

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS

ESCUELA DE PREGRADO

Memoria de Título

**ANÁLISIS ESPACIO-TEMPORAL DEL CAMBIO DE COBERTURA DE SUELO
PARA EL PERIODO 1985-2014 EN LAS COMUNAS DE COLTAUCO Y
DOÑIHUE, REGIÓN DEL LIBERTADOR BERNARDO O'HIGGINS, CHILE**

DENISSE CRISTINA CASTILLO URZÚA

Santiago - Chile
2016

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS

ESCUELA DE PREGRADO

Memoria de Título

**ANÁLISIS ESPACIO-TEMPORAL DEL CAMBIO DE COBERTURA DE SUELO
PARA EL PERIODO 1985-2014 EN LAS COMUNAS DE COLTAUCO Y
DOÑIHUE, REGIÓN DEL LIBERTADOR BERNARDO O'HIGGINS, CHILE**

**SPATIO-TEMPORAL ANALYSIS OF LAND COVER CHANGE FOR THE
PERIOD 1984-2014 IN COLTAURO AND DOÑIHUE, LIBERTADOR BERNARDO
O'HIGGINS REGION, CHILE**

DENISSE CRISTINA CASTILLO URZÚA

Santiago - Chile
2016

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS

ESCUELA DE PREGRADO

**ANÁLISIS ESPACIO-TEMPORAL DEL CAMBIO DE COBERTURA DE SUELO
PARA EL PERIODO 1985-2014 EN LAS COMUNAS DE COLTAUCO Y
DOÑIHUE, REGIÓN DEL LIBERTADOR BERNARDO O'HIGGINS, CHILE**

Memoria para optar al título profesional de:
Ingeniera en Recursos Naturales Renovables

DENISSE CRISTINA CASTILLO URZÚA

Profesor Guía	Calificaciones
Sr. Mauricio Galleguillos T. Ingeniero Agrónomo, M.S. Dr.	7.0
Profesores Evaluadores	
Sr. Andrés de la Fuente D. la F. Ingeniero Agrónomo	7.0
Sr. Fernando Santibañez Q. Ingeniero Agrónomo, Dr. Es. Sci.	6.0

Santiago - Chile
2016

AGRADECIMIENTOS

Muchas personas han sido parte de este largo camino, sin embargo, dos de ellas han estado en todos los procesos de mi vida en forma incondicional, mis Padres. Por eso, en este momento en el que cierro un importante ciclo, quiero agradecerles todos los esfuerzos que desde pequeña hicieron por mí, dándome la oportunidad de desarrollarme en todas las inquietudes que tuve, apoyándome en mis decisiones y confiando en mí. Gracias por la formación que me dieron, llena de amor y valores que me han forjado como persona y la oportunidad de tener una familia unida, con hermanos que siempre me protegieron y acompañaron.

Tampoco quiero dejar fuera la importante influencia y apoyo que tuvo en mi vida mi hermana mayor Elena, siempre fue un ejemplo a seguir para mí y aún lo es. Siempre con amor, consejos y apoyo incondicional hasta el día de hoy. Gracias hermanita y Mauricio por recibirme en su casa, apoyarme y hacer más fácil y agradable estos años de universidad compartiendo con ustedes y mis lindos sobrinitos a los que tuve la suerte de ver crecer. Ustedes fueron un pilar fundamental junto con mis Papas para lograr esta meta.

También quiero agradecer a todas las personas que conocí en este camino, aportando cada una a su manera en mi crecimiento personal y académico, en especial a mi amiga Sindy Correa, quien me acompañó en este proceso, luchando juntas y apoyándonos en las buenas y en las malas y a mi Profesor Guía Mauricio Galleguillos que siempre se mostró dispuesto e interesado en que este trabajo saliera adelante de la mejor forma.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN.....	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN	3
OBJETIVO GENERAL	4
Objetivos específicos	4
MATERIALES Y MÉTODO	5
ÁREA DE ESTUDIO	5
MATERIALES	7
MÉTODO.....	8
Pre-procesamiento Imágenes Landsat	8
Clasificación supervisada de coberturas de suelo.....	9
Definición de Clases de Cobertura:	9
Creación de Capa Guía:	10
Definición de Sitios de Entrenamiento:	13
Clasificación de Coberturas:	13
Validación de la clasificación:	13
Análisis y predicción de la dinámica de la cobertura de suelo	14
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	17
CLASES DE COBERTURA.....	17
CLASIFICACIÓN SUPERVISADA	18
Clasificación de las Imágenes.....	18
Validación de la Clasificación	20
ANÁLISIS DE CAMBIOS	22
PREDICCIÓN DE CAMBIOS.....	32
CONCLUSIONES	36
BIBLIOGRAFÍA.....	37
ANEXOS.....	45
ANEXO A. CLASES Y FIRMA CARACTERÍSTICA.....	45
Agrícola (AGRO)	45
Plantaciones Forestales (PF)	46
Asentamientos Humanos (AH)	47
Suelo Desnudo (SD)	48
Suelo Desnudo Antro (SDAH)	49
Matorral Claro (MC).....	50
Matorral Denso (MD)	51
Bosque (BN)	52

Agua (AGUA).....	53
ANEXO B. ÍNDICE DE DIVERGENCIA TRANSFORMADA.....	54
ANEXO C. VALIDACIÓN DE LA CLASIFICACIÓN	55
Validación Clasificación 1985.....	55
Validación Clasificación 1997.....	56
Validación Clasificación 2007.....	57
Validación Clasificación 2014.....	59

RESUMEN

Los cambios en la cobertura de la tierra son un fenómeno natural que ha forjado nuestro planeta. Sin embargo, la humanidad en las últimas décadas ha generado cambios de gran extensión y velocidad sin precedentes históricos. Estos pueden modificar el funcionamiento de los ecosistemas e incluso el clima a nivel mundial. De aquí se desprende la importancia de conocer la dinámica de las coberturas de suelo en un área para entender la actual configuración del paisaje, utilizando ésta información para proyectarse en el futuro y estudiar como guiar el desarrollo de una región. En este contexto se desarrolló un análisis espacio-temporal del cambio de cobertura de suelo para las comunas de Coltauco y Doñihue, ubicadas en la región del Libertador Bernardo O'Higgins, mediante la utilización de imágenes Landsat correspondientes a los época estival de los años 1985, 1997, 2007 y 2014. Se realizó una clasificación supervisada en base al comportamiento espectral de las superficies. A partir de los resultados de esta clasificación se pudo calcular el área correspondiente a cada clase para cada año y analizar las transiciones ocurridas entre las distintas clases de cobertura de suelo. Además, se evaluaron las variables que puedan explicar estos cambios y las posibles tendencias al año 2024. Los resultados muestran que la zona presenta un alto dinamismo en su vegetación, dado por cambios drásticos provocados por desastres naturales y cambios continuos provocados por acción antrópica sobre los ecosistemas naturales. Solo el 58.3% del Bosque Nativo permaneció sin cambios drásticos durante los últimos 30 años perdiéndose un 12.14% de su cobertura neta. Los principales cambios del Bosque fueron hacia una transformación a Matorral Denso, lo que refleja su degradación. Se espera que la tendencia a la degradación se mantenga, en especial en áreas cercanas a zonas de uso antrópico y a zonas degradadas. Por lo tanto, es importante considerar un manejo adecuado en el uso de los recursos forestales existentes, con especial foco en áreas poco intervenidas para evitar más pérdidas, no solo en área neta sino también en su composición, estructura y funcionalidad, para permitir continuidad en la provisión de los servicios ecosistémicos que entrega el bosque.

Palabras Claves: Cambio de uso de suelo, Clasificación Supervisada, Dinámica del Paisaje.

ABSTRACT

Modification of land cover is a natural phenomenon that has shaped our planet. However, humanity in recent decades has led to changes of great extension and historically unprecedented speed. These have altered the functioning of ecosystems and even the global climate. Hence the importance of understanding the dynamics of land cover in order to understand the current landscape architecture and provide better projection for the future of a region. In this context a spatio-temporal analysis of land cover change for the Coltauco and Doñihue district, located in the region of Libertador Bernardo O'Higgins, was made. It required Landsat images corresponding to the summer of 1985, 1997, 2007 and 2014 to establish a supervised classification based on spectral behavior of surfaces. An analysis of the transition between each class for every period was performed. In addition, the variables that can explain these changes and possible trends to 2024 were used to provide a projection of the future land cover of the region. The results show that the area has dynamism in its vegetation, given drastic changes caused by natural disasters and continuing changes caused by human action on the assessed natural ecosystems. Only 58.3% of the native forest remained without drastic changes over the last 30 years, and there is a loss of 12.14% of net area. The main changes were transformation from the class Forest to Dense Shrub, reflecting its degradation. It is expected that the trend of degradation remain, especially in areas close to human settlements and roads. Therefore, it is important to consider appropriate management in the use of existing forest resources, with special focus on areas recently intervened in order to prevent further losses that also affect the composition, structure and function, that ensure the provision of ecosystem services delivered by the forest.

Keywords: land use change, Supervised classification, landscape dynamics.

INTRODUCCIÓN

Históricamente los paisajes se han encontrado en permanente cambio por procesos naturales como la evolución de la vegetación, procesos erosivos o sedimentarios, transformación de cursos fluviales, procesos glaciares, entre otros (Bustamante y Grez, 1995; Morláns, 2005). Sin embargo, a pesar de que la humanidad desde su existencia ha sido parte de los ecosistemas que componen al paisaje, en los últimos siglos, su mayor influencia sobre el medio ambiente ha generado procesos de intervención antrópica de mayor magnitud, extensión y velocidad (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Morláns, 2005). Como resultado, se ha generado una conversión de terrenos originalmente cubiertos por vegetación natural, hacia la agricultura, ganadería, silvicultura y urbanización (Defries et al., 2004; Millennium Ecosystem Assessment, 2005) fomentado por procesos económicos, culturales y políticos (Camus y Hajek, 1998; Mahmood *et al.*, 2010).

La transformación de las coberturas naturales ha sido causa de alteraciones en el medio ambiente que llevan consigo la degradación del suelo, fragmentación de hábitats y pérdida de biodiversidad con consecuencias negativas en las funciones de los ecosistemas (Aronson *et al.*, 1998; Bustamante y Grez, 1995). Debido a esto, algunos servicios ambientales se ven afectados como el suministro hídrico, la regulación de los ciclos climáticos y biogeoquímicos y la mantención de la productividad del suelo. Esto implica la pérdida de la capacidad de los ecosistemas para soportar y satisfacer las necesidades humanas, llevando consigo además, un aumento de la vulnerabilidad de éstos frente a desastres naturales (Armesto *et al.*, 2007; Defries *et al.*, 2004). Las consecuencias de estas alteraciones pueden verse tanto a escala local como global y dependerán del tipo de cambio de cobertura de suelo y la respuesta que tenga cada ecosistema en particular (Defries *et al.*, 2004). A escala local encontramos la alteración del ciclo hidrológico debido a la pérdida de vegetación y el desarrollo urbano, lo que puede generar erosión en los suelos, disminución de la infiltración, rebaja de los acuíferos, desbordes e inundaciones (Henríquez *et al.*, 2006; Little y Lara, 2010; Tang *et al.*, 2005). Por otro lado, a nivel global, el cambio de uso de suelo es considerado un importante agente impulsor del cambio climático, influyendo sobre la concentración atmosférica de gases de efecto invernadero y modificando el albedo de las superficies (Brovkin *et al.*, 2004; Defries *et al.*, 2002; Pielke, 2005). Este fenómeno podría alterar los límites de los climas húmedos y secos, produciendo sequías e inundaciones, entre otros impactos climáticos con importantes consecuencias sociales (Mahmood *et al.*, 2010). En Chile, este fenómeno, en conjunto con el proceso de desertización, el cual es provocado por fenómenos climáticos naturales y no controlables directamente por el ser humano, han traído consigo un proceso de desertificación, el que ya está afectando al país en la mayor parte de las regiones, principalmente entre la I y VIII Región (UDP, 2012). En este contexto, es importante conocer como el cambio de uso de suelo ha afectado los ecosistemas terrestres conociendo las prácticas y el contexto histórico en que se desarrollaron. En consecuencia, esto permitiría entender la actual configuración del paisaje, utilizando ésta información para proyectarse en el futuro y estudiar como guiar el desarrollo de una región. A partir de esto, se buscaría equilibrar la satisfacción de las necesidades

humanas inmediatas con la mantención de las funciones de los ecosistemas (Defries *et al.*, 2004).

Para este fin, es necesaria la realización de estudios cuantitativos de las respuestas de los ecosistemas al cambio de cobertura y uso de suelo (Defries *et al.*, 2004). Es por esto, que desde fines de la década de los setenta se han realizado múltiples estudios sobre como el ser humano ha transformado el paisaje y cuales han sido sus consecuencias, siendo interés del mundo de la investigación y organismos público (Aguayo *et al.*, 2009; Aronson *et al.*, 1998; Dubroeuq y Livenais, 2004; Schulz *et al.*, 2010). En la actualidad, gracias a la disponibilidad de herramientas como los Sistemas de Información Geográfica (SIG), imágenes satelitales y softwares con múltiples aplicaciones ha sido posible realizar estudios con una ventana temporal y espacial más amplia y de forma más precisa. La teledetección se ha transformado en una importante herramienta en el estudio de la dinámica de la superficie terrestre gracias a su capacidad de capturar imágenes de forma repetitiva sobre una misma área geográfica (Cabello *et al.* 2012; Donoghue, 2002; Giri y Long, 2014; Newton *et al.*, 2009). En este sentido, el análisis multi-temporal es un método eficaz para la comparación y determinación de cambios en un periodo de tiempo determinado (Aguayo *et al.*, 2009; Almeida *et al.*, 2009; Schulz *et al.*, 2010).

En el presente trabajo, se pretende analizar los cambios ocurridos en un periodo de 29 años (1985-2014) en la cobertura de suelo de las comunas de Coltauco y Doñihue, ubicadas en la Región del Libertador Bernardo O'Higgins, zona central de Chile.

Objetivo General

Realizar un análisis espacio-temporal del cambio de cobertura de suelo en el periodo 1985-2014 y su proyección al año 2024 para las comunas de Coltauco y Doñihue.

Objetivos específicos

1. Clasificar y analizar los patrones de cambio espacio-temporal de la cobertura de suelo para los años 1985, 1997, 2007 y 2014.
2. Evaluar la importancia de las variables cartográficas que permitan explicar las transiciones entre coberturas de suelo.
3. Predecir el cambio de cobertura de suelo para el año 2024.

