aumento del índice radio de giro, indica una mayor conectividad, al aumentar la elongación promedio de los parches, y así la posibilidad de desplazamiento, a través del paisaje, dentro de una misma clase. Respecto al agrupamiento y entremezclado, los índices de contagio y entremezclado y yuxtaposición, indican un menor agrupamiento de las clases y un mayor entremezclado entre ellas. Finalmente, como resultado muy positivo, se destaca la recuperación de la vegetación nativa que pasó a dominar la superficie del paisaje. A continuación se discutirá la dinámica de esta clase en particular.

Cambios en la vegetación nativa

La clase de vegetación nativa representa la cobertura original del paisaje, pero no necesariamente en su condición original. Hay parches en distintos estados; matorral, renoval, bosque maduro. Además algunos parches tienen presencia de ganado, extracción de leña y signos de incendio (Rojas et al. 2008). A pesar de esto, el bosque nativo tiene un rol fundamental en mantener las funciones ecosistémicas y la biodiversidad (Klenner et al. 2009). Los resultados obtenidos al calcular las métricas se presentan en la tabla 3.3. En el área de estudio, la vegetación nativa presentó un cambio positivo en el periodo analizado, al aumentar su cobertura de 1617,76 a 1992,26 hectáreas, pasando a ser la clase dominante en el paisaje, ocupando un 49,78 % de su cobertura. Además aumentó el parche mayor de esta clase, ocupando un 23,77 % del paisaje en 1983 y un 38,80 % en 2007, siendo este el mayor parche del todo el paisaje (en 1983 el mayor parche era de clase agrícola y representaba el 42,17 % del paisaje). Junto con el aumento del área de la clase, se registro una importante disminución en el número de parches, de 401 a 220 parches. Esto indica que los parches tendieron a juntarse, más que a sumar nuevos parches, aumentando así el tamaño de estos. También se registró una disminución en la densidad de bordes y en el índice de forma del paisaje, en 27,00 % y 33,27 % respectivamente. Esto sugiere un paisaje más regular y compacto. En relación al área de los parches, la media aumentó de 4,03 a 9,06 hectáreas, siendo mayor que el área promedio de los parches considerando el paisaje completo (7,08 ha), mientras que en 1983 el área promedio de los parches de bosque era menor al promedio para el paisaje completo (5,76 ha). Los valores altos del área media ponderada por área indican la presencia de grandes parches, además este índice aumentó en

el periodo. Es importante destacar la alta variabilidad que presentó el área de parche, indicando diferencias grandes en los tamaños de parches, está variabilidad se mantuvo alta en ambos años. Considerando las variaciones en el número de parches, la densidad de borde y el área total de la clase y de los parches individuales, el bosque presenta un nivel de fragmentación menor (Saura 2002) respecto al estado que tenía en el año 1983. El radio de giro también presentó un cambio positivo al aumentar, especialmente para los parches más grandes, como indica el valor ponderado por área. Un mayor radio de giro representa parches más alargados, lo que permite a los organismos un mayor desplazamiento a través del paisaje, sin pasar por otras coberturas de suelo.

La forma de los parches también es un parámetro importante que afecta la interacción de los organismos con el paisaje (Hamazaki 1996). Los parches con formas más complejas tienen una mayor interacción con su entorno (Forman 1995), esto afecta negativamente a los organismos que requieren condiciones protegidas de interior de bosque (McGarigal y Marks 1994), grupo al cual pertenecen muchas de las especies amenazadas del bosque templado (Echeverría et al. 2006). En el paisaje estudiado, el índice fractal se mantuvo bajo (la media del índice fractal fue de 1,15 en 1983 y 1,14 en 2007, para valores posibles entre 1 y 2), lo que sugiere formas simples. Los parches mayores tendrían formas algo más complejas, debido a los mayores valores que presenta el índice fractal ponderado por área (1,27 en 1983 y 1,26 en 2007). La variabilidad del índice fue muy baja, lo que también se mantuvo en el periodo de estudio.

Con respecto al aislamiento de los parches, la densidad de vecinos en un radio de 500 metros disminuyó en un 39,48 %, según el índice de proximidad. Siendo mayor este efecto para los parches grandes (media ponderada por área del índice de proximidad disminuyó en 74,75 %). De todas formas el índice mantuvo un valor alto en ambos periodos, pero también presentó una alta variabilidad, la que aumentó en 35,89 %. La distancia al vecino más cercano también indicó un mayor aislamiento. Los parches pasaron a estar más separados unos de otros, pero se mantuvo una distancia corta entre los parches (25,63 m en 1983 y 38,07 en 2007), y la variabilidad disminuyó y se mantuvo menor que la del índice de proximidad. La media ponderada por área presentó una tendencia inversa, al disminuir en un 19,58 % en el periodo, además presentó valores más bajos que la media en

Métricas	1983	2007	Cambio (%)
Área de la clase	1617,76	1992,26	23,15
Número de parches	401	220	-45,14
Índice de parche mayor	23,77	38,80	63,20
Densidad de bordes	119,69	87,37	-27,00
Índice de forma del paisaje	30,45	20,32	-33,27
Área de parche			
• *Media*	4,03	9,06	124,47
• *Media ponderada por área*	582,87	1219,68	109,26
• *Desviación estándar*	48,32	104,70	
• *Coeficiente de variación*	1197,82	1156,23	-3,47
Radio de giro			
• *Media*	42,22	53,24	26,10
• *Media ponderada por área*	892,74	1409,83	57,92
• *Desviación estándar*	85,76	131,88	
• *Coeficiente de variación*	203,11	247,70	21,95
Índice de dimensión fractal			
• *Media*	1,15	1,14	-0,46
• *Media ponderada por área*	1,27	1,26	-1,11
• *Desviación estándar*	0,06	0,06	
• *Coeficiente de variación*	4,88	4,96	1,72
Índice de proximidad			
• *Media*	31341,84	18968,97	-39,48
• *Media ponderada por área*	19652,65	4767,12	-75,74
• *Desviación estándar*	137101,98	1133927,57	
• *Coeficiente de variación*	437,44	594,42	35,89
Distancia euclidiana al vecino más cercano			
• *Media*	25,63	38,07	48,55
• *Media ponderada por área*	5,55	4,46	-19,58
• *Desviación estándar*	43,55	50,31	
• *Coeficiente de variación*	169,91	138,03	-18,76
Índice de entremezclado y yuxtaposición	11,47	33,55	192,45
Tamaño efectivo de malla	235,63	607,20	157,70

Tabla 3.3. Métricas calculadas para la clase de Vegetación nativa, para los años 1983 y 2007, y cambio porcentual en el periodo.

ambos años. Estás métricas indican un mayor aislamiento ya que zonas de bosques fragmentadas, con varios parches cercanos, se unieron. Para el caso de los parches grandes, hay que considerar la conectividad en una escala mayor, ya que estos aumentaron en tamaño, al expandir sus bordes, estos se acercaron, pero al aumentar también el perímetro, el área de parches vecinos es proporcionalmente menor.