MATERIALES Y MÉTODO

Área de Estudio

El área de estudio, corresponde a las comunas de Coltauco y Doñihue, ubicadas al sur poniente de la ciudad de Rancagua en la Provincia de Cachapoal perteneciente a la Región del Libertador Bernardo O'Higgins, con una superficie de 312.6 km² (Figura 1). Su relieve está caracterizado por un valle de tipo fluvial ubicado al lado norte del Río Cachapoal, y un sector montañoso correspondiente a la cordillera de la costa como límite norponiente del área de estudio. El sector del valle presenta un paisaje principalmente agrícola, ubicándose aquí los principales asentamientos humanos y en menor medida, áreas de uso forestal preferentemente de plantaciones de Álamos (Municipalidad de Coltauco, s.f.; Municipalidad de Doñihue, s.f.).

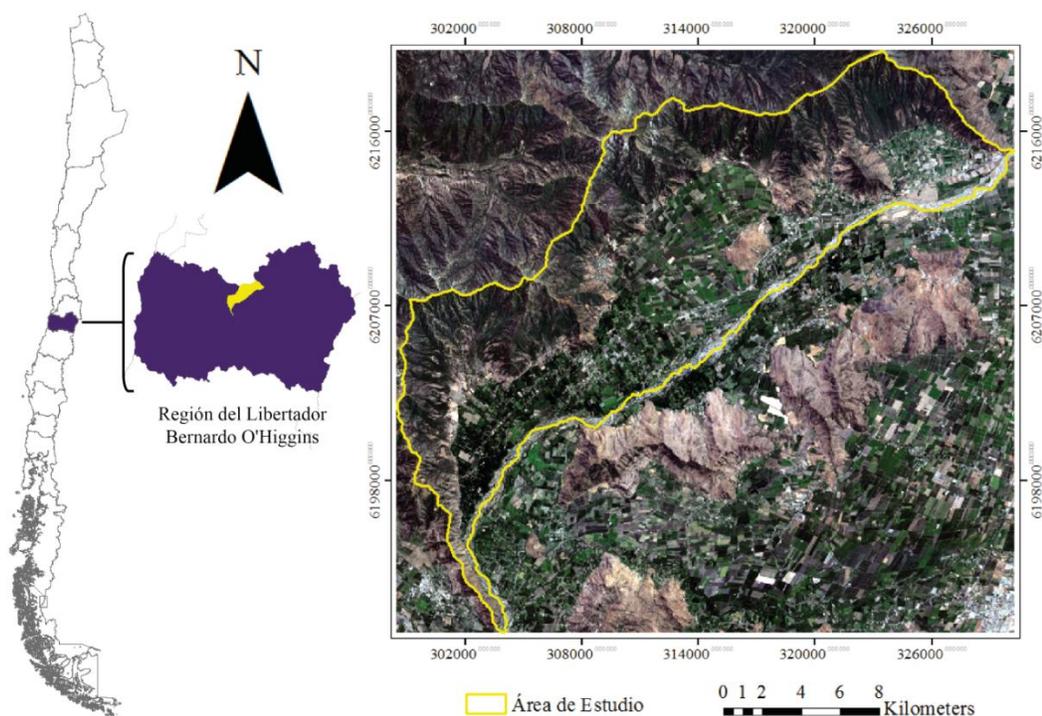


Figura 1. Área de Estudio.

Su población es predominantemente urbana con 22.548 personas, la cual está concentrada principalmente en la comuna de Doñihue, el sector rural corresponde a 10.596 personas, principalmente concentradas en la comuna de Coltauco, con un total de 33.144 personas según el censo 2002 (INE, 2002). La principal actividad económica del área de estudio por número de ocupados corresponde al sector silvo-agropecuario y en segundo lugar la explotación minera (Municipalidad de Coltauco, s.f.; BCN, 2012).

Presenta un Bioclima Mediterráneo pluviestacional caracterizado por una estacionalidad marcada entre veranos cálidos y secos con estación seca de 7 a 8 meses de duración e inviernos lluviosos, frescos y húmedos, con una precipitación media anual de 616.9 mm en los últimos 30 años, las cuales están determinadas por el transporte de humedad desde el oeste y el debilitamiento del anticiclón del pacífico. Además, este clima se caracteriza por la variación interanual de las precipitaciones asociadas al fenómeno del niño, las cuales pueden provocar periodos secos de uno o más años, teniendo una fuerte influencia sobre la vegetación (DGA, s.f.; DMC, s.f.; Luebert y Pliscoff, 2006).

La vegetación natural pertenece predominantemente al piso vegetacional del Bosque Esclerófilo Mediterráneo Andino de *Quillaja saponaria* y *Lithrea caustica*, seguido por el Bosque Esclerófilo Mediterráneo Costero de *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus* principalmente en quebradas y ladera de exposición sur y Bosque Caducifolio mediterráneo Costero de *Nothofagus macrocarpa* y *Ribes punctatum* el que se encuentra sobre los 800 m.s.n.m. Cabe destacar la presencia de *Nothofagus Oblicua* en algunos sectores sobre los 400 m.s.n.m. Este tipo de vegetación ha sufrido una fuerte presión antrópica (Incendios, talas y pastoreo) lo que ha generado su degradación cambiando su estructura y composición florística, transformándose principalmente a matorral arborescente y en casos más extremos, a matorral espinoso. Por lo anterior, la regeneración natural de estos tipos de bosques es baja (IDE, 2014; Luebert y Pliscoff, 2006). En consecuencia de la constante amenaza antrópica y el alto nivel de endemismo de estos pisos vegetacionales es que se encuentra dentro de los 25 “Hotspots” de biodiversidad a nivel mundial denominado “Chile Central” (Myers *et al.*, 2000). Además, pertenecen al sitio prioritario para la conservación de la biodiversidad a nivel nacional “La Roblería y Cordillera de la Costa Norte y Cocalán” debido a la baja representatividad del Bosque Esclerófilo Costero en el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE), la presencia de Roble de Santiago (*Nothofagus Macrocarpa*) y como centro de riqueza de mamíferos, aves y reptiles, dentro de los cuales se encuentran especies amenazadas y en peligro. Por otra parte, esta área le da continuidad hacia el sur al sitio prioritario para la conservación número uno de la Región Metropolitana “Cordón de Cantillana” (MMA, s.f.). De forma paralela, la formación del Bosque esclerófilo Costero, Matorral Espinoso de la Cordillera de la Costa y el Bosque Caducifolio de Santiago clasificados por Gajardo en 1996 y presenten en el área de estudio, se encuentran clasificadas como formaciones en riesgo crítico, riesgo crítico y riesgo medio respectivamente por lo que se consideran sitios prioritarios para la restauración. (Fernández *et al.*, 2010).

Su hidrología está representada principalmente por el río Cachapoal que limita el área de estudio al sur y diversos esteros que bajan de la cordillera de la costa que limita al norte entre los que destaca el Estero Purén-Idague, que cruza paralelo al Río Cachapoal desembocando en el en el sector de Idahue (Municipalidad de Coltauco, s.f.; Municipalidad de Doñihue, s.f.).

Materiales

Para el desarrollo del trabajo se utilizaron las imágenes satelitales multi-espectrales del programa Landsat presentadas en el Cuadro 1., obtenidas desde el sitio de descarga “Earth Explorer” perteneciente a “United States Geological Survey (USGS)”:

Cuadro 1. Imágenes Multi-espectrales Landsat.

Año Clasificación	Satélite	Sensor	Bandas utilizadas	Resolución Espacial	Fecha Imágenes	Escena
1985	Landsat 5	Thematic Mapper (TM)	1-5 y 7	30 metros	25-01-1985	LT523308419 85025XXX08
					25-05-1988	LT523308419 88146CUB00
					23-07-1986	LT523308419 86204XXX03
					11-10-1986	LT523308419 86284XXX04
1997	Landsat 5	Thematic Mapper (TM)	1-5 y 7	30 metros	26-01-1997	LT523308419 97026CUB02
					31-05-1996	LT523308419 96152CUB00
					03-08-1996	LT523308419 96216CUB00
					06-10-1996	LT523308419 96280CUB00
2007	Landsat 5	Thematic Mapper (TM)	1-5 y 7	30 metros	07-02-2007	LT523308420 07038COA01
					25-04-2006	LT523308420 06115COA00
					30-07-2007	LT523308420 06211COA00
					19-11-2006	LT523308420 06323COA01
2014	Landsat 8	Operation al Land Imager (OLI)	2 - 7	30 metros	10-02-2014	LC823308420 14041LGN00
					14-05-2013	LC823308420 13134LGN01
					05-08-2014	LC823308420

Además, como complemento al análisis se utilizaron:

1. Modelo Digital de Elevación (DEM)
 - a. ASTER Global DEM a 30 m de resolución Código ASTGTM2_S35W071
 - b. ASTER Global DEM a 30 m de resolución Código ASTGTM2_S35W072
2. Cartografía digital vectorial del área de estudio (Catastro bosque nativo, caminos, hidrología).
3. Precipitación mensual desde 1983 al 2014 de la Estación Meteorológica Coltauco.
4. Software ArcGis, Envi, SagaGis, Idrisi Selva y Google Earth.
5. GPS.
6. Imágenes de alta resolución obtenidas desde Google Earth.

Método

Se realizó un análisis multi-anual de las coberturas de suelo para la zona de estudio que permitió identificar cambios y conocer la dinámica del medio natural (Chuvienco, 2008). Las imágenes satelitales Landsat 5 y 8 utilizadas para la clasificación de coberturas correspondieron a época estival (Diciembre a Marzo) debido a que en climas mediterráneos como el del área de estudio, en esta época del año, existe la máxima separación en el comportamiento espectral entre las distintos tipos de cubiertas, lo que facilita su distinción (Chuvienco, 2008).

Pre-procesamiento Imágenes Landsat

Las imágenes utilizadas corresponden a Landsat Surface Reflectance CDR (Climate Data Research), las cuales han sido corregidas radiométrica y atmosféricamente por la Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS) entregando los datos en reflectancia de la superficie (USGS, 2015a; USGS, 2015b).

Los valores de reflectancia en superficie que entregan los productos Landsat CDR, se encuentran entre -2000 a 16000, con un factor de escala de 0.0001. Por lo tanto, fue necesario modificar éstos valores para transformarlos a reflectancia real mediante la siguiente fórmula:

$$\rho_{Escalado} = \rho \times 0.0001$$

Donde,

ρ , corresponde a los valores de reflectancia provenientes de la imagen Landsat CDR.

Debido a que el área de estudio presenta importantes zonas de sombra producidas por las pendientes y exposición mayoritariamente sur de sus cerros, fue necesario aplicar una corrección topográfica con el fin de eliminar los efectos de sombreado producidos por el relieve sobre el comportamiento espectral de cada cobertura en la imagen (Ediriweera *et al.*, 2013). Para esto se utilizó la Corrección C, un método no lambertiano que ha dado buenos resultados en áreas de estudio con topografías complejas (McDonald *et al.*, 2000). Este método está basado en un análisis de regresión simple entre cada banda de la imagen a corregir y el modelo de iluminación creado con los parámetros de la fecha de adquisición de la imagen a corregir. Luego, conociendo la pendiente y el intercepto de esta recta de regresión lineal, se realiza un ajuste semi-empírico que permite eliminar la relación existente entre valores de reflectancia producidos por efectos de la iluminación solar (Ediriweera *et al.*, 2013). El algoritmo utilizado es:

$$\rho_H = \rho_T \frac{\cos(sz) + C}{\cos(i) + C}$$

Donde,

ρ_H , corresponde a la reflectancia observada en una superficie horizontal.

ρ_T , corresponde a la reflectancia observada en un terreno con pendientes.

$\cos(sz)$, corresponde al coseno del ángulo zenith solar.

$\cos(i)$, corresponde al ángulo de incidencia solar.

C , factor de corrección C, el cual se desprende de,

$$C = \frac{b}{m}$$

Donde,

b , es el intercepto de la recta de regresión lineal.

m , es la pendiente de la recta de regresión lineal.

Clasificación supervisada de coberturas de suelo

Para la clasificación de las coberturas de suelo se utilizó el método de clasificación supervisada. Mediante éste método, el usuario provee una descripción de las coberturas que se esperan aparezcan en la imagen y luego, mediante un clasificador, se evalúa la probabilidad de que cada pixel pertenezca a una cobertura determinada (Eastman, 2012a).

Definición de Clases de Cobertura: La identificación de clases se realizó en base a la definición de firmas espectrales con tres bandas del espectro visible, dos del infrarrojo cercano y una banda del infrarrojo medio. Para esto se utilizó la escena de verano del año

2014 correspondiente a Landsat 8, con apoyo de imágenes Google Earth de la misma fecha, una campaña de terreno realizada en el mes de Mayo de 2015.

Con el fin de evaluar si las clases seleccionadas pudieron ser discriminadas sin correr riesgos de confusión entre ellas, es que se aplicó el Índice de Divergencia Transformada (IDT), el cual evalúa la separabilidad entre clases, midiéndola como el solape entre categorías, asumiendo que los valores de cada una de ellas presentan un comportamiento normal (Chuvieco, 2008). Para tal fin, se utilizó la herramienta del programa ENVI 5.1 “Compute ROI Separability” evaluándolo sobre las 6 bandas seleccionadas del satélite Landsat para cada año. La evaluación de los resultados del IDT se realizó en base a la interpretación cualitativa realizada por Jensen (1996, citado por Segura y Trincado, 2003), presentada en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Criterios de evaluación IDT.

Criterio	IDT
Excelente	2
Bueno	$1,9 < \text{IDT} < 2$
Pobre	$< 1,7$

Creación de Capa Guía: En el transcurso de la definición de sitios de entrenamiento y firma característica, se observó un comportamiento espectral similar en las bandas utilizadas entre distintas clases de coberturas. Esto ocurría debido a la interacción de distintas clases de coberturas de suelo dentro de un mismo pixel, debido que el tamaño de las superficies que se querían discriminar no eran suficientes para predominar en el comportamiento espectral de éste. Como ejemplo, esto ocurría en los caminos y áreas rurales, generándose una confusión entre estas con la vegetación agrícola o natural. También se puede mencionar lo ocurrido con algunos tipos de suelo desnudo y asentamientos humanos con pixeles puros y entre zonas agrícolas y vegetación silvestre.

Para ayudar al clasificador que se aplicará posteriormente a distinguir de mejor forma estas coberturas, se creó una capa guía. Esto fue posible gracias a la existencia de los siguientes factores:

1. Existe una clara separación geográfica entre el área utilizada principalmente para actividades humanas (Agricultura, Uso Forestal, Vivienda, Industria) y el área con cobertura principalmente silvestre (Bosque Nativo, Matorral, Suelo desnudo), la cual es observable visualmente y está influenciada por las condiciones topográficas de la zona.
2. Se asume que las áreas con Asentamientos Humanos se encuentran permanentemente desprovistas de vegetación, o con una cobertura estable en el tiempo.

En base a estos dos criterios, primero se digitalizó una capa en formato vectorial sobre la imagen Google Earth de verano de 2014 dividiendo el área de uso antrópico y silvestre como se muestra en la Figura 2.

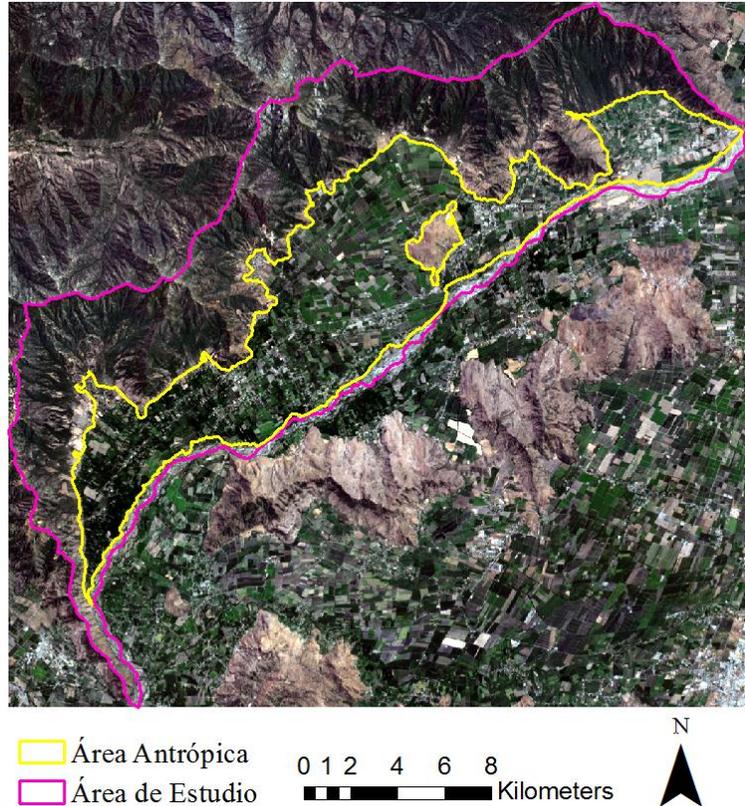


Figura 2. Separación entre área antrópica y silvestre.

Posteriormente, esta capa fue rasterizada con los mismos parámetros de las imágenes Landsat en cuanto a extensión y tamaño de pixel.

Con el fin de distinguir dentro del área antrópica las zonas con asentamientos humanos y en consideración del segundo factor mencionado, se utilizó el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) para definir zonas sin vegetación para las fechas de verano y primavera de cada año. Este índice entrega información sobre la vigorosidad de la vegetación utilizando las bandas roja e infrarroja, estando notablemente influenciado por la relación vegetación/suelo que abarca el pixel de una imagen y toma valores entre -1 y 1 (Chuvieco, 2008). Por esto, debido a que usualmente en primavera, en los suelos que durante el año se encuentran desprovistos de vegetación crece una pradera estacional que dura pocos meses, podemos descartar estas áreas como Asentamientos Humanos ya que corresponderían a Suelo Desnudo dentro del área antrópica, aun siendo similares espectralmente en verano. Para concretar la discriminación, se seleccionaron todos los pixeles que se encontraron dentro del área antrópica y que además presentaron valores en su NDVI bajo 0.45 en ambas fechas, considerándolos sin vegetación o con escasa

vegetación. De esta forma se creó una capa raster con tres valores, en donde el 0 representa las áreas silvestres, el 1 representa áreas de la zona antrópica y que no pertenecen probablemente a Asentamientos Humanos y el 2 para las áreas que permanecieron estables en las dos fechas evaluadas y que, por lo tanto, probablemente pertenezcan a la categoría Asentamientos Humanos (Figura 3), dando como resultado una capa raster que sirvió como guía en la clasificación (Figura 4).

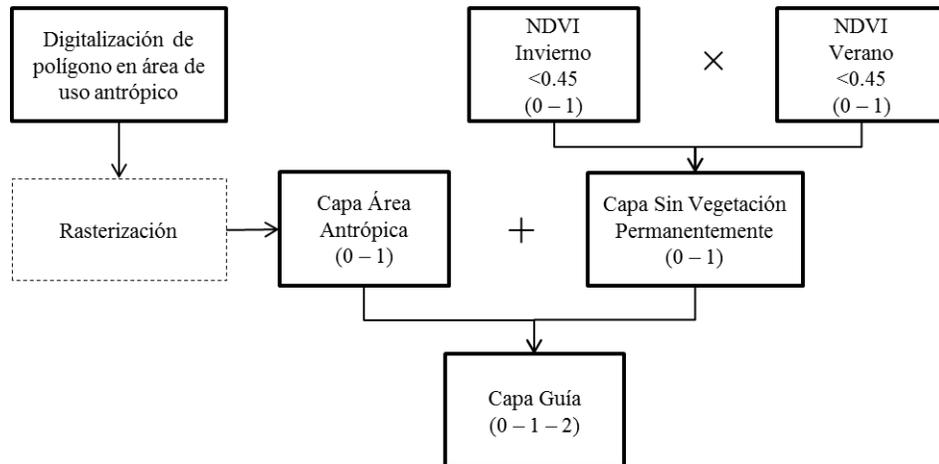


Figura 3. Esquema metodológico para la selección de áreas de uso Antrópico.

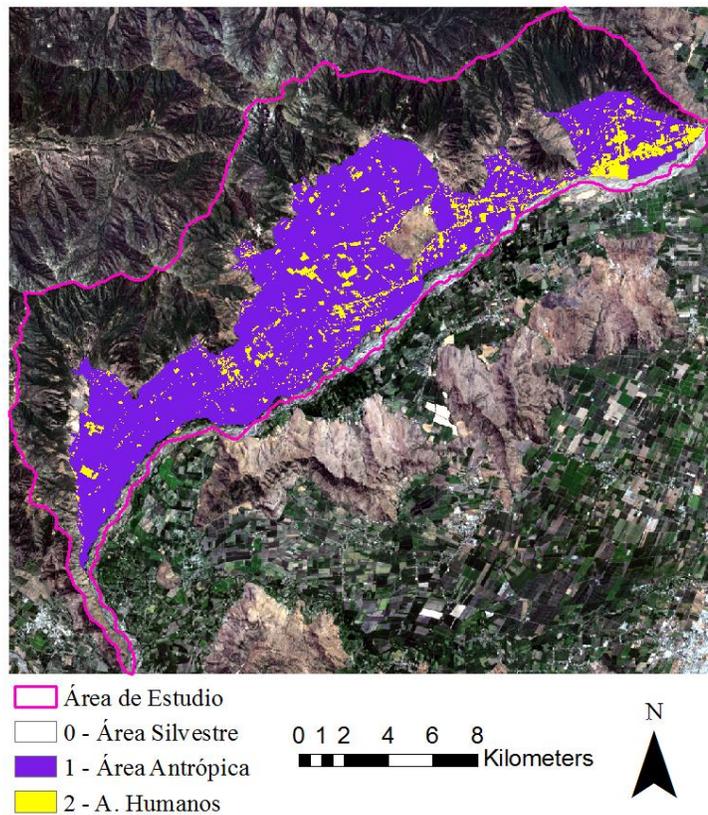


Figura 4. Capa Guía 2014.

Sin embargo, cabe destacar que esta discriminación puede tanto subestimar como sobreestimar las áreas con Asentamientos Humanos, debido a que existen áreas agrícolas que también presentan un comportamiento espectral similar en ambas fechas debido a su abandono.

Definición de Sitios de Entrenamiento: se establecieron sitios de entrenamiento correspondientes al tamaño de un pixel (30 x 30 metros) para cada cobertura, la cantidad de pixeles utilizados por cobertura, dependieron de la extensión de esta y su variabilidad en el comportamiento espectral. Aproximadamente, se establecieron entre 100 y 300 pixel por cobertura mediante la generación de “Region of Interest (ROI)” del programa ENVI 5.1 sobre la imagen a clasificar.

Clasificación de Coberturas: Para la clasificación de las imágenes, se utilizó el método de Máxima Probabilidad, el cual puede ser encontrado como una herramienta integrada en el software ENVI 5.1. con el nombre de “Maximum Likelihood”. Este método asume que los valores digitales de cada clase presentan un comportamiento estadístico normal, pudiendo conocer su media, varianza y covarianza, lo cual permite determinar la probabilidad de que cada pixel se encuentre dentro de cada tipo de cobertura, siendo asignado a aquella que presente una mayor probabilidad (Chuvieco, 2008; Richards y Jia, 2006). Para la clasificación se utilizaron las seis bandas seleccionadas del satélite Landsat, más la capa creada como guía. La probabilidad utilizada para definir la pertenencia de cada pixel a cierta clase fue del 95%.

Validación de la clasificación: Con el fin de evaluar la fiabilidad de la clasificación realizada, se establecieron pixeles de validación para cada cobertura, siendo definidos entre 10 y 50 pixeles según la representatividad espacial de cada clase. Para esto, se interpretaron las firmas espectrales características y para el caso de los años 2007 y 2014, se comprobó visualmente cada pixel gracias a la disponibilidad de imágenes Google Earth de la fecha.

De esta forma, fueron comparados los resultados obtenidos por la clasificación y los datos del set de pixeles de validación, pudiendo establecer si la clasificación hecha de forma automática, es consistente con la realidad.

Para estudiar este fenómeno con más precisión, se realizó una matriz de confusión, la que estudia los conflictos existentes entre clases. En la matriz, las columnas corresponden a las clases determinadas por los pixeles de validación, mientras que las filas corresponden a las adquiridas por el método de clasificación automático. En cuanto a los resultados que nos entregó dicha matriz, se encuentra el número de puntos correctamente clasificados por cada clase, lo que nos da información sobre la fiabilidad global del mapa, también, los errores de omisión correspondientes a pixeles de la cobertura real que no se clasificaron como tal en el mapa y errores de comisión, que representan clases asignadas automáticamente al mapa, pero, que no se ajustan con la realidad (Chuvieco, 2008).

En forma complementaria, se evaluó el “Estadístico Kappa”, el cual permite conocer con que exactitud se realizó la clasificación, comparándolo con los resultados que pudiese dar una clasificación hecha completamente al azar (Chuvienco, 2008). El coeficiente kappa (κ) toma valores entre -1 y +1; mientras más cercano a +1, mayor es el grado de concordancia inter-observador. Por el contrario, un valor de $\kappa = 0$ refleja que la concordancia observada es precisamente la que se espera a causa exclusivamente del azar. Existe una clasificación cualitativa del estadístico kappa determinada por Landis y Koch (1977), presentada en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Valoración del coeficiente Kappa

Coeficiente Kappa	Fuerza concordancia
0,00	Pobre
0,01 - 0,20	Leve
0,21 - 0,40	Aceptable
0,41 - 0,60	Moderada
0,61 - 0,80	Considerable
0,81 - 1,00	Casi perfecta

Para la aplicación de la matriz de confusión y el cálculo de los estadísticos, se utilizó la herramienta “Confusion Matrix” del programa ENVI 5.1.

Análisis y predicción de la dinámica de la cobertura de suelo

Para la modelación de cambios se utilizó la herramienta “Land Change Modeler” del software IDRISI Selva, el cual está diseñado para el análisis y predicción de cambios de la cobertura terrestre, permitiendo estudiar las transiciones ocurridas desde una cobertura a otra en pares de imágenes temporalmente consecutivas (Eastman, 2012a). Mediante ésta herramienta se analizaron los cambios ocurridos entre los mapas de coberturas clasificadas para los cuatro años de estudio, pudiendo conocer las pérdidas y ganancias de cada una de ellas comparando entre pares las 4 fechas escogidas para el análisis tanto en cantidad como en su distribución espacial.

Posteriormente, se seleccionaron las principales transiciones ocurridas, a partir de la eliminación de transiciones menores a 10 hectáreas y clases que presentaron baja confiabilidad en su clasificación, quedando así, solo las transiciones ocurridas en la zona “Silvestre” del área de estudio (Suelo Desnudo, Matorral Claro, Matorral Denso, Bosque), a partir de las cuales se realizaron los siguientes análisis.

Con el fin de entender los cambios ocurridos entre los años 1985 y 2014, y poder simular los cambios a futuro, se debieron seleccionar las variables explicativas de cambio cuya distribución en el espacio se espera tenga relación con algún patrón de cambio observado (Días-Pacheco y Hewitt, 2013). Estas variables pueden ser ingresadas al modelo como

estáticas, las cuales no presentan cambios a través del tiempo o dinámicas, cuyas cualidades cambian en el tiempo y en el espacio (Eastman, 2012a).

Se definieron cuatro variables físicas características del área de estudio como la altitud, pendiente, exposición normalizada al norte y exposición normalizada al este de forma estática. Por otra parte, se seleccionaron variables que pueden presentar relación con la degradación de la vegetación debido al mayor o menor acceso de la población a esas áreas como son las distancias a los caminos, los cuales incluyen tanto caminos urbano-rurales como huellas de senderos y cercanía al área de uso antrópico. Además, se seleccionó la distancia a los drenajes como variable explicativa de la presencia de mayor o menor cobertura de vegetación relacionada a una mayor o menor disponibilidad de agua, factor condicionante en climas como el del área de estudio. Las variables anteriores fueron calculadas como distancia euclidiana a cada una respectivamente y se presentaron como variables estáticas debido a que sus valores no cambian en el tiempo ni en el espacio. Como complemento, se agregaron dos variables dinámicas correspondientes a coberturas del año 2014, las cuales al aumentar o disminuir su área en el proceso de simulación, su distancia a otras coberturas cambia en el espacio y en el tiempo. Debido a que la fragmentación de los bosques provoca efectos negativos sobre los procesos bióticos y abióticos de estos ecosistemas, es que se consideró la cercanía a la cobertura Matorral Claro como factor explicativo de la pérdida de cobertura vegetal debido al efecto borde que éste tipo de cobertura puede generar en parches de Bosque y Matorral Denso (Bustamante y Grez, 1995). En cuando a las sucesiones ecológicas positivas (hacia un aumento de la cobertura vegetal) se establece que la cobertura Bosque ofrece condiciones de mayor humedad, presencia de posadero para aves y cercanía a árboles semilleros, lo que en sus bordes favorece la dispersión de semillas, la existencia de resguardo para las nuevas plántulas ante la desecación y depredadores y la presencia de regeneración por tocones, factores que favorecen la restauración de la vegetación (Benayas *et al.*, 2008; Fernández *et al.*, 2010; Fuentes *et al.*, 1986) por lo que se escogió la distancia a éstas como variable explicativa de recuperación de la cobertura vegetal gracias a las condiciones favorecedoras que ésta genera.