El último grupo de métricas calculadas para esta clase, corresponde al grupo de contagio y entremezclado. El índice de entremezclado y yuxtaposición, expresado en porcentaje, aumentó de 11,47 a 33,55 entre 1983 y 2007. El valor bajo de 1983 indica que esta clase estaba principalmente cercana a una sola clase (clase agrícola), pero hacia el 2007 la clase se mezcla más con las otras (Herzog y Lausch 2001). La disminución del índice de división, si bien no muy importante (en un 9,86 %), indica un aumento en la probabilidad de encuentro entre dos animales que ocupan la clase de vegetación nativa. Por otro lado, el índice de tamaño efectivo de malla tuvo un importante aumento en 157,70 %, este índice fue propuesto por Jaeger (2000) como un indicador de fragmentación. Sus valores, en hectáreas, corresponden al tamaño de los parches que resultaría de dividir el paisaje en partes del mismo tamaño. La disminución registrada indica un menor nivel de fragmentación del bosque nativo (Saura 2002).

Cambios en las otras clases del paisaje

Se excluyó de este parte del análisis los cambios ocurrido en las clases río, carretera y humedal, ya que estas presentaban un parche en alguno de los años estudiados, por lo que varias métricas pierden sentido al ser calculadas a partir de promedios de los parches y tampoco son datos comparables a las clases que presentan numerosos parches. Además las variaciones en estas clases responden básicamente a las variaciones que tuvo la vegetación entorno a estas, quedando en parte cubiertas por el dosel arbóreo. La suma de estás clase representa menos del 1 % del paisaje estudiado. En las tablas 3.4 y 3.5 se muestran los valores obtenidos en las métricas calculadas para ambos años, así como el porcentaje de cambio. Para la clase forestal mixto solo se entregan valores para el año 2007, ya que esta clase no estaba presente en el año 1983.

La clase agrícola presentó una disminución más importante en superficie que en número de parches (reducción de 29,54 % para la primera y 11,05 % para la segunda), y tuvo una importante reducción de su parche mayor, que pasó de representar un 42,17 % del paisaje a un 15,31 %. Además se redujo el área media en un 20,78 % y aumentó el aislamiento de los parches (índice de proximidad disminuyó en 77,54 % y la distancia media al vecino más cercano aumentó en 37,27 %). Estos resultados sugieren que fue más importante la disminución en tamaño de los parches, luego la desaparición de parches y en menor medida la fragmentación de parches. El radio de giro indica que los parches son más alargados en el año 2007 y con formas más simples, aunque en el año 1983 también presentaban formas bastantes simples según los bajos valores del índice fractal. Por último, el nivel de entremezclado con las otras clases aumentó.

Las plantaciones forestales presentaron un aumento durante los 24 años estudiados. El área de la clase aumentó en 37,12 % y el número de parches en un 65,71 %, pero el área media de estos parches disminuyó en un 17,25 %. Esto se explica por la aparición de nuevos parches forestales y no por el crecimiento en superficie de los ya existentes. Según indica las métricas de aislamiento, los nuevos parches aparecen alejados de los otros. También aumentó el entremezclado para esta clase.

Los sectores residenciales y construidos fueron los que más cambios presentaron, al experimentar esta clase un fuerte aumento porcentual en su superficie. El aumento fue mayor en área, con un 670,26 %, que en número de parches, con un 125,00 %. El parche mayor de esta clase aumento considerablemente, ocupando en 1983; 0,17 % y en 2007; 2,59 % de la superficie del paisaje. También aumentó el tamaño medio de los parches (en 242,34 %) y sobre todo el tamaño ponderado por área (en 1756,15 %). Estos resultados indican que los sectores residenciales que aparecen en el periodo de estudio, se localizan junto a sectores ya existentes del mismo tipo. Además disminuye mucho el aislamiento y el entremezclado de la clase, por lo que se deduce que las zonas residenciales tienden a agruparse, y estas zonas pueden ser focos de expansión para nuevas zonas residenciales.

Métricas	Agrícola		Cambio (%)	Plantación Forestal		Cambio (%)
	1983	2007		1983	2007	
Área de la clase	2189,10	1542,50	-29,54	144,27	197,82	37,12
Número de parches	190	169	-11,05	70	116	65,71
Índice de parche mayor	42,17	15,31	-63,69	0,57	0,65	13,53
Densidad de bordes	134,04	95,10	-29,05	14,45	21,42	48,19
Índice de forma del paisaje	29,39	24,78	-15,68	12,05	15,48	28,42
Área de parche						
• *Media*	11,52	9,13	-20,78	2,06	1,71	-17,25
• *Media ponderada por área*	1331,70	307,61	-76,90	11,44	9,63	-15,81
• *Desviación estándar*	123,33	52,19		4,40	3,68	
• *Coeficiente de variación*	1070,43	571,86	-46,58	213,30	215,55	1,06
Radio de giro			0,00			
• *Media*	50,71	67,74	33,58	51,21	49,11	-4,11
• *Media ponderada por área*	1860,26	818,55	-56,00	154,82	142,43	-8,01
• *Desviación estándar*	178,48	139,93		54,07	48,24	
• *Coeficiente de variación*	351,95	206,56	-41,31	105,58	98,24	-6,96
Índice de dimensión fractal			0,00			
• *Media*	1,20	1,13	-5,26	1,11	1,11	-0,23
• *Media ponderada por área*	1,34	1,26	-6,05	1,13	1,13	-0,03
• *Desviación estándar*	0,06	0,06		0,06	0,05	
• *Coeficiente de variación*	5,20	4,97	-4,44	5,66	4,23	-25,30
Índice de proximidad						
• *Media*	49297,08	11073,69	-77,54	971,74	123,15	-87,33
• *Media ponderada por área*	100516,14	18959,79	-81,14	326,32	172,50	-47,14
• *Desviación estándar*	97822,64	638000,86		5489,68	8638,28	
• *Coeficiente de variación*	198,44	376,23	89,60	564,93	626,62	10,92
Distancia euclidiana al vecino más cercano						
• *Media*	28,00	38,43	37,27	49,18	71,24	44,84
• *Media ponderada por área*	6,48	7,30	12,59	119,67	45,37	-62,09
• *Desviación estándar*	35,95	53,18	0,00	74,88	203,33	
• *Coeficiente de variación*	128,41	158,65	23,55	152,26	298,95	96,35
Índice de entremezclado y yuxtaposición	30,86	40,81	32,24	26,18	36,00	37,49

Tabla 3.4. Métricas calculadas para las clases Agrícola y Plantación forestal, para los años 1983 y 2007, y cambio porcentual en el periodo.