La significancia de cada variable fue evaluada mediante el índice V de Cramer integrado en la herramienta LCM, el cual está basado en un análisis de tabla de contingencias. Esta herramienta nos puede explicar el nivel explicativo potencial de cada variable evaluada, entregando valores entre 0 y 1, donde valores sobre 0.15 se considera útil y valores sobre 0.4 son buenos. Una V de Cramer baja es un buen indicador de que cierta variable puede ser descartada (Eastman, 2012a).

Para generar el modelo de potencial de transición se utilizó una red neuronal de perceptrones multicapas (MLP), la cual permite la modelación de transiciones múltiples en un mismo sub modelo y no requiere que las variables se encuentren linealmente relacionadas (Eastman, 2012a). Se definieron dos Sub-modelos de transición, el de Ganancias, representado por las transiciones que significan un aumento en la cobertura de vegetación y Pérdidas, el que contiene transiciones que representan una pérdida en la cobertura vegetal. A partir de las variables explicativas definidas, el modelo crea una

función multivariable estructurada por pesos inicialmente asignados aleatoriamente a cada variable, los cuales pueden cambiar mediante el entrenamiento, asignando nuevos valores que mejoren la exactitud del modelo. Para esto se realizaron 10.000 iteraciones hasta que los pesos definidos automáticamente por el modelo para cada variable alcanzaran una exactitud cercana al 80% (Eastman, 2012b). Cuando se alcanzó la exactitud deseada para cada sub-modelo de transición, se crearon los mapas de potencial de transición para cada par de cobertura.

La predicción de cambios esperados para el año 2024 se realizó utilizando el análisis de Cadena de Markov el cual utiliza la capa base del año anterior (2014) y los modelos de potencial de transición generados con los cuales determina la probabilidad de transición para cada cobertura, calculando la cantidad de terreno que se espera que cambie en tres etapas, en las cuales se recalculan las variables consideradas como dinámicas. A partir de esto se generaron dos modelos de predicción de cambios, uno duro, el cual genera un mapa de coberturas con la misma leyenda de los anteriores creado por un proceso de selección multi-objetivo y uno blando, el cual entrega información sobre el potencial que tiene cada pixel de cambiar según sus atributos (Eastman, 2012a).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Clases de cobertura

A partir del análisis realizado mediante fotointerpretación, se definieron ocho clases de cobertura de suelo correspondientes a Agrícola (AGRO), Agua (AGUA), Asentamientos Humanos (AH), Bosque (BN), Matorral Claro (MC), Matorral Denso (MD), Plantaciones Forestales (PF) y Suelo Desnudo (SD). Adicionalmente, se agregó la clase Suelo Desnudo Antro (SDAH), debido a que la presencia de la capa guía utilizada en la clasificación, no permitía la clasificación de Suelo Desnudo dentro del “área antrópica”, sumando en total nueve clases.

Los resultados para el Índice de Divergencia Transformada de las firmas espectrales seleccionadas fueron aceptables en la mayor parte de los casos encontrándose entre las categorías “Bueno y “Excelente” presentando un promedio de 1.99. Existió para cada año, un valor del IDT cercano a 1.8 entre distintas categorías, sin embargo, estos no representaron una preocupación real de confusión entre firmas debido a que ocurría entre clases ubicadas en áreas distintas de la capa guía, como por ejemplo, Suelo Desnudo y Suelo Desnudo Antro.

La media de las firmas características para cada clase definida correspondiente al año 2014 se presenta en la Figura 5.

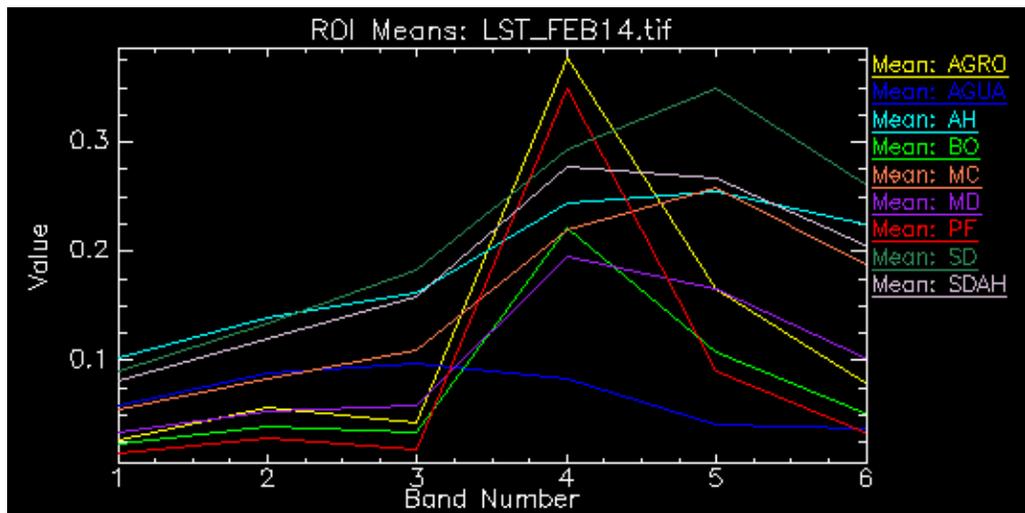


Figura 5. Media de firmas espectrales características año 2014

Entre cada clase de cobertura, existió variabilidad en su firma espectral, debido a abarcar distintas especies, coberturas y nivel de luminosidad, sin embargo, se procuró que éstas tuvieran un comportamiento similar en las distintas bandas espectrales.

La utilización de un método que permita evaluar la separabilidad entre las firmas espectrales de las coberturas que quieren representarse en el área de estudio resulta de gran importancia a la hora de lograr una clasificación con baja confusión entre clases (Ruescas y López, 1999; Schulz *et al.*, 2010). Para los casos en que existan coberturas con alta confusión, la aplicación de una capa guía permitió mejores resultados. En este sentido, el alcance de la clasificación de coberturas de suelo mediante imágenes multiespectrales de resolución media, se limita a la distinción de coberturas generales, en donde se representa el comportamiento espectral de un conjunto de cubiertas que participan en el contenido de un pixel (Masuelli y Platzeck, 2006; Ruescas y López, 1999; Schulz *et al.*, 2010). Por lo tanto, es importante considerar la alta influencia que presenta la escala de trabajo sobre los resultados esperados dependiendo de los objetivos del estudio (Pérez *et al.*, 2007).

Clasificación Supervisada

Clasificación de las Imágenes

La clasificación supervisada realizada para los años de estudio muestra que la cobertura predominante para todos los años fue la clase Agrícola. En cuanto a coberturas naturales, Matorral Denso predomina en el área silvestre, patrón que se repite en toda la zona mediterránea de Chile central (Schulz *et al.*, 2010), seguido de la clase Bosque la cual esta principalmente ubicado en las quebradas, donde una mayor disponibilidad de agua en el suelo beneficia su establecimiento (Van de Wouw *et al.*, 2011). Rodeando a la clase bosque se encuentra comúnmente Matorral Denso, el cual aparece como una transición entre las coberturas bosque y matorral claro. La clase Matorral Claro y Suelo Desnudo se distribuyen mayormente en la cima de los cerros y sectores cercanos a las áreas de uso antrópico. Las Plantaciones Forestales se ubican principalmente en zonas planas al poniente del área en la comuna de Coltauco. Las áreas con Asentamientos Humanos, a pesar de presentar una lógica espacial en su distribución, no son de fiar en cuanto a cantidad, por la amplia confusión que posee con otros tipos de coberturas como la Agrícola y Suelo Desnudo Antró lo que puede implicar que se subestime o sobreestime su área (Figura 6).

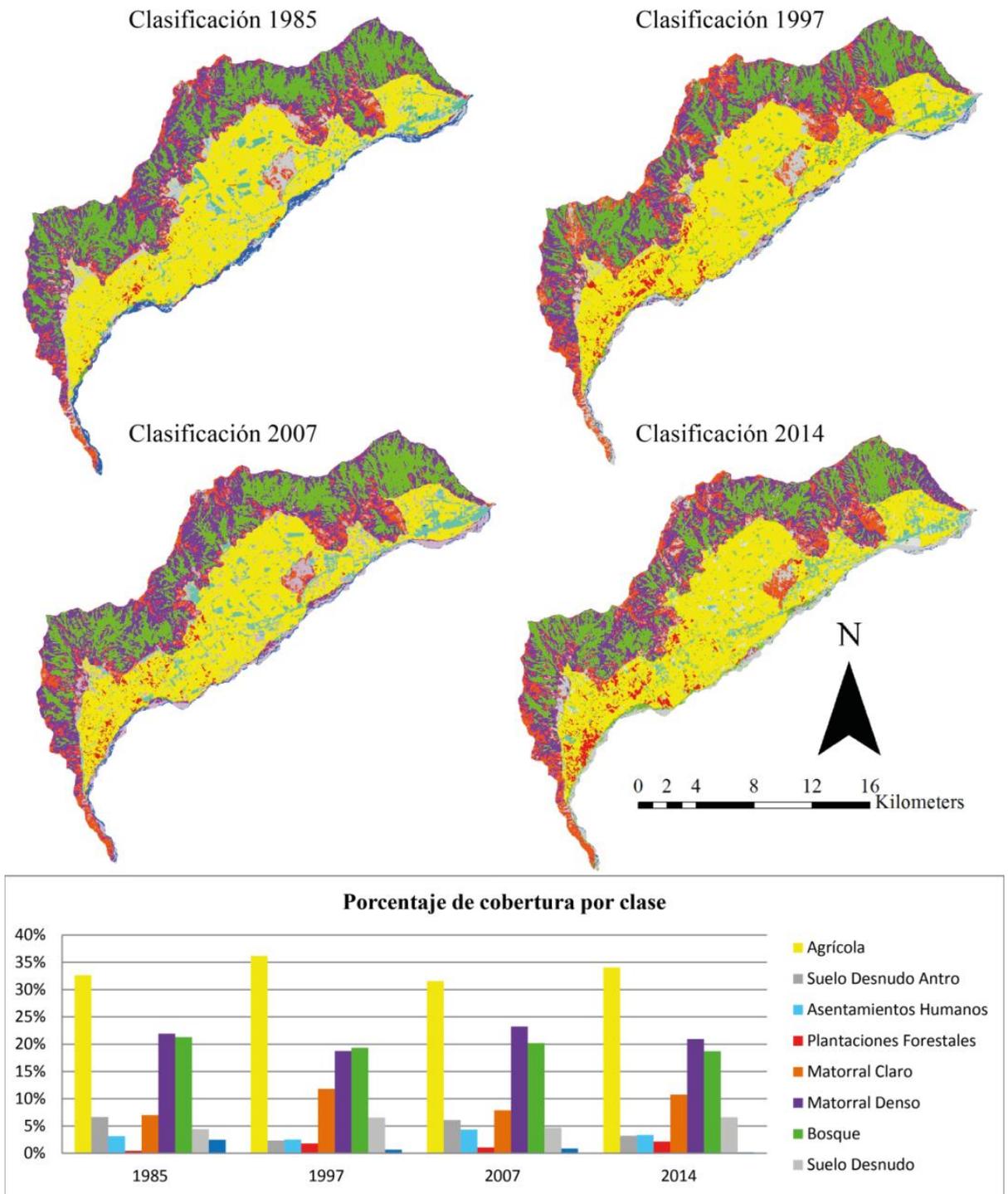


Figura 6. Distribución espacial y porcentaje de coberturas por clase por año.

En el cuadro 4, se puede ver las áreas que representa cada clase para los distintos años de estudio.

Cuadro 4. Resumen de coberturas por clase por año en hectáreas.

Clase/Año	1985	1997	2007	2014
Agrícola	9856	10925	9533	10279
Suelo Desnudo Antro	2012	704	1840	971
Asentamientos Humanos	953	760	1317	1015
Plantaciones Forestales	138	546	319	655
Matorral Claro	2113	3573	2379	3244
Matorral Denso	6627	5661	7018	6327
Bosque	6430	5844	6103	5649
Suelo Desnudo	1335	1977	1426	2002
Agua	748	208	265	57

Validación de la Clasificación

A partir de las matrices de confusión se desprende que las clasificaciones presentan una buena fiabilidad global, siendo superior al 92% y un grado de ajuste con la realidad “Casi Perfecto” gracias a un estadístico Kappa mayor a 0.9 para todos los años (Cuadro 5). Estos valores pueden considerarse bastante buenos en comparación con resultados obtenidos por otros autores que generalmente no superan el 90% (Altamirano *et al.*, 2013; Regos *et al.*, 2012; Shao y Wu, 2008). Clasificaciones con precisiones globales sobre este valor, pueden considerarse útiles para estudios que relacionan la cobertura del suelo con otros aspectos del paisaje (Shao y Wu, 2008).

Cuadro 5. Precisión Global y Estadístico Kappa para cada clasificación.