Métricas	Residencial-Construido		Cambio (%)	Forestal mixto
	1983	2007		2007
Área de la clase	26,39	203,25	670,26	44,09
Número de parches	20	45	125,00	11
Índice de parche mayor	0,17	2,59	1389,38	0,53
Densidad de bordes	2,98	14,71	393,88	3,24
Índice de forma del paisaje	5,80	10,62	83,30	4,88
Área de parche				
• *Media*	1,32	4,52	242,34	4,01
• *Media ponderada por área*	3,31	61,41	1756,15	15,47
• *Desviación estándar*	1,62	16,03		6,78
• *Coeficiente de variación*	122,78	354,90	189,05	169,13
Radio de giro				
• *Media*	42,38	58,02	36,91	66,32
• *Media ponderada por área*	68,89	345,69	401,84	159,43
• *Desviación estándar*	23,12	84,77		58,27
• *Coeficiente de variación*	54,56	146,11	167,79	87,85
Índice de dimensión fractal			0,00	
• *Media*	1,08	1,12	4,17	1,13
• *Media ponderada por área*	1,08	1,20	11,01	1,13
• *Desviación estándar*	0,02	0,05		0,04
• *Coeficiente de variación*	2,16	4,66	115,48	3,59
Índice de proximidad				
• *Media*	0,42	927,46	221727,67	0,47
• *Media ponderada por área*	0,15	445,54	301350,34	0,58
• *Desviación estándar*	0,60	103605,58		29329,20
• *Coeficiente de variación*	142,88	460,19	222,09	331,64
Distancia euclidiana al vecino más cercano				
• *Media*	414,08	164,88	-60,18	542,05
• *Media ponderada por área*	428,80	28,87	-93,27	344,21
• *Desviación estándar*	375,10	208,93		683,18
• *Coeficiente de variación*	90,59	148,74	64,20	147,10
Índice de entremezclado y yuxtaposición	43,29	41,17	-4,90	57,16

Tabla 3.5. Métricas calculadas para las clases Residencial-construido, años 1983 y 2007, y cambio porcentual en el periodo y Forestal mixto, año 2007.

En el periodo de estudio se registra la nueva clase, forestal mixto. Esta se presenta con pocos parches (11) de poco tamaño (en promedio 4,01 ha) y con formas simples (media del índice fractal de 1,13) Además están alejados unos de otros y dispersos por el paisaje (bajo valor del índice de proximidad; 0,47, alta distancia media al vecino más cercano; 452,05 m, y alto índice de entremezclado y yuxtaposición; 57,16).

Discusión general

En el estudio realizado se analizó cambios en la composición y configuración del paisaje, detectando cambios en la diversidad y uniformidad, fragmentación, conectividad, complejidad de las formas y agrupamiento y entremezclado en el paisaje, en un sector de la pre-cordillera de la Araucanía. La metodología utilizada consideró un alto nivel de detalle, las imágenes fueron clasificadas visualmente y la mínima unidad considerada fue de 0,05 hectáreas, unidades de ese tamaño son manejadas por el ser humano, influyen en la percepción del paisaje y en los procesos ecológicos. Pero mientras más detalle y precisión se tenga, más lento y costoso es la generación de información. En este caso, la parte más que tomó más tiempo fue la fotointerpretación y clasificación. Otra consideración respecto a la metodología, es el número de años analizados, en este caso fueron dos, por la disponibilidad de fotografías y los costos de adquirirlas y clasificarlas. Pero al tener más de dos años, se pueden detectar cambios en las tendencias, por ejemplo el aumento de superficie de una clase en el periodo pudo haber tenido una caída en algún sub-periodo. Más años de estudio, permiten una mayor resolución temporal, donde se pueden detectar cambios temporales.

Los cambios de uso de suelo observados en el paisaje estudiado, presentan la misma tendencia a nivel regional en cuanto a la disminución del suelo agrícola, el aumento de zonas residenciales y plantaciones forestales (CONAF 2009). Por otro lado, hay una discrepancia respecto al bosque nativo. Se registró un aumento de esta cobertura, juntándose parches previamente separados, aumentando así el tamaño promedio y disminuyendo el nivel de fragmentación. Si bien este cambio resulta muy positivo, sobre todo considerando la actual pérdida de bosque nativo a nivel regional (CONAF 2009), debe interpretarse con cautela ya que no se consideró la calidad de los parches. Al reemplazar

principalmente suelo agrícola, el aumento de la vegetación nativa representa un avance en la recuperación de hábitat, pero sería importante una evaluación intra-parche, que considere el estado del bosque maduro y la tendencia de los renovales. Es importante mencionar que la zona se encuentra cercana a parques, nacionales y privados, por lo que este escenario de recuperación de bosque nativo, puede ser propicio para desarrollar corredores que unan las áreas protegidas y la conservación fuera de estas. Para analizar el efecto de los cambios en la vida silvestre, habría que relacionar estos con procesos ecológicos específicos. Como el estudio realizado en la misma zona, donde se encontró una relación positiva entre el uso del suelo y la presencia del gato Guiña (*Leopardus guigna*), donde la clase de vegetación nativa usa en este estudio, corresponde a la definición de suelo favorable definida por Gálvez et al. (2009) en esa investigación. Además del efecto positivo sobre el gato Guiña, habría que formularse otras preguntas, para evaluar si la recuperación del bosque está siendo de la mejor forma, incluyendo otras especies y otros atributos del paisaje; como el efecto de la conectividad, la forma de los parches, el contraste con los parches vecinos, entre otros.

Por otro lado, los resultados indican un paisaje más heterogéneo, pero menos fragmentado, donde antes había principalmente producción agrícola, hay desarrollo forestal y residencial, y zonas de recuperación de bosques. El aumento en superficie de la clase residencial (el mayor porcentualmente) y de la clase vegetación nativa (mayor en hectáreas), sugieren un cambio en la valoración del paisaje por parte de la sociedad. Actualmente, el paisaje estudiado, no solo es valorado por su productividad agrícola, sino también por sus riquezas naturales. Por esto toma importancia el uso residencial, donde en muchos casos corresponden a segundas viviendas o de nuevos habitantes que buscan una mejor calidad de vida. También el aumento de vegetación nativa refleja una mayor valorización de las áreas silvestres y a la vez, esta cobertura está asociada a valores estéticos y ecológicos, lo que atrae más habitantes y turistas. Está dinámica podría corresponder al concepto de transición forestal, descrito anteriormente en zonas donde la recuperación del bosque se asocia a un cambio en las actividades económicas, la urbanización y el abandono de tierras agrícolas (Aide y Grau 2004, Grau et al. 2003, Rudel et al. 2005).

Conclusiones

El uso de fotografías aéreas para el estudio de cambios del paisaje, permitió cartografiar el paisaje con bastante detalle, pero la técnica de interpretación visual resultó ser un proceso lento. El uso de métodos de clasificación supervisada puede proveer de datos en un menor tiempo, pero también puede disminuir la precisión de la clasificación, por lo que estos métodos requieren de una evaluación cuantitativa de su precisión (Foody 2002). La aplicación de métricas a nivel de paisaje y clase resultó ser un método adecuado para la detección de cambios.

A nivel de paisaje, se detectaron cambios en la composición, observándose una disminución en un 29,5 % (646,6 ha) en la superficie de la clase agrícola, en cambio el mayor aumento en superficie lo tuvo la clase vegetación nativa, al aumentar en 23,2 % (374,5 ha) pasando así a ser la clase dominante en el paisaje y el mayor aumento porcentual lo tuvo la clase residencial/construido, aumentando en un 670,3 % en el periodo (176,9 ha). La clase plantación forestal también presentó un aumento, en un 37,1 % (53,6 ha). Además se detectó la clase forestal mixto, no presente en el año 1983, con 44,1 ha, esta apareció asociada a la clase agrícola. Se observó una recuperación de la vegetación rivereña, quedando todos los bordes de río adyacentes a vegetación nativa. El aumento que presentó la clase residencial fue a partir de la expansión de zonas residenciales existentes en el año 1983, y se registró un aumento en la relación de adyacencia entre esta clase y las clases de vegetación nativa y carretera. Esta asociación positiva entre vegetación nativa y zonas residenciales se explica por los proyectos de parcelas de agrado en la zona, asociados a segundas viviendas o nuevos residentes atraídos por los atractivos naturales de la zona.

Las métricas utilizadas en el estudio, indicaron una disminución en el nivel de fragmentación del paisaje, un aumento en la diversidad y entremezclado, pero una simplificación de las formas. Esto resultados expresan un paisaje más heterogéneo, lo que se asocia a una mayor calidad estética (de la Fuente et al. 2006). La simplificación de las formas se debe en parte a la configuración del paisaje en el año 1983, que se componía de muchos fragmentos pequeños de vegetación nativa cercanos unos a otros, insertos en la

matriz agrícola, como también numerosas aperturas del bosque, esto generaba una gran cantidad de bordes, lo que aumentaba la complejidad de las formas del paisaje.

Los cambios observados en la cobertura de vegetación nativa resultaron muy positivos, considerando el aumento en superficie de esta clase y la disminución en el número de parches (de 401 a 220), lo que se traduce en un menor nivel de fragmentación. También se registró una mayor conectividad; que se expresa en un mayor entremezclado y mayor radio de giro, lo que permite una mayor capacidad de desplazamiento, por el paisaje, y ocupación de este para la fauna silvestre. Si bien se detectó un bajo nivel de aislamiento de los parches de esta clase en ambos años, este presentó una alta variabilidad y aumentó en el periodo de estudio. Aunque la tendencia actual es positiva, no hay que dejar de considerar la conectividad de la vegetación nativa como elemento importante en futuros planes de conservación en el paisaje.

El paisaje que perciba la sociedad va influir en los valores de esta, y a su vez los valores y las necesidades sociales van a determinar el uso y la estructura espacial del territorio (Antrop, 2005). Para entender la dinámica futura del paisaje, es necesario relacionar los cambios actuales con las diversas fuerzas (socioeconómicas, políticas, culturales, tecnológicas y naturales), que puedan estar actuando sobre este. Por otro lado, la comprensión de las interacciones ecológicas y de cómo éstas nos afectan, es fundamental para generar un paisaje cultural sano, capaz de mantener la vida silvestre y una buena calidad de vida para el ser humano.

Capitulo 5 – Conclusiones finales.

En el estudio realizado se logró una comprensión y aplicación exitosa de una metodología para estudiar cambios en el paisaje. El caso de estudio correspondió al análisis del periodo 1983-2007 en un paisaje del valle pre-cordillerano en la región de la Araucanía, donde se detectaron cambios tanto en composición como en configuración espacial del paisaje y de las clases de uso/cobertura del suelo. Se encontró un cambio positivo en la clase de vegetación nativa debido a que presentó un aumento de su superficie y una disminución en el número de fragmentos. Por otro lado, hubo un aumento de plantaciones forestales y de zonas residenciales, siendo de mayor importancia el crecimiento de esta última clase. El incremento de las clases mencionadas ocurrió a costa de la superficie de suelo agrícola, que presentó una importante disminución. Esta dinámica refleja un cambio socio-económico en el paisaje, el cambio de uso de suelo descrito está asociado a un cambio en la utilización de bienes y servicios que otorga el paisaje. La zonas de vegetación nativa y residenciales (a las cuales se les encontró una mayor adyacencia entre ellas para el año 2007), proveen de servicios recreativos y de espacios para la vida y el ocio. Los cambios encontrados pueden estar expresando una mayor preferencia por este tipo de servicios e incluso una mayor valoración de los servicios ecosistémicos que provee la vegetación natural. Para determinar esta relación, es necesario combinar los estudios de cambios en el paisaje con datos socio-económicos y culturales, y poder asociar los distintos cambios a fuerzas que estén actuando sobre el territorio.

Si bien se considera positivo el cambio respecto a la clase de vegetación nativa, hay que tomar en cuenta el importante aumento de las zonas residenciales, lo que puede llevar a una intensificación de las actividades humanas en el tiempo. Un escenario poco favorable sería que se considerarán suficientes las áreas protegidas, que son numerosas en la zona, para fines de conservación, y el resto del territorio se destiné al desarrollo de infraestructura turística, parcelas de agrado y urbanización, debido a la alta calidad escénica y los atractivos naturales y turísticos de la zona. Es fundamental que todo desarrollo futuro del paisaje, y la planificación del territorio, considere espacios para la vida silvestre y la conectividad entre zonas de importancia para la conservación. En este sentido, es recomendable que los estudios de cambios del paisaje, sean utilizados, tanto sus resultados

como sus metodologías, en la planificación territorial y manejo sustentable del territorio. También estos estudios son esenciales para estudiar la dinámica futura del paisaje. Para esto no basta con un modelo predictivo simple, debido a la dinámica compleja de los cambios, para la predicción de la estructura del paisaje se requiere incluir tanto aspectos ambientales como sociales (Arce-Nazario 2007).