Clasificación	Precisión Global	Kappa
1985	95.81%	0.9512
1997	96.56%	0.9602
2007	92.81%	0.9169
2014	95.14%	0.9441

A pesar de que la clasificación presenta una buena fiabilidad global y ajuste con la realidad, es importante mirar que tanta concordancia presentaron las clasificaciones para las distintas categorías, ya que este valor general puede esconder variaciones importantes en la exactitud de clasificación de cada clase en particular (Chuvienco, 2008; Congalton, 1991). Así se puede ver, que los mayores errores de omisión y comisión están representados por la interacción de las clases AH-AGRO-SDAH, MC-SD-AGUA y BO-MD debido a la alta heterogeneidad de estas coberturas, pudiendo acercarse espectralmente a otras. A pesar de que algunas coberturas del área de uso antrópico presentaron errores de comisión y omisión altos en algunos años, también fueron las que presentaron más frecuentemente valores muy

bajos o nulos. Sin embargo, no se confía 100% en su clasificación, debido a que la determinación de los píxeles de validación se realizó ubicándolos en zonas donde existiera seguridad de presentar la cobertura y firma espectral característica de la clase y los mayores errores se encuentran en sectores donde la firma espectral está influenciada por componentes de otras coberturas. Por otra parte, algunas clases presentaron valores mayores al 10% en errores de comisión y/o omisión, sin embargo esto no se ve reflejado notoriamente en la precisión global debido a que son clases con pocos píxeles de validación dado su baja cobertura en el área de estudio en comparación con otras coberturas (Ver Anexo C).

Debido a estos resultados, es que se determinó que los análisis de cambios se basarán solo en las coberturas del área silvestre evitando errores producidos por las posibles confusiones que se presentan en el área de uso antrópico mencionadas anteriormente. Además, gracias a la utilización de la capa guía, no es una preocupación la similitud espectral entre coberturas del área de uso antrópico y silvestre que pueden llevar a confusión entre ellas como ocurre en el caso de las clases matorral y agrícola y bosques nativos y plantaciones (Altamirano *et al.*, 2013), pudiendo trabajar con un área silvestre sin interacción con clases de uso antrópico.

En cuanto a los errores de comisión y omisión entre coberturas del área silvestre, estos fueron aceptables, mostrándose en general confusiones entre coberturas con comportamiento espectral cercano, sin embargo no son una preocupación significativa para la validez de los datos.

Al evaluar la precisión global de la clasificación realizada para el área silvestre eliminando las coberturas del área de uso antrópico que no serán evaluadas, se obtienen precisiones globales de 95.5%, 97%, 94% y 97% para los años 1985, 1997, 2007 y 2014 respectivamente, lo que se puede considerar una buena base para realizar los análisis siguientes.

Con el fin de mejorar la precisión de las clasificaciones, existen diversos métodos que permiten estimar de mejor manera coberturas en paisajes heterogéneos donde las clases presentan una alta variabilidad espectral y solapamiento entre ellas, más aun cuando la resolución espacial y espectral del sensor no es suficiente para distinguirlas debido a la mezcla de componentes que representa un píxel (Masuelli y Platzeck, 2006; Rodríguez-Galiano y Chica-Olmo, 2012). Es por esto, que algunos autores han propuesto otros métodos para mejorar las clasificaciones como son la delimitación de áreas a través de otras fuentes de información cartográfica (Schulz *et al.* 2010), mejorar la clasificación mediante criterio experto (Altamirano *et al.*, 2013), utilización del contexto en donde está inmerso cada píxel para determinar su clase (Braun *et al.* 2014), variables texturales (Rodríguez-Galiano y Chica-Olmo, 2012), utilización de imágenes nocturnas para la delimitación de zonas urbanas (Giri y Long, 2014), distinción del comportamiento fenológico de algunas coberturas vegetacionales integrando series multitemporales a la clasificación (Nolasco y Wellington, 2014), utilizando índices de vegetación obtenidos a partir de las bandas espectrales (Masuelli y Platzeck, 2006; Ruescas y López, 1999), utilización de imágenes

térmicas (Rodríguez-Galiano y Chica-Olmo, 2012), análisis basados en objetos (Cánovas, 2012; Gonzalo *et al.*, 2012), o la utilización de un conjunto de variables auxiliares (Regos *et al.*, 2012). De esta forma, se podrían mejorar las clasificaciones realizadas, siempre dependiendo de la escala de trabajo, los objetivos y los recursos disponibles. El método utilizado en el presente trabajo tomo algunos de estos aspectos metodológicos, como la discriminación mediante generación de capas y la utilización del comportamiento fenológicos de las plantas a través del NDVI, sin embargo, otros métodos mencionados que no fueron utilizados podrían mejorar la clasificación discriminando más eficazmente coberturas de difícil separación como son las áreas rurales.

Análisis de Cambios

El análisis de cambio describe los cambios ocurridos entre clases de cobertura de uso de suelo para los periodos 1985-1997, 1997-2007 y 2007-2014. Además se incluye un análisis considerando los extremos del periodo correspondientes al intervalo entre 1985-2014. Para cada periodo de estudio se produjeron interacciones entre las distintas coberturas de suelo, reflejándose en ganancias y pérdidas de cobertura en cada clase resultando en un cambio neto para el periodo (Figura 7).

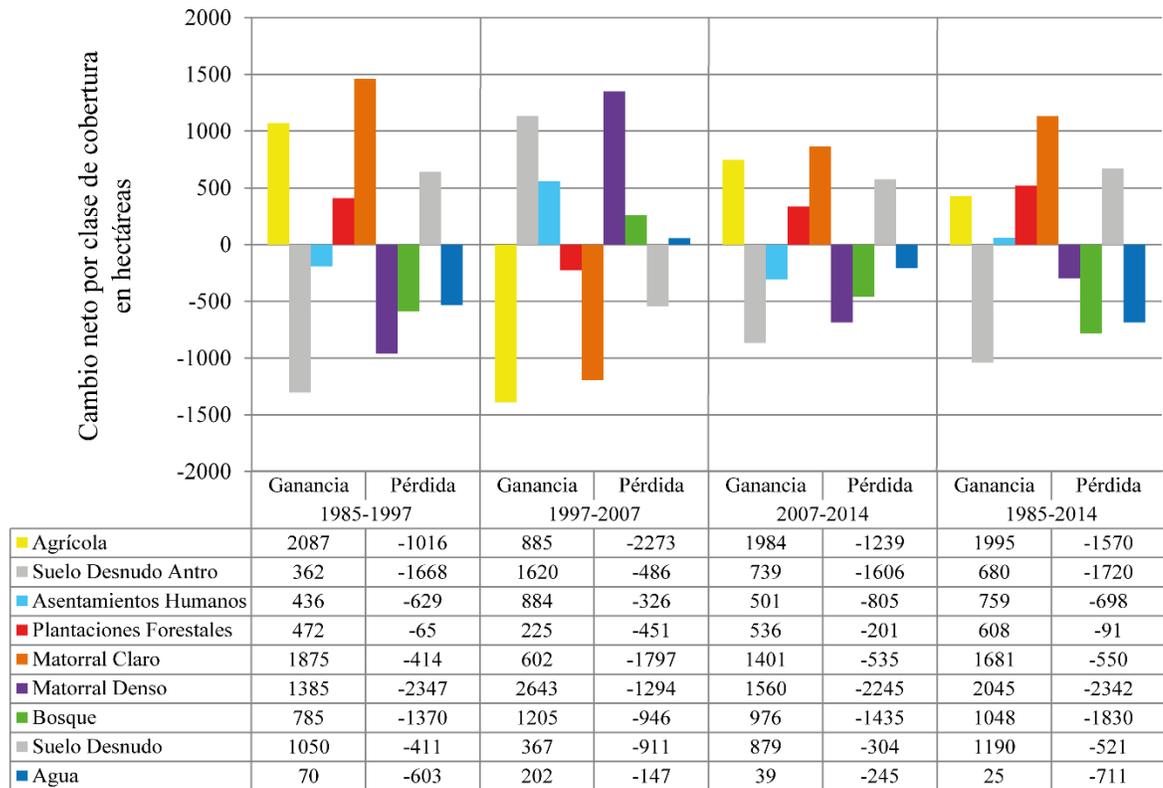


Figura 7. Ganancias, Pérdidas y cambio neto por cobertura por periodo de estudio en hectáreas.

Como se mencionó anteriormente, las coberturas Suelo Desnudo Antro y Asentamientos Humanos, presentan una importante confusión entre clases en conjunto con la clase Agrícola, por lo tanto, no será posible deducir con certeza cómo estas clases se han modificado en el tiempo debido a su alta interacción. Al mismo tiempo, el hecho de haber aplicado una capa guía para la clasificación de coberturas delimitando a priori la zona donde habrán coberturas de uso antrópico, implica una limitante para evaluar si dentro del periodo de estudio exigieron ecosistemas naturales dentro de ésta zona. Por este motivo, la expansión de la agricultura y asentamientos humanos se omite como causa directa de pérdida de ecosistemas naturales por reemplazo de coberturas como ocurrió en gran parte de la zona de Chile Central en los últimos 30 años (Schulz *et al.*, 2010). Sin embargo, la habilitación de zonas aptas para la agricultura a costa de coberturas naturales en la zona central es un fenómeno que sufrió los cambios más drásticos ya hace cientos de años (Aronson *et al.*, 1998). Por lo tanto, es probable que en la zona de estudio este fenómeno ya haya ocurrido antes del año 1985 debido a presentar una tradición agrícola histórica y una geografía que limita las áreas aptas para el desarrollo de esta actividad. En cuanto a la expansión de Asentamientos Humanos hacia zonas naturales, la utilización de la capa guía también limita su estudio. Es probable que este fenómeno se haya dado debido a la ocupación de las faldas de los cerros. Sin embargo, estos cambios se verán reflejados como la transformación de las coberturas a Suelo Desnudo y Matorrales Claros, lo cual de todas formas significaría una degradación o pérdida de vegetación. Cabe destacar que el impacto a nivel espacial de esta transformación es limitado debido a las características topográficas de la zona.

En cuanto a la clase Plantaciones Forestales, la cual distingue principalmente plantaciones de Álamo, podemos inferir que ha tenido un importante aumento en su área entre los años 1985 y 2014, con un aumento neto de 517 ha. En todo del periodo de estudio, su tendencia general fue al aumento a excepción del periodo 1997- 2007, donde hubo una baja de 226 ha. La disminución en la cobertura de esta clase en dicho periodo desde 546 a 319 ha, coincide con lo establecido por los Censos agropecuarios realizados en estos mismos años, donde los resultados mencionan una superficie de 813 y 215 ha respectivamente (INE, 1998; INE, 2007). Sin embargo, las magnitudes no son las mismas, esto puede deberse a la presencia de plantaciones de otras especies como Eucaliptus y a la diferencia de edad entre las plantaciones de la misma especie. Según el Inventario de plantaciones de Álamo para la provincia de Cachapoal realizado por el INFOR en el 2004, se registraron 762 ha de Álamo en la comuna de Coltauco y 62 ha en Doñihue, dando un total de 824 ha. El 8.1% de los Álamos con edad identificada pertenecían a un rango etario menor a 5 años, lo cual podría explicar las diferencias de área entre las clasificaciones debido a que pudieron no presentar el follaje y cobertura suficientes para que su firma espectral fuese identificada fácilmente por el clasificador, registrándose una menor área en el año 1997. Al mismo tiempo, un 62% de la superficie de Álamo presentaba una edad superior a los 8 años, próximos a fecha de cosecha, explicando la disminución de su cobertura para el año 2007 (INFOR, 2004).

Con respecto al área silvestre, la cobertura de Bosque presentó una tendencia general a disminuir durante todo el periodo de estudio a excepción del periodo 1997-2007 donde su cobertura presentó una recuperación de 259 ha. Sin embargo, esta ganancia no permitió

compensar las pérdidas producidas entre los periodos 1985-1997 y 2007-2014, perdiéndose el 12.14% de su cobertura lo que significa una disminución de 782 ha netas en el periodo 1985-2014. La clase Matorral Denso, perdió cobertura en el periodo 1985-1997 al igual que Bosque, sin embargo, en el siguiente periodo de 1997-2007, tuvo una importante recuperación. Aun así, no se pudo recuperar toda el área perdida durante los 30 años de estudio teniendo una disminución neta de 296 ha que representan el 4.5% de su cobertura para el año 1985. Las clases Matorral Claro y Suelo Desnudo mostraron una tendencia general al aumento de su cobertura a pesar de la disminución que mostraron en el periodo 1997-2007, ganando en los 30 años de estudio 1.132 ha de Matorral Claro y 669 ha de Suelo Desnudo.

El decaimiento de la cobertura de bosque y matorral denso refleja una tendencia general del ecosistema a la degradación (Van de Wouw *et al.*, 2011). Estos resultados parecen positivos al ser comparados con la pérdida producida a nivel de Chile Central, donde para el año 2008 solo permanecía el 58% de la superficie de bosque y el 78% de Matorral existente en el año 1975 (Schulz *et al.*, 2010). Sin embargo, al estar analizando zonas sin interacción con coberturas de uso antrópico directo como la agricultura y zonas urbanas, las cuales se muestran como las principales causas de pérdida de superficies naturales en otros sectores de la región desde tiempos remotos (Schulz *et al.*, 2010), provoca que las pérdidas de grandes superficies se desestime. Pero si se podría establecer que dicha pérdida se debe a otros factores de degradación comúnmente presentes en la región como los incendios forestales, depredación de leña e introducción del ganado (Armesto *et al.*, 2007; Aronson *et al.*, 1998).

Es posible, que la tendencia hacia una recuperación de la vegetación mostrada para el año 2007 no tenga relación directa con un aumento real de la cobertura vegetal, si no que con un aumento en la vigorosidad de la vegetación por diferencias en la disponibilidad hídrica de las fechas escogidas para el estudio debido a la alta variabilidad interanual que presentan las precipitaciones en la zona central del país (Luebert y Pliscoff, 2006). La precipitación anual para los años inmediatamente anterior a la temporada seca de la cual se obtuvieron las imágenes fueron: 929.5 mm para el año 1984, 325.8 mm para el año 1996, 704.3 mm para el año 2006 y 393.9 mm para el año 2013 según la estación meteorológica Coltauco (DGA, s.f). De esta forma puede observarse que las precipitaciones que contribuyeron como aporte hídrico para el desarrollo de la vegetación para el verano del 2007 están sobre la media de 616.9 mm para los últimos 30 años, a lo que se suma el año 2005 el cual también presentó un nivel de precipitaciones sobre la media con 822.6 mm (ver Figura 8). Además, cabe destacar que para el año 2006, las precipitaciones primaverales fueron notoriamente más abundantes que para los demás años escogidos, precipitando solo en los meses de septiembre y octubre 30.4 y 71.4 mm respectivamente a diferencia de los 13.5 y 1 mm para 1984, 2.3 y 4.3 mm para 1996 y 17 y 0 mm para el año 2013. Debido a que estos ecosistemas pueden ser muy sensibles a cambios provocados por diferencias en la disponibilidad hídrica, la vegetación para el año 2007 pudo haber crecido de forma mucho más vigorosa y con menos estrés hídrico (Newman *et al.*, 2006), aspecto que puede ser detectado por los sensores remotos gracias a cambios en la energía electromagnética emitida por estas coberturas (Cabello *et al.*, 2012; Newman *et al.*, 2006). Para evitar errores

de este tipo, se deben seleccionar imágenes que estén dentro de un año con similares precipitaciones para los meses anteriores a la fecha de estudio (Schulz *et al.*, 2010).