Respecto a consideraciones metodológicas, el uso de métricas de paisaje y clase resultó un buen método para cuantificar los cambios, tanto en composición como en configuración espacial. Es importante señalar que se requiere una adecuada selección de las métricas, y estás se deben relacionar a los procesos o aspectos que se quieran medir del paisaje. También de los objetivos propuestos, va a depender la definición de la escala, espacial y temporal, de la investigación, y esta determinará el tipo de fuente cartográfica a utilizar.

Respecto a los resultados obtenidos en este estudio, se propone complementar los datos obtenidos con estudios a nivel interno en los parches de vegetación nativa, para así poder evaluar la calidad de los parches, ya que la metodología utilizada no considera la variabilidad intra-parche. Conociendo el estado y la dinámica interna del bosque, se puede evaluar la mejora en la disponibilidad de hábitat que representa el aumentó en superficie de esta cobertura. También queda el desafío de aumentar el periodo de estudio, el número de años observados y la superficie, para así evaluar las tendencias de los cambios y poder extender los resultados a un nivel mayor. Por último queda el desafío de combinar los resultados obtenidos con procesos ecológicos, ya sea para estudiar funciones ecosistémicas, dinámicas de comunidades vegetales o animales. Para esto es fundamental encontrar relaciones entre los aspectos medidos del paisaje y los procesos ecológicos de interés, para lo que se requiere un adecuado diseño y levantamiento de información en terreno que cuantifiquen los procesos estudiados y una metodología que logre captar los aspectos específicos de los patrones del paisaje asociados a esos procesos.

Bibliografía

Abdullah, S. y Nakagoshi, N. 2008. Changes in agricultural landscape pattern and its spatial relationship with forestland in the State of Selangor, peninsular Malaysia. Landscape and Urban Planning 87: 147-155.

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

Aide, M. y Grau, M. 2004. Globalization, migration, and Latin American ecosystems. Science 305: 1915-1916.

Antrop, M. 2003. Continuity and change in landscapes. En: Mander Ü. y M. (eds), Multifunctional Landscapes Vol. 3. Continuity and Change. WIT Press, Southampton, UK, pp. 1-14.

Antrop, M. 2004. Landscape change and the urbanization process in Europe. Landscape and Urban Planning 67: 9-26.

Antrop, M. 2005. Why landscapes of the past are important for the future. Landscape and Urban Planning 70: 21-34.

Antrop, M. 2006. From holistic landscape synthesis to transdisciplinarity landscape management. En: Tress, B., Tress, G., Fry, G. y Opdam, P. (eds.), From landscape research to landscape planning: Aspects of integration, education and application. Springer, Dordrecht, The Netherlands.

Apan, A., Raine, S. R. y Paterson, M.S. 2000. Image Analysis Techniques for Assessing Landscape Structural Change: A Case Study of the Lockyer Valley catchment, Queensland, Proc. of the 10th Australasian Remote Sensing and Photogrammetry

Conference, August 21-25, Adelaide, Remote Sensing and Photogrammetry Association, Australia, pp. 438-455.

Arce-Nazario, J. 2007. Human landscape have complex trajectories: reconstructing Peruvian Amazon landscape history from 1948 to 2005. Landscape Ecology 22: 89-101.

Aronson, J., Del Pozo, A., Ovalle, C., Avendaño J. y Lavin, A. 1998. Land Use Changes in Central Chile. En: P.W. Rundel, G. Montenegro and F. Jaksic (eds.), Landscape Degradation and Biodiversity in Mediterranean- Type Ecosystems. Springer Verlag, Berlin. Ecological Studies, Vol. 136: 155-168.

Atauri, J. y de Lucio, J. 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. Landscape Ecology 16: 147-159.

August, P., Iverson, L. y Nugranad, J. 2002. Human conversion of terrestrial habitats. En: Gutzwiller, K. (ed.), Applying landscape ecology in biological conservation. Springer-Verlag, New York, pp 198-224.

Bastian, O. y Steinhardt, U. (eds). 2002. Development and perspectives of landscape ecology. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.

Bastian, O. 2001. Landscape ecology—towards a unified disciplines? Landscape Ecology 16: 757-766.

Bastian, O., Krönert, R. y Lipsky, Z. 2006. Landscape diagnosis on different space and time scales—a challenge for landscape planning. Landscape Ecology 21: 359-374.

Bender, O., Boehmer, H.J., Jens, D. y Schumacher, K.M. 2005. Using GIS to analyze long-term cultural landscape change in Southern Germany. Landscape and Urban Planning 70: 111-125.

Bohnet, I. 2008. Assessing retrospective and prospective landscape change through the development of social profiles of landholders: A tool for improving land use planning and policy formulation. Landscape and Urban Planning 88: 1-11.

Bürgi, M., Hersperger, A.M. y Schneeberger, N. 2004. Driving forces of landscape change –current and new directions. Landscape Ecology 19: 857-868.

Bustamante, R. y Grez, A. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. Ciencia y Ambiente 11: 58-63.

Buyantuyev, A. y Wu, J. 2007. Effects of thematic resolution on landscape pattern analysis. Landscape Ecology 22: 7-13.

Capra, F. 1996. The Web of Life. A New Understanding of Living Systems. Anchor Books Doubleday, New York.

Castellón, T. y Sieving, K. 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by endemic understory bird. Conservation Biology 20: 135-145.

Castilla, G., Larkin, K., Linke, J. y Hay, G. 2009. The impacts of thematic resolution on the patch-mosaic model of natural landscape. Landscape Ecology 24: 15-23.

CONAF. 2009. Catastro de uso del suelo y vegetación, período 1993-2007: monitoreo y actualización, región de la Araucanía. Disponible en línea: www.conaf.cl/Recursos Forestales/Bosque Nativo/Catastro.

Crow, T. 2005. Landscape ecology and forest management. En: Wiens, J.A. y Moss, M. (eds.), Issues and perspectives in landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp 201-207.

David, J. 1993. Trigo en Chile: una historia desconocida. Ediciones del día, Santiago, Chile.

De la Fuente, G., Atauri, J., de Lucio, J. 2006. Relationship between landscape visual attributes and spatial pattern indices: A test study in Mediterranean-climate landscapes. Landscape and Urban Planning 77: 393-407.

Décamps, H. y Décamps, O. 2004. Au printemps des paysages. Buchet/Chastel, Paris.

Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey Benayas, J.M., Lara, A. y Newton, A. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. Biological Conservation 130: 481-494.