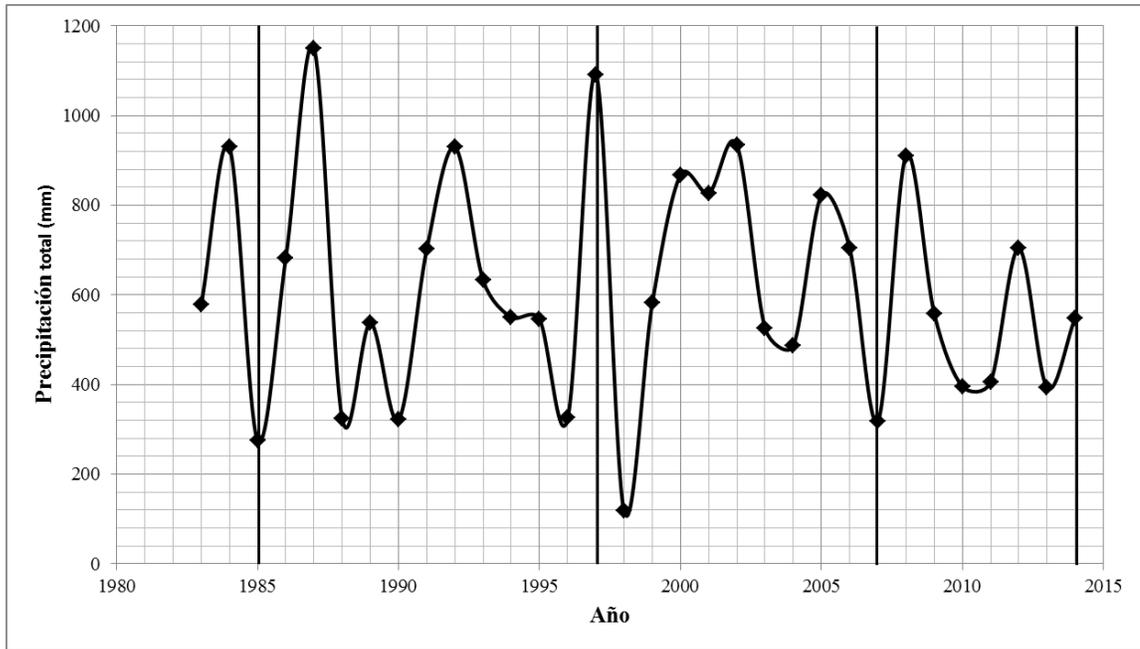


Figura 8. Precipitación total anual Estación Meteorológica Coltauco.

La zona central de Chile ha presentado una dinámica de cambios drástica en las últimas décadas (Armesto *et al.*, 2007; Aronson *et al.*, 1998). Esta dinámica está dada por una alta interacción entre distintas coberturas de suelo debido principalmente a la expansión de zonas agrícolas y urbanas hacia terrenos naturales (Schulz *et al.*, 2010). Se estima que el 76.7% de la zona mediterránea de Chile central ha presentado algún cambio en su cobertura de suelo entre los años 1975 al 2008 (Schulz *et al.*, 2010). En cuanto a los cambios que se han producido en la zona silvestre del área de estudio, podemos observar que un 47% de esta ha presentado al menos un cambio de cobertura de suelo en los últimos 30 años (Figura 9). Esta cifra notablemente menor se debe a no considerar en las interacciones entre coberturas los cambios producidos por la expansión de tierras agrícolas, urbanas y forestales en la zona.

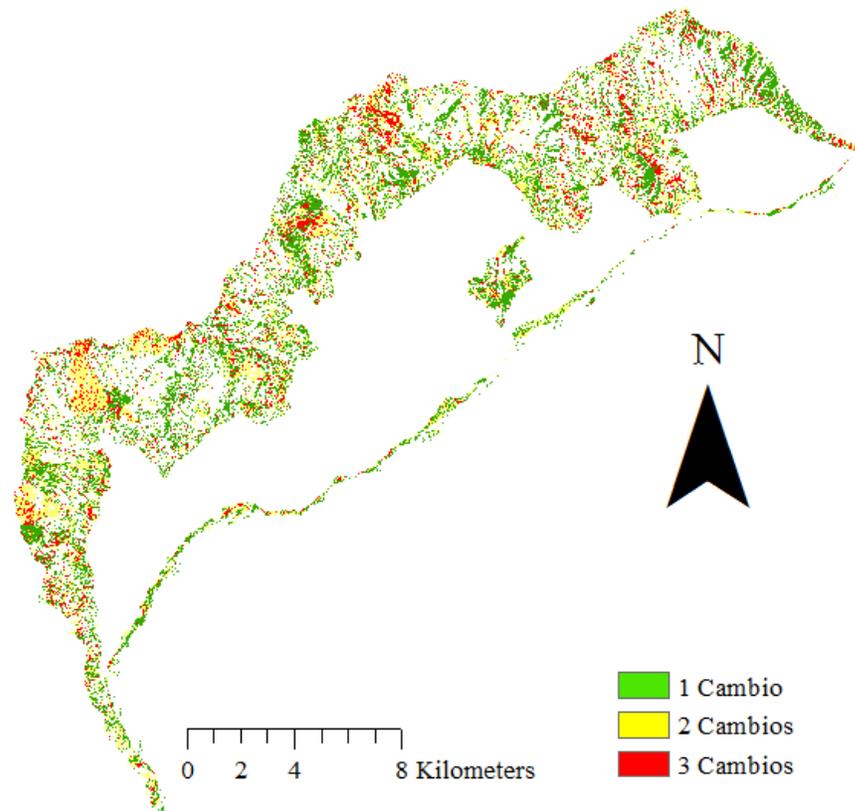


Figura 9. Numero de cambios evaluados por cada periodo de estudio entre los años 1985 y 2014.

Analizar cuáles han sido las coberturas que más cambiaron, que cambiaron en solo una dirección o que permanecieron estables durante todo el periodo de estudio y dónde ocurrieron dichos procesos podría darnos una idea de la dinámica del ecosistema y como este responde en relación a factores ambientales y topográficos frente a distintos impactos antropogénicos (Van de Wouw *et al.*, 2011). Sin embargo, este aspecto se escapa del alcance del presente trabajo y queda como una opción para futuras investigaciones a nivel local.

Los distintos cambios producidos en el área de estudio, se reflejan en cambios netos de las coberturas gracias a ganancias y pérdidas producidas. Como resultado de esto, cada cobertura pudo haber contribuido al aumento o pérdida neta de otra a través de las distintas transiciones ocurridas (Figura 10).

En concordancia a esto, en el periodo de 1985-1997, el 21% de la superficie de Bosque fue transformada de alguna manera. El 80% de este cambio fue debido a su transformación a Matorral Denso, el cual obtuvo una ganancia neta de 365 ha. El 20% del bosque transformado restante se debe a una transformación hacia Matorral Claro con 164 ha netas y Suelo Desnudo con 76 ha netas. También Matorral Denso perdió cobertura, transformándose 1.226 ha netas en Matorral Claro y 148 ha netas a Suelo Desnudo. La

única transición ocurrida en forma positiva para la recuperación de la vegetación, fue de 60 ha netas de Suelo Desnudo las cuales fueron capaces de transformarse a Matorral Claro. Para el periodo 1997-2007, el 15.9% de la superficie cubierta por bosque anteriormente se transformó, siendo el 93.8% de este cambio debido a una transformación hacia Matorral Denso. A pesar que el porcentaje de bosque que perdió su cobertura es levemente menor al del periodo anterior, los cambios netos muestran que los flujos se invirtieron, convirtiendo a las clases Suelo Desnudo, Matorral Claro y Matorral Denso en un aporte a la clase Bosque con 4, 102 y 167 hectáreas netas respectivamente. De esta forma, el aporte mayoritario fue de la clase Matorral Denso con el 86% de las transformaciones hacia Bosque. La notable recuperación de vegetación en este periodo según las clasificaciones realizadas, se reflejan también en la transformación de 264 ha y 208 ha netas de Suelo Desnudo a Matorral Claro y Matorral Denso respectivamente y la transformación de Matorral Claro a Matorral Denso con 1336 ha netas.

Para el último periodo de estudio correspondiente a 2007-2014, el 23.9% de la superficie de bosque existente se transformó a otras coberturas, donde el 94.8% de éste cambio fue debido a una transformación a Matorral Denso. De esta forma, nuevamente se produjo una pérdida de vegetación, convirtiéndose 556 ha de Bosque en matorral Denso y 22 ha netas en Matorral Claro. 1.024 ha netas de Matorral Denso se transformaron en Matorral Claro y 197 ha y 215 ha netas a Matorral Claro y Matorral Denso respectivamente se convirtieron a Suelo Desnudo.

En total, durante todo el periodo de estudio, la tendencia principal fue a la pérdida de densidad de vegetación ya que la clase Bosque perdió 910 ha netas transformándose a Matorral Denso, 21 ha netas transformándose a Matorral Claro y 4 ha netas transformándose a Suelo Desnudo. También como transformación importante se ve que 1.010 ha netas de Matorral Denso pasaron a ser Matorral Claro y 221 ha netas pasaron a Suelo Desnudo. El único avance de la vegetación hacia un mejor estado fueron 86 ha netas de Suelo Desnudo que se transformaron a Matorral Claro.

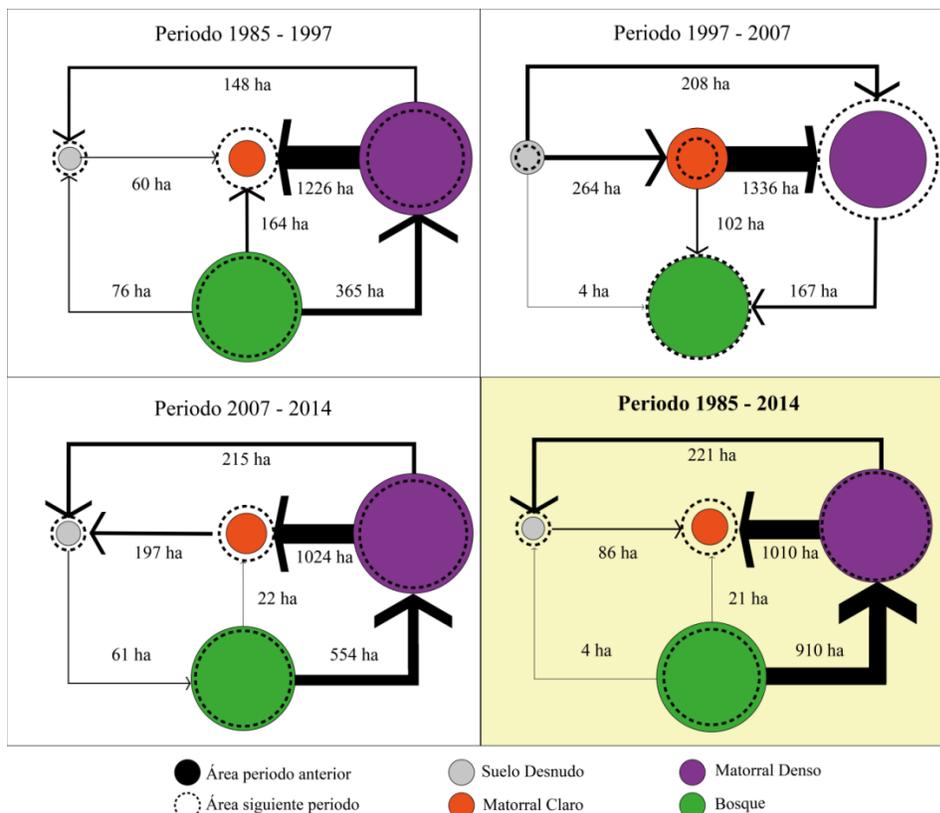


Figura 10. Flujo de transiciones entre coberturas en hectáreas netas.

A pesar de que en los tres periodos de estudio los porcentajes de pérdida de cobertura fueron relativamente similares, el periodo que produjo un impacto mayor sobre el ecosistema fue el de 1985-1997, debido a que el 20% de la pérdida de bosque se produjeron hacia coberturas de baja densidad. Este hecho puede estar relacionado con eventos de degradación drásticos como son las talas e incendios forestales, a diferencia de la transformación de bosque a matorral denso que se presenta como el efecto más común de degradación continua en Chile central (Schulz *et al.*, 2010; Van de Wouw *et al.*, 2011), atribuible la constante presión antrópica que provoca la a depredación de leña, pastoreo y otros procesos de degradación con efectos a mediano y largo plazo (Armesto *et al.*, 2007, Aronson *et al.*, 1998; Pérez y Bown, 2015).

En consecuencia de los constantes cambios, en la zona mediterránea de Chile solo un 34.5% del bosque esclerófilo que existía en el año 1975 existía como tal en el año 2008 (Van de Wouw *et al.*, 2011), mostrando el alto impacto que han producido estos en el ecosistema. Para el área de estudio, las cifras también demuestran las consecuencias donde sólo el 58.3% del bosque existente para 1985 ha permanecido sin ningún cambio drástico durante los últimos 30 años (Figura 11). Sin embargo, el porcentaje neto de bosque existente en la actualidad es del 87.8% del que había para el año 1985, debido a la recuperación del 70.7% de su área perdida, sumado a lo recuperado por transición desde otras coberturas. A pesar que las cifras pueden sonar positivas, los procesos de degradación

de los ecosistemas no solo pueden expresarse en una pérdida de cobertura arbórea, sino que también tienen que ver en cambios en su estructura, composición de especies y funcionalidad a través del tiempo (Bustamante y Grez, 1995). Es por esto que un bosque que ha sufrido modificaciones debido a intervención antrópica o desastres naturales, tendrá una diferente estructura y composición de especies que un bosque prístino, afectando posiblemente la biodiversidad, funcionalidad, resiliencia y servicios ecosistémicos de este (Echeverría et al., 2007; Fernández et al., 2010; Perez, 2000; Quintanilla, 2011). Sumado a esto, los procesos de fragmentación que se producen debido a los cambios en su cobertura en términos espaciales, dan pie a la degradación de parches de bosques por disminución de su tamaño y aumento de sus bordes, haciéndolos más vulnerables a desaparecer (Altamirano *et al.* 2013; Bustamante y Grez, 1995; Carranza *et al.*, 2015; Echeverría *et al.*, 2007; Perez, 2000).