Echeverría, C., Huber, A. y Taberlet, F. 2007. Estudio comparativo de los componentes del balance hídrico en un bosque nativo y una pradera en el sur de Chile. Bosque 23(3): 271-280.

Elizalde, R. 1970. La sobrevivencia de Chile. 2da Edición. El Escudo, Santiago, Chile.

Ernoult, A., Bureau, F. y Poudevigne, I. 2003. Patterns of organization in changing landscapes: implications for the management of biodiversity. Landscape Ecology 18: 239-251.

ESRI. 1999. ArcView Version 3.2. Environmental System Research Institute Inc. Redlands, USA.

ESRI. 2005. ArcGIS Version 9.1. Environmental System Research Institute Inc. Redlands, USA.

Falcucci, A., Maiorano, L. y Boitani, L. 2007. Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. Landscape Ecology 22: 617-631.

Farina, A. 2006. Principles and methods in landscape ecology: towards a science of landscape. Springer, Dordrecht, The Netherlands.

Foody, G. 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. Remote Sensing of Environment 80: 185-201.

Forman, R.T.T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. Landscape Ecology 10: 133-142.

Forman, R.T.T. y Godron, M. 1986. Landscape ecology. John Wiley, New York.

Fuentes, E. 1988. Sinopsis de paisajes de Chile central. En: Fuentes, E., Prefenata, S. (eds.), Ecología del paisaje en Chile Central: estudios sobre sus espacios montañosos. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile, pp. 17-27.

Gálvez, N., Hernández, F., Petitpas, R., Laker, J., Gilabert, H., Miranda, M., Gimona, A., Macdonald, D.W. y Bonacic, C. 2009. Estimating occupancy of Leopardus guigna from camera trap data in the Araucanía of southern Chile. Póster presentado al X Congreso Internacional de Mastozoología, Mendoza, Argentina.

Garcia-Ruiz, J., Lasanta, T., Ruiz-Flano, P., Ortiza, L., White, S., Gonzalez, C. y Marti, C. 1996. Land use changes and sustainable development in mountain areas: a case study in the Spanish Pyrenees. Landscape Ecology 11: 267-277.

Gastó, J., Vieli, L. y Vera, L. 2006. Paisaje Cultural. De la Silva al Ager. Revista Agronomía y Forestal UC N° 28, pp. 29-33.

Grau, R., Aide, M., Zimmerman, J., Thomlinson, J., Helmer, E. y Zou, X. 2003. The ecological consequences of socioeconomic and land-use changes in postagriculture Puerto Rico. BioScience 53: 1159-1168.

Gross, P. 1998. Ordenamiento territorial: el manejo de los espacios rurales. EURE (Santiago) 24: 116-118.

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

Gustafson, E. y Diaz, N. 2002. Landscape pattern, timber extraction, and biological conservation. En: Gutzwiller, K. (ed.), Applying landscape ecology in biological conservation. Springer-Verlag, New York, pp 244-265.

Hamazaki, T. 1996. Effects of patch shape on the number of organism. Lanscape Ecology 11: 299-306.

Hargis C.D., Bissonette J.A. y David J.L. 1998. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. Landscape Ecology 13: 167–186.

Herzog, F., Lausch, A., Müller, E., Hans-Hermann, T., Steinhardt, U. y Lehmann, S. 2001. Landscape metrics for assessment of landscape destruction and rehabilitation. Environmental Management 27: 91-107.

Herzog, F. y Lausch, A. 2001. Supplementing land-use statistics with landscape metrics: some methodological considerations. Environmental Monitoring and Assessment 72: 37-50.

Houghton, R.A. 1994. The worldwide extent of land-use change. BioScience 44: 305-313.

Hunsaker, C. y Hughes, R. 2002. Effects of landscape change on the physical and chemical components of aquatic ecosystems. En: Gutzwiller, K. (ed.), Applying landscape ecology in biological conservation. Springer-Verlag, New York, pp 286-308.

Huston, M. 2005. The three phases of land-use change: implications for biodiversity. Ecological Applications 15: 1864-1878.

INE (Instituto Nacional de Estadísticas). 2007. Censo agropecuario. Disponible en línea en: http://www.ine.cl/canales/chile_estadistico/censos_agropecuarios/censo_agropecuario_07.php.

Iverson, L., Lambert, R. y Cook, E. 1989. Applications of satellite remote sensing to forested ecosystems. Landscape Ecology 3: 131-143.

Jaeger, J. 2000. Landscape division, splitting index, and effectrive mesh size: new measures of landscape fragmentation. Landscape Ecology 15: 115-130.

Jomaa, I., Auda, Y., Hamzé, M., Saleh, B.A. y Safi, S. 2009. Analysis of eastern mediterranean oak forest over the period 1965-2003 using landscape indices on a patch basis. Landscape Research 34: 105-124.

Kamusoko, C. y Aniya, M. 2007. Land use/cover change and landscape fragmentation analysis in the Bindura District, Zimbabwe. Land Degradation and Development 18: 221-233.

Kareiva, P., Watt, S., McDonald, R. y Boucher, T. 2007. Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. Science 316: 1866-1869.

King, A. 2005. Hierarchy theory and the landscape...level? or, Words do matter. En: Wiens, J.A. y Moss, M. (eds.), Issues and perspectives in landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp 29-35.

Klenner, W., Arsenault, A., Brockerhoff, E. y Vyse, A. 2009. Biodiversity in forest ecosystems and landscapes: a conference to discuss future directions in biodiversity management for sustainable forestry. Forest Ecology and Management 258: S1-S4.

Klink, H.J., Potschin, M., Tress, B., Tress, G., Volk, M. y Steinhardt, U. 2002. Landscape and landscape ecology. En: Bastian, O., y Steinhardt, U. (eds.), Development and perspectives of landscape ecology. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 1-47.

Knight, R. y Landres, P. 2002. Central concepts and issues of biological conservation. En: Gutzwiller, K. (ed.), Applying landscape ecology in biological conservation. Springer-Verlag, New York, pp 22-33.

Krummel, J.R., Gardner, R.H., Sugihara, G., O'Neill, R.V. y Coleman, P.R. 1987. Landscape patterns in a disturbed environment. Oikos 48: 321-324.

Lambin, E., Turner, B.L., Geist, H., Agbola, S., Angelsen, A., Bruce, J., Coomes, O., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P.S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E., Mortimore, M., Ramakrishnan, P.S., Richards, J., Skånes, H., Steffen, W., Stone, G., Svedin, U., Veldkamp, T., Vogel, C. y Xu., J. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. Global Environmental Change 11: 261-269.