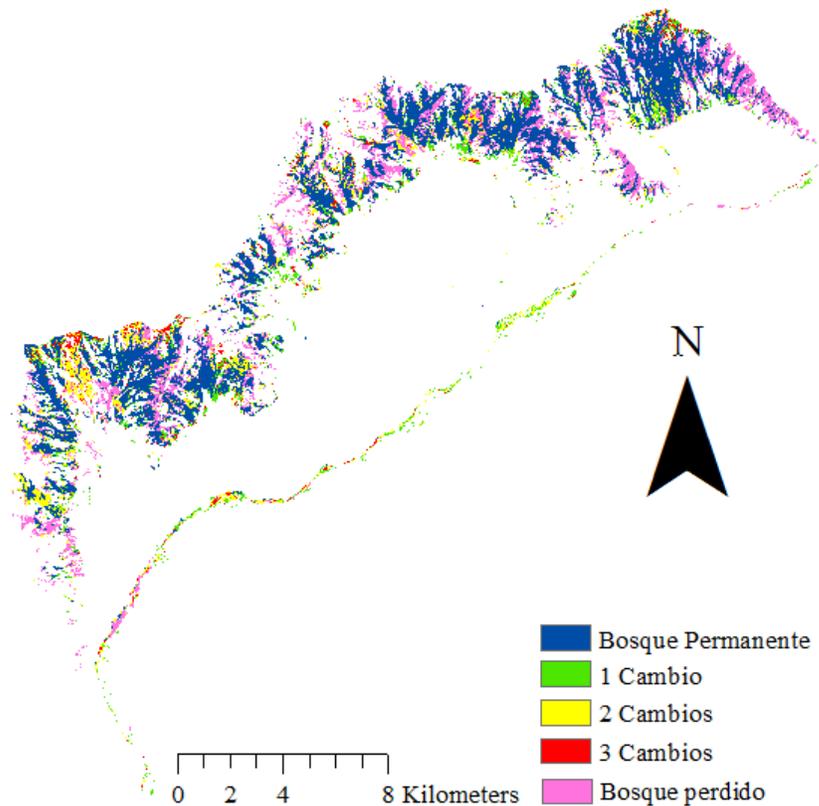


Figura 11. Permanencia y cambios del bosque evaluado en los tres periodos de estudio entre los años 1985 y 2014.

A diferencia de las tendencias mostradas para toda la zona mediterránea de Chile, el área de estudio presentó una mayor recuperación de las superficies de bosque en los últimos 30 años, lo cual podría estar relacionado con factores geográficos, debido a no presentar cambios hacia coberturas con menor o nula capacidad de recuperación como sería el caso de la habilitación de zonas agrícolas, urbanas o forestales. Otro aspecto positivo relacionado a la no intervención directa de sitios agrícolas o zonas con suelo desnudo

extensivas, es que la conectividad entre los parches de bosque no se pierde significativamente gracias a la presencia de matorrales y sabanas que permiten el flujo de semillas, lo cual esta potenciado por la presencia de una reserva ecológica adyacente (Fuentes *et al.*, 1986; Hernández *et al.*, 2015; Jiménez y Armesto, 1992). Es por esto que los parches de bosque que han permanecido sin cambios significativos a lo largo del tiempo (Figura 11) toman importancia a la hora de esperar una recuperación de la vegetación dada una mayor probabilidad de que esto ocurra en sus alrededores (Benayas *et al.*, 2008; Jiménez y Armesto, 1992; Van de Wouw *et al.*, 2011). De esta forma, se da origen a distintas formaciones vegetacionales con distinta velocidad de recuperación dependiendo del origen y el grado de perturbación que estas hayan sufrido (Dubroeuq y Livenais, 2004; Jiménez y Armesto, 1992).

Mediante el análisis espacial de transiciones ocurridas en todos los periodos de estudio, se puede observar zonas que han sufrido transformaciones graduales y drásticas (Figura 12).

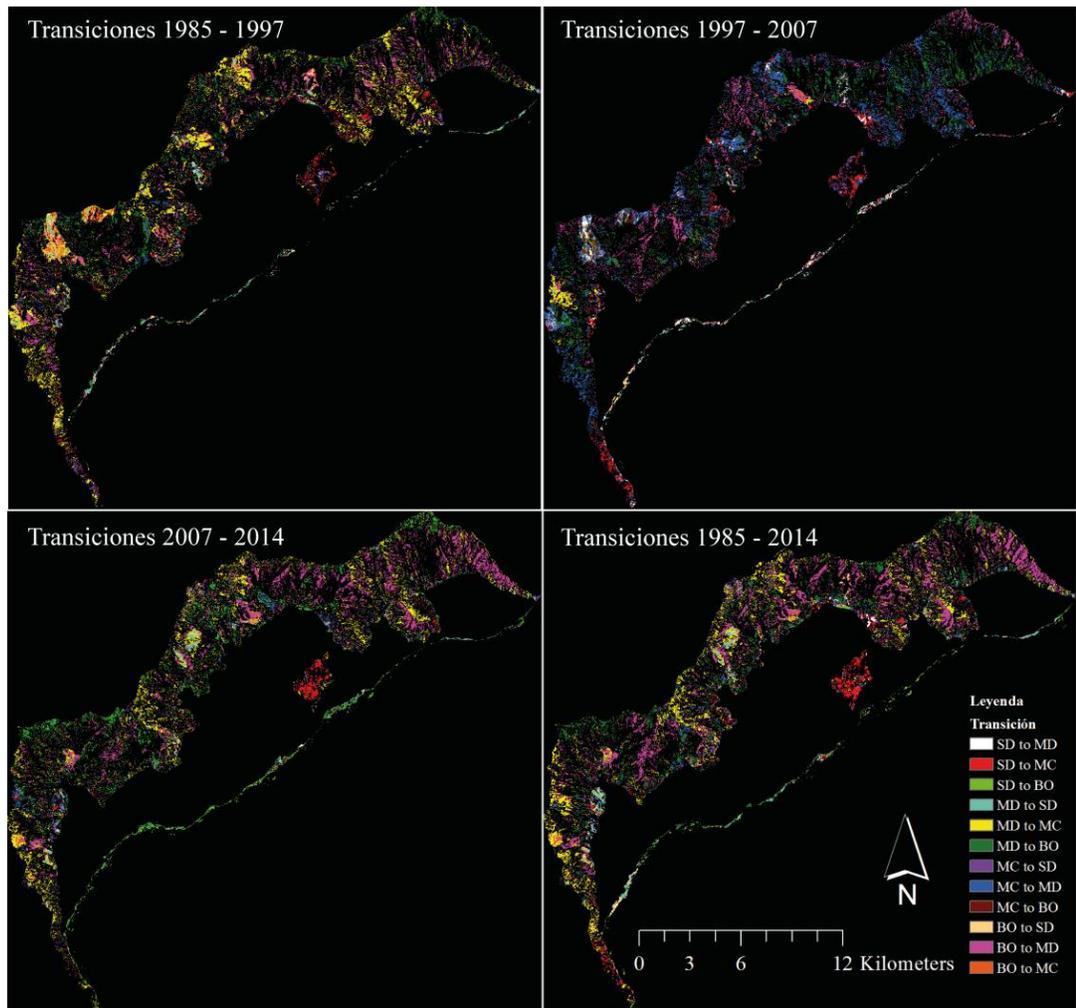


Figura 12. Mapa de transiciones de cambio de coberturas para cada periodo de estudio.

Puede notarse que transiciones observadas entre periodos de tiempo más cortos muestran con más detalle los eventos de cambio drásticos en el sistema y permiten realizar un seguimiento de lo ocurrido con las transiciones entre clases de cobertura en dicho lugar. Estos fenómenos pueden significar una pérdida o degradación abrupta de la vegetación ocurriendo transiciones desde superficies cubiertas por Bosques y Matorrales Densos a Matorrales Claros y Suelo Desnudo. El seguimiento de estas áreas muestra el nivel de resiliencia a la perturbación de dichos lugares, pudiendo volver a presentar una cobertura cercana a la original.

Una de las causas más probables de los cambios drásticos localizados en forma puntual en el área de estudio pueden deberse a incendios forestales, los cuales dañan la vegetación, eliminando total o parcialmente su cobertura arbórea, arbustiva y herbácea como se observa en algunas áreas en el periodo 1985-1997 (Fernández *et al.*, 2010; Perez, 2000). Sin embargo, la rápida recuperación de las coberturas anteriores dadas en los mismos sectores para el siguiente periodo 1997-2007, pueden deberse a la facilidad que presentan los ecosistemas esclerófilos para rebrotar posteriormente a un incendio, ya sea desde la base de los tocones como de las ramas quemadas (Araya y Ávila, 1981; Perez, 2000). Sumado a esto, la colonización de semillas de las mismas especies presentes anteriormente u otras que se abren camino gracias a la generación de espacios más luminosos, regenera nuevamente la cobertura de vegetación anterior en algunos casos, pero probablemente con diferente composición y estructura (Perez, 2000).

Estos cambios, están relacionaos con antecedentes evolutivos del ecosistema mediterráneo Chileno, donde los incendios forestales de origen natural son escasos a diferencia de otros ecosistemas mediterráneos donde la ocurrencia de incendios de forma natural permitió una mejor adaptación evolutiva de las especies a dichos fenómenos, permitiéndoles tener mayor capacidad de resiliencia frente a un siniestro (Armesto *et al.*, 2007; Montenegro *et al.*, 2004). A partir de un aumento de los incendios forestales de origen antrópico por una alta presión antrópica en los ecosistemas mediterráneos del país (Carmona *et al.*, 2012; Fernández *et al.*, 2010), se ha provocado un aumento de especies invasoras mejor adaptadas al fuego, colonizando las áreas quemadas y cambiando la composición natural de especies de la zona (Gómez-González y Cavieres, 2009). Sumado a esto los procesos erosivos del suelo provocados por acción de la lluvia y el viento al quedar descubierto y el ramoneo de rebrotes por roedores y ganado, entorpecen aún más la regeneración de la vegetación natural de la zona, provocando su degradación (Pérez, 2000).

Es por esto, que la regeneración del bosque será más propensa a realizarse en zonas con características positivas para la vegetación, como mayor humedad del suelo en las quebradas, mayor pendiente y altura lo que dificulta el acceso de ganado y humanos y zonas con baja exposición solar, factores biogeográficos que otorgan cierta protección a la zona, siendo aún mayor si esta se encuentra protegida mediante una herramienta del estado (Pla *et al.*, 2012; Van de Wouw *et al.*, 2011).

Predicción de Cambios

Para realizar la predicción de cambios para el año 2024, se procedió a escoger variables que explicarán las transiciones ya ocurridas entre el periodo 1985-2014 y que, por lo tanto, puedan predecir el futuro bajo el supuesto que se mantendrán los mismos procesos de cambio. Con el fin de elegir las variables que mejor representaran los cambios ocurridos, se evaluaron con el índice de V de Cramer 9 variables escogidas por su potencial para explicar los cambios ocurridos en el área de estudio, mostrándose sus resultados en el Cuadro 6. De las variables físicas escogidas, solo Altitud y Exposición normalizada al Norte presentaron un valor general sobre 0.15, por lo cual se pueden considerar útiles para explicar el cambio, donde la variable Altitud puede considerarse útil en particular para todas las clases de cobertura y la variable Exposición normalizada al norte solo se considera útil para explicar la presencia de Matorral Claro y Matorral Denso. A pesar de que la variable Exposición normalizada al este no alcanzó el umbral general mínimo para ser considerada útil, si presenta valores sobre 0.15 para explicar los cambios que involucran las coberturas Matorral Denso y Bosque, por lo que se consideró en el análisis.

De las variables de distancia consideradas, la distancia a la zona Antrópica fue la que tuvo mayor fuerza explicativa, considerándose útil con una V de Cramer general de 0.24, explicando con más énfasis la presencia de Suelo Desnudo, seguido de Bosque y Matorral Claro, pero no siendo útil para explicar la presencia de Matorral Denso. La variable Distancia a Drenajes, no presentó una V de Cramer general suficiente para ser considerada útil, pero se encuentra muy cercana, lo que sumado a su poder explicativo para la presencia de Bosque y Matorral Claro, justifican que sea considerado en el modelo.

Las dos variables de cobertura evaluadas presentaron índices considerados útiles, pero además, la cobertura Bosque, tuvo una fuerza explicativa mayor a 0.4 la cual puede ser considerada buena. La cercanía a Matorral Claro explica con gran fuerza la presencia de Matorral Denso al igual que la cercanía a Bosque, por lo que ambas variables fueron integradas al modelo. El hecho que ambas expliquen la presencia de Matorral Denso, puede tener que ver con que ésta es una cobertura de transición entre ellas, donde la dirección del cambio tendrá relación con la recuperación o degradación de la vegetación debido a las tendencias que sigan.

El Índice de la V de Cramer, es útil para evaluar la pertinencia de una variable para explicar a otra, sin embargo, en el caso de las transiciones, no nos permite evaluar hacia que sentido esta ocurrirá. No obstante, se sabe que variables como la exposición en dirección al norte, la cercanía a áreas de uso antrópico directo, y la cercanía a matorral claro como representante de la fragmentación del bosque, conducen a transiciones que representan una degradación en los ecosistemas (Almeida *et al.*, 2009; Echeverría *et al.*, 2008; Van de Wouw *et al.*, 2011). Al contrario, la cercanía a quebradas donde existiría una mayor disponibilidad hídrica en el suelo, la proximidad a parches de bosque y una mayor altitud pueden significar factores favorables para la permanencia y regeneración del ecosistema (Almeida *et al.*, 2009; Echeverría *et al.*, 2008; Van de Wouw *et al.*, 2011). La variable

altitud, podría considerarse positiva para el establecimiento del bosque por una disminución de la influencia antrópica dada por una baja accesibilidad a dichos sectores, sin embargo, en el caso del área de estudio, dependiendo de la altitud y geomorfología, esta también puede ser factor explicativo para la presencia de suelo desnudo y matorrales claros por la presencia de roca descubierta y mayor exposición solar.