Larousse, 1988. Dictionaire de Français. Librairie Larousse, Paris.

Lausch, A. y Herzog, F. 2002. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. Ecological Indicators 2: 3-15.

Lepers, E., Lambin, E., Janetos, A., DeFries, R., Achard, F., Ramankutty, N. y Scholes, R. 2005. A synthesis of information on rapid land-cover change for the period 1981-2000. BioScience 55: 115-124.

Levey, D., Bolker, B., Tewksbury, J., Sargent, S. y Haddad, N. 2005. Effects of landscape corridors on seed dispersal by birds. Science 309: 146-148.

Levin, S. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. Ecology 73(6): 1943-1967.

Li, H. y Reynolds, J.F. 1995. On definition and quantification of heterogeneity. Oikos 73: 280-284.

Li, H. y Wu, J. 2004. Use and misuse of landscape indices. Landscape Ecology 19: 389-399.

Lindenmayer, D. y Fischer, J. 2006. Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis. Island Press, Washington.

Marcucci, D. 2000. Landscape history as a planning tool. Landscape and Urban Planning 49: 67-81.

McGarigal, K., S. A. Cushman, M. C. Neel y E. Ene. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Disponible en línea en: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html

McGarigal, K. y Marks, B. 1994. Fragstats. Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Estructure. Version 2.0.

McIntyre, N. 2002. Landscape ecology explained. Ecology 83: 301.

McIntyre, S. y Hobbs, R. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. Conservation Biology 13: 1282-1292.

Mendoza, J. y Etter, A. 2002. Multitemporal analysis (1940-1996) of land cover changes in the southwestern Bogotá highplain (Colombia). Landscape and Urban Planning 59: 147-158.

Miller, J., Brooks, R. y Croonquist, M. J. 1997. Effects of landscape pattern on biotic communities. Landscape Ecology 12: 137-153.

Moore-Colyer, R. y Scott, A. 2005. What kind of landscape do we want? Past, presente and future perspectives. Landscape Research 30: 501-523.

Moss, M. 2000. Interdisciplinarity, landscape ecology and the 'Transformation of Agricultural Landscapes'. Landscape Ecology 15: 303-311.

Moss, M. 2005. Toward fostering recognition of landscape ecology. En: Wiens, J.A. y Moss, M. (eds.), Issues and perspectives in landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp 355-364.

Municipalidad de Pucón. 2007. Actualización plan regulador comunal de Pucón. Etapa II: diagnostico. Disponible en línea: http://www.municipalidadpucon.cl/.

Munroe, D., Nagendra, H. y Southworth, J. 2007. Monitoring landscape fragmentation in an inaccessible mountain area: Celaque National Park, Western Honduras. Landscape and Urban Planning 83: 154-167.

Nassauer, J.I. 1992. The appearance of ecological systems as a matter of policy. Landscape Ecology 6: 239-250.

Nassauer, J. I. 1995. Culture and changing landscape structure. Landscape Ecology 10: 229-237.

Naveh, Z. 1978. The role of landscape ecology in development. Environmental Conservation 5: 57–63.

Naveh, Z. 1987. Biocybernetics and thermodynamic perspectives of landscape functions and land use patterns. Landscape Ecology 1: 75-83.

Naveh, Z. 2004. Multifunctional, self-organizing biosphere landscape and the future of our total human ecosystem. World Futures 60: 469-502.

Naveh, Z. y Liberman, A., Sarmiento, F., Ghersa, C. y León, R. 2001. Ecología de paisajes. Teoría y aplicación. Buenos Aires: Editorial FAUBA.

Newton, A., Cayuela, L., Echeverría, C., Armesto, J., Del Castillo, R., Golicher, D., Geneletti, D., Gonzales-Espinosa, M., Huth, A., López-Barrera, F., Malizia, L., Premoli, A., Ramírez-Marcial, N., Rey Benayas, J. M., Rüger, N., Smith-Ramírez, C. y Williams-Linera, G. 2009. Toward integrated analysis of human impacts on forest biodiversity: lessons from Latin America. Ecology and Society 14: 2.

Nijnik, M., Zahvoyska, L., Nijnik, A. y Ode, A. 2008. Public evaluation of landscape content and change: Several examples from Europe. Land Use Policy 26: 77-86.

Ojima, D.S., Galvin, K.A. y Turner II, B.L. 1994. The global impact of land-use change. BioScience 44: 300-304.

Olsen L., Dale V. y Foster, T. 2007. Landscape patterns as indicators of ecological change at Fort Benning, Georgia, USA. Landscape and Urban Planning 79: 137-149.

O'Neill, R.V. 2005. Theory in landscape ecology. En: Wiens, J.A. y Moss, M. (eds.), Issues and perspectives in landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp 23-28.

Opdam, P., Foppen, R. y Vos, C. 2002. Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology. Landscape Ecology 16: 767-779.

Otero L. 2006. La huella del fuego. Historia de los bosques nativos y cambios en el paisaje del sur de Chile. Pehuén Editores. Santiago, Chile. 171 p.

Otte, A., Simmering, D. y Wolters, V. 2007. Biodiversity at the landscape level: recent concepts and perspectives for multifunctional land use. Landscape Ecology 22: 639-642.

Palumbi, S. 2001. Humans as the world's greatest evolutionary force. Science 293: 1786-1790.

Papastergiadou, E.S., Retalis, A., Kalliris, P. y Georgiadis, Th. 2007. Land use and associated environmental impacts on the Mediterranean shallow Lake Stymfalia, Greece. Hydrobiologia 584: 361-372.

Parody, J., Cuthbert, F. y Decker, E. 2001. The effect of 50 years of landscape change on species richness and community composition. Global Ecology and Biogeography 10: 305-313.

Paruelo, J.M., Guerschman, J.P., Piñeiro, G., Jobbágy, E.G., Verón, S.R., Baldi, G. y Baeza, S. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. Agrociencia 10: 47-61.

Pauchard, A., Aguayo, M. y Alaback, P. 2006. Cuantificando la fragmentación del paisaje: las métricas y sus significados ecológicos. En, Grez, A., Simonetti, J. y Bustamante, R. (eds), Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. Editorial Universitaria, Santiago, Chile, pp. 41-67.

PCI Geomatics. 2009. Geomatica Version 10.2. PCI Geomatics Enterprises, Inc. Ontario, Canada.

Pedroli, B., Pinto-Correia, T. y Cornish, P. 2006. Lanscape – what's in it? Trends in European landscape science and priority themes for concerted research. Landscape Ecology 21: 421-430.

Peña-Cortés, F., Rebolledo, G., Hermosilla, K., Hauenstein, E., Bertrán, C., Schlatter, R. y Tapia, J. 2006. Dinámica del paisaje para el período 1980-2004 en la cuenca costera del Lago Budi, Chile. Consideraciones para la conservación de sus humedales. Ecología Austral 16:183-196.

Pickett S.T.A. y Cadenasso M.L. 1995. Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems. Science 269: 331–334.

Pickett S.T.A., Cadenasso M.L. y Grove J.M. 2005. Biocomplexity in coupled natural-human systems: a multidimensional framework. Ecosystems 8: 225–32.

Rojas, I., Gálvez, N., Petitpas, R., Becerra, P., Ibarra, J.T. y Bonacic, C. 2008. Relación entre fragmentación, degradación antrópica y la composición y estructura del bosque precordillerano (39ºLS;72ºLO) de la Región de la Araucanía, Chile. Póster presentado al IV Congreso Chileno de Ciencias Forestales, Talca.

Roldán Martín M.J., Martín de Agar P. y de Pablo C.L. 2006. Landscape change over time: comparison of land uses, boundaries and mosaics. Landscape Ecology 21: 1075-1088.

Rudel, T., Coomes, O., Moran, E., Achard, F., Angelsen, A., Xu, J. y Lambin, E. 2005. Forest transitions: toward a global understanding of land use change. Global Environmental Change 15: 23-31.

Ruiz, J. y Domon, G. 2009. Analysis of landscape pattern change trajectories within areas of intensive agricultural use: case study in a watershed of southern Québec, Canada. Landscape Ecology 24: 419-432.

Saura, S. 2002. Effects of minimum mapping unit on land cover data spatial configuration and composition. International Journal of Remote Sensing 23: 4853-4880.

Sepp, K. y Bastian, O. 2007. Studying landscape change: Indicators, assessment and application. Landscape and Urban Planning 79 (2): 125-126.

Shalaby, A. y Tateishi, R. 2007. Remote sensing and GIS for mapping and monitoring land cover and land-use changes in the Northwestern coastal zone of Egypt. Applied Geography 27: 28-41.

Sivrikaya, F., Çakir, G., Kadiogullari, A.I., Keles, S., Baskent, E.Z. y Terzioglu, S. 2007. Evaluating land use/land cover changes and fragmentation in the Camili forest planning unit of Northeastern Turkey from 1972 to 2005. Land Degradation and Development 18: 383-396.

Tang, J., Wang, L. y Yao, Z. 2008. Analyses of urban landscape dynamics using multi-temporal satellite images: A comparison of two petroleum-oriented cities. Landscape and Urban Planning 87: 269-278.

Terkenli, T. 2001. Towards a theory of the landscape: the Aegean landscape as a cultural image. Landscape and Urban Planning 57: 197-208.

Turner, M. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. Annual Review of Ecology and Systematics 20: 171-197.

Turner, M. 2005a. Landscape ecology: what is the state of the science? Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 36: 319-344.

Turner, M. 2005b. Landscape ecology in North America: past, present, and future. Ecology 86: 1967-1974.

Urban D.L., ONeill R.V. and Shugart H.H.J. 1987. Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. BioScience 37: 119–127.

Vergara, G. y Gayoso, J. 2004. Efecto de factores físico-sociales sobre la degradación del bosque nativo. Bosque 25: 43-52.

Vitousek, P. Mooney, H., Lubchenco, J. y Melillo, J. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. Science 277: 494-499.

Wagner, M. y Gobster, P. 2007. Interpreting landscape change: Measured biophysical change and surrounding social context. Landscape and Urban Planning 81:67-80.

Waldhardt, R. 2003. Biodiversity and landscape – summary, conclusions and perspectives. Agriculture, Ecosystems and Environment 98: 305-309.

Wiens, J.A. 1989. Spatial scaling in ecology. Functional Ecology 3: 385-397.

Wiens, J.A. 2002. Central concepts and issues of landscape ecology. En: Gutzwiller, K. (ed.), Applying landscape ecology in biological conservation. Springer-Verlag, New York, pp 3-21.

Wiens, J.A. 2005. Toward a unified landscape ecology. En: Wiens, J.A. y Moss, M. (eds.), Issues and perspectives in landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp 365-373.

Wiens, J.A. 2009. Landscape ecology as a foundation for sustainable conservation. Landscape Ecology 24: 1053-1065.

Wiens, J.A. y Milne, B. T. 1989. Scaling of 'landscapes' in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle's perspective. Landscape Ecology 3: 87-96.

Wiens, J.A., Stenseth, N. C., Van Horne, B. y Ims, R. A. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. Oikos 66: 369-380.

Wood, R. y Handley, J., 2001. Landscape dynamics and the management of change. Landscape Research 26 (1): 45-54.

Woodroffe, R. y Ginsberg, J. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. Science 280: 2126-2128.

Wu, J. 2004. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. Landscape Ecology 19: 125-138.

Wu, J. 2007. Scale and scaling: a cross-disciplinary perspective. En: Wu, J. y Hobbs, R. (eds.) Key topics in landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp 115–143.

Wu J. y Hobbs R. 2002. Key issues and research priorities in landscape ecology: An idiosyncratic synthesis. Landscape Ecology 17: 355–365.

Zhao, S., Fang, J., Ji, W. y Tang, Z. 2003. Lake restoration from impoldering: impact of land conversión on riparian landscape in Honghu Lake area, Central Yangtze. Agriculture, Ecosystems and Environment 95: 111-118.

Zomeni, M., Tzanopoulos, J. y Pantis, J. 2008. Historical analysis of landscape change using remote sensing techniques: An explanatory tool for agricultural transformation in Greek rural areas. Landscape and Urban Planning 86: 38-46.

Zonneveld, I.S. 2005. The land unit as a black box: a Pandora's box?. En: Wiens, J.A. y Moss, M. (eds.), Issues and perspectives in landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp 331-345.

Zube, E. 1987. Perceived land use patterns and landscape values. Landscape Ecology 1: 37-45.

Bibliografía consultada en Internet

http://conventions.coe.int/Treaty/fr/Treaties/Html/176.htm, Consejo de Europa, Florencia, 2000.

http://landsat.gsfc.nasa.gov/

www.rea.es

Anexos – Fotografías de la zona de estudio.

Bosque nativo con aperturas, se distinguen especies deciduas y siempreverdes.

En el centro parches de plantaciones forestales insertas en praderas, bosque nativo al fondo y en esquina superior izquierda.

Al centro se aprecia la villa San Pedro, la carretera se puede ver atravesando de arriba hacia abajo y un río de izquierda a derecha. También se aprecian parches de bosque nativo, plantaciones forestales y zonas residenciales.