Cuadro 6. Resultados Índice V de Cramer.

Clase	Altitud	Pendiente	Expo. Norte	Expo. Este	Dist. Caminos
OVERALL V	0.24	0.0204	0.1817	0.147	0.1119
SD	0.2723	0	0	0	0.1158
MC	0.208	0.031	0.1733	0.0806	0.1271
MD	0.1567	0.0133	0.2291	0.1585	0.0395
BO	0.2876	0.0204	0.0868	0.1654	0.1308

Clase	Dist. Drenajes	Dist. Antro	Dist. MC	Dist. BO
OVERALL V	0.1493	0.2468	0.3141	0.406
SD	0.0477	0.3143	0	0
MC	0.1862	0.2008	0.09	0.3433
MD	0.0924	0.0705	0.5555	0.48
BO	0.2179	0.2891	0.2388	0.3688

Para generar los mapas de potencial de cambio, se establecieron para ambos modelos de transición (el de ganancia y de pérdida) como estáticas a las variables Altitud, Expo. Norte, Expo. Este, Distancia a Drenajes y Distancia a zona de uso Antrópico debido a que estas permanecen estáticas en el tiempo. Como variables dinámicas por cambios en la distancia de estas a otras coberturas debido a cambios en ellas mismas en el transcurso del tiempo se seleccionaron a las coberturas Matorral Claro y Bosque. Las tasas de precisión para los modelos de potencial de transición, Ganancia y pérdida, fueron de 80.85% y 85.89% respectivamente. A partir de éstos se generó un mapa de potencial de cambio (Figura 13), el cual expresa la probabilidad de que un área presente una transición que signifique una pérdida en su cobertura vegetal y un mapa de predicción de cambios que representa un modelo de lo que se podría esperar para el año 2024 a partir de los análisis realizados (Figura 14).

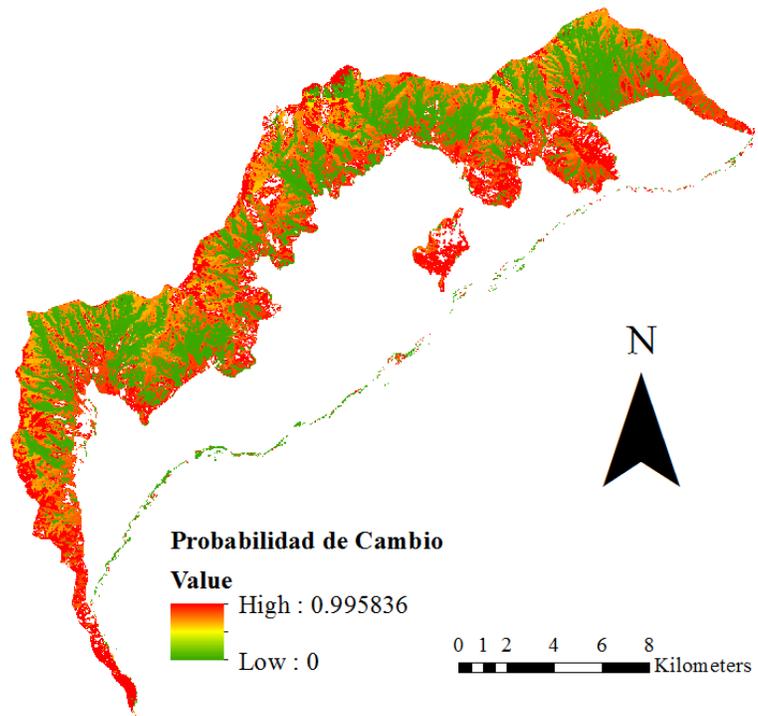


Figura 13. Potencial de transición para el año 2024.

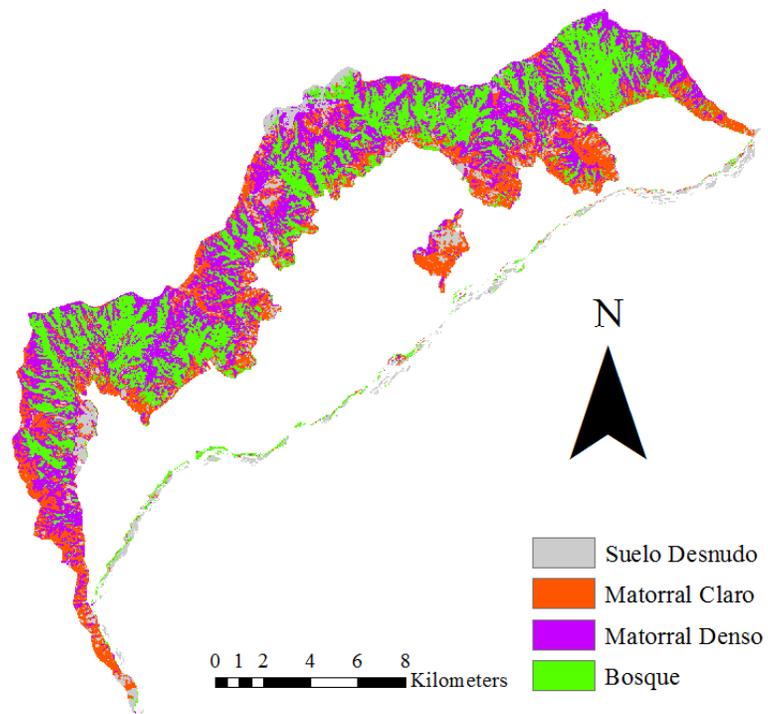


Figura 14. Proyección de cobertura de suelo del área silvestre al año 2024.

Los sectores que mostraron una mayor probabilidad de cambiar hacia un estado de degradación de la vegetación inferior se encuentran más cercanos a las zonas de uso antrópico, donde se espera que exista una mayor transformación hacia matorral claro. En cuanto a las zonas de mayor altitud, destaca la degradación del bosque a matorrales densos, la recuperación de algunos parches de matorral hacia bosque y la aparición de suelo desnudo en zonas anteriormente cubiertas por matorral claro. Al mismo tiempo, se prevé que la fragmentación del bosque siga en aumento en conjunto con la pérdida de pequeños parches de bosques, los que serían transformados a matorral denso.

De esta forma, se proyecta una pérdida neta de 96 ha de Bosque, de las cuales 99 ha fueron perdidas por transformación hacia Matorral Denso y 3 ha de suelo desnudo que fueron transformadas a Bosque. La cobertura Matorral Denso también tuvo una pérdida en su área, entregando 621 ha a Matorral Claro y 79 ha a Suelo Desnudo, con una pérdida neta de 601 ha. Las coberturas que presentaron un aumento en su área fueron Matorral Claro con 462 ha netas, entregando 159 ha a Suelo Desnudo y Suelo Desnudo con un aumento neto de 236 ha.

Cabe destacar que existen diversas formas de realizar predicciones de cambio de usos de suelo, los cuales aplican distintos mecanismos por lo que se obtienen probablemente distintos resultados (Camacho *et al.*, 2010; Echeverría *et al.*, 2008). También influye en gran medida las variables utilizadas y el modo de utilizarlas (Rajan, 2007; Almeida *et al.*, 2009). Por este motivo, la predicción realizada, a pesar de presentar una tasa de precisión por sobre lo recomendado (Eastman, 2012b), se debe considerar como una representación de las tendencias que producen los factores impulsores de cambios evaluados en el modelo y no como una proyección exacta del futuro. Por otra parte, para lograr una mejor confianza de la predicción realizada, el modelo podría haber sido validado mediante la predicción y evaluación de variables de cambios para un año en el que se tenga información, extrapolando los resultados para años futuros (Camacho *et al.*, 2010; Echeverría *et al.*, 2008). Sin embargo, se considera que este procedimiento no era posible de realizar con la información generada para el año de estudio, debido a que este presenta entre periodos tendencias distintas y hasta contrarias lo cual podría haber generado errores en la predicción. Sumado a esto, el tamaño más bien local del área de estudio, hace que las tendencias estén influenciadas por eventos puntuales de gran magnitud y no necesariamente por procesos continuos.

CONCLUSIONES

El desarrollo del presente trabajo demostró tanto la utilidad como las limitaciones que presentan los sensores remotos de resolución media para el estudio de las coberturas de suelo. Desde este punto de vista, la resolución espacial de las imágenes a utilizar tienen gran influencia sobre los resultados, por lo tanto, su elección dependerá de los objetivos del estudio y la escala de trabajo. En el caso de la clasificación de coberturas de suelo realizadas para el área de estudio, esta funcionó bien en las áreas de uso silvestre, donde las interacciones entre píxeles se daban entre mayor o menor cobertura de vegetación pudiendo distinguir a grandes rasgos los distintos grupos. No así para zonas de uso humano de baja densidad, zonas urbanas y suelo desnudo donde su similitud espectral y alta heterogeneidad generó confusión en su clasificación. Por este motivo, se concluye que la utilización de métodos combinados y la correcta elección de imágenes multi-temporales pueden mejorar la confiabilidad de las clasificaciones.

En cuanto a la degradación de la vegetación que presenta el área de estudio, se condice con las tendencias del Bosque Esclerófilo a nivel nacional, donde su alto grado de dinamismo genera una degradación continua. Esta no solo puede verse como una pérdida neta de su cobertura, sino que como modificaciones en su estructura, composición y funcionalidad, donde la pérdida y recuperación resulta en áreas cubiertas de bosques de renovals o áreas que no tuvieron la misma capacidad de resiliencia, permaneciendo como matorrales con mayor o menor grado de degradación.

Estas modificaciones toman importancia a la hora de evaluar los servicios ecosistémicos que son capaces de generar estas zonas, como su capacidad para provisionar agua, reflejándose en la cantidad de agua de vertientes y la provisión de productos maderables y no maderables. Por otra parte, la cobertura de vegetación toma importancia en zonas con altas pendientes donde el bosque se presenta como una capa protectora del suelo, evitando el deslizamiento de tierras y aluviones que podrían afectar a la población adyacente y provocar una erosión continua del suelo.

De las predicciones realizadas para el 2024, se deduce que los procesos de degradación seguirán desarrollándose. Es por esto que es necesaria una educación ambiental activa con los actores que intervienen en el territorio y un mayor control de las actividades que se realizan en esta zona de alta importancia en conservación y con características tan particulares como la presencia de *Nothofagus macrocarpa* y *Nothofagus glauca* en una de sus ubicaciones más septentrionales. Debido a esto, se propone estudiar más detalladamente las características de los parches de bosque más antiguos para definir áreas prioritarias a conservar para que sirvan de impulso a la recuperación de áreas más degradadas.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguayo, M.; A. Paucherd; G. Azócar y O. Parra. 2009. Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista Chilena de Historia Natural*, (82): 361-374.
- Almeida, P.; M. Duriavich; R. Napolitano y E. Feoli. 2009. Aplicación de técnicas SIG, Sensoramiento Remoto y Análisis Multicriterio para la Detección de Impactos Antropogénicos en la Cobertura de Suelos y su Proyección para el 2010. Caso de estudio: Estuario de Santos (Brasil). *Revista Tecnológica ESPOL*, 22(1): 73-79.
- Altamirano, A.; P. Aplin; A. Miranda; L. Cayuela; A. Algar and R. Field. 2013. High rates of forest loss and turnover obscured by classical landscape measures. *Applied Geography* 40: 199-211.
- Araya, S. y G. Ávila. 1981. Rebrote de arbustos afectados por fuego en el Matorral Chileno. *Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso*, 14: 107 - 113.
- Armesto, J.; M. Arroyo and L. Hinojosa. 2007. The Mediterranean environment of central Chile (chap 11, pp.184-199.) In: Veblen, T. young, K. y Orme, A. (Eds.). *The physical geography of South America*. USA: Oxford University Press. 368p.
- Aronson, J.; A. Del Pozo; C. Ovalle; J. Avendaño; A. Lavin, and M. Etienne. 1998. Land use changes and conflicts in central Chile. (chap 9, pp.155-168). In: Rundel, P., Montenegro, G. and Jaksic, F. (Ed.). *Landscape disturbance and biodiversity in Mediterranean-type ecosystems*. New York: Springer. 432p.
- BCN (Biblioteca del Congreso Nacional, Chile). 2012, Abril. Reporte Estadístico Comunal. Doñihue. Chile: BCN. 29p.
- Benayas, J.; J. Bullock and A. Newton. 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6(6): 329-336.
- Braun, C.; C. Rojas; C. Echeverri; F. Rottensteiner; HP. Bahr; J. Niemeyer; et al. 2014. Design of a Spectral-Spatial Pattern Recognition Framework for Risk Assessments Using Landsat Data-A Case Study in Chile. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 7(3): 917-928.
- Brovkin, V; S. Sitch; W. Von Bloh; M. Claussen; E. Bauer and W. Cramer. 2004. Role of land cover changes for atmospheric CO₂ increase and climate change during the last 150 years. *Global Change Biology*, 10(8): 1253-1266.

Bustamante, R. y A. Grez. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Medio ambiente y desarrollo*, 11(2): 56-63.

Cabello, J.; N. Fernández; D. Alcaraz-Segura; C. Oyonarte; G. Piñeiro; A. Altesor; et al. 2012. The ecosystem functioning dimension in conservation: Insights from remote sensing. *Biodiversity and Conservation* 21(13): 3287-3305.

Camacho, M.; E. Molero y M. Paegelow. 2010. Modelos Geomáticos Aplicados a La Simulación De Cambios De Usos Del Suelo. Evaluación Del Potencial De Cambio. (pp.658-678). En: Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica. La información geográfica al servicio de los ciudadanos: de lo global a lo local (13, 14, 15, 16 y 17 de Septiembre de 2010) Ojeda, J.; M.F. Pita y I. Vallejo. (Eds.) Sevilla, España. 658-678.

Camus, P. y E. Hajek. 1998. Historia Ambiental de Chile. Santiago, Chile: Andros Impresores. 183p.

Cánovas, F. 2012. Análisis de imágenes basado en objetos (OBIA) y aprendizaje automático para la obtención de mapas de coberturas del suelo a partir de imágenes de muy alta resolución espacial. Aplicación en la Unidad de Demanda Agraria no28, Cabecera del Argos. *Revista de Teledetección* 38: 89-90.

Carmona, A.; M. González; L. Nahuelhual y J. Silva. 2012. Spatio-temporal effects of human drivers on fire danger in Mediterranean Chile. *Bosque*, 33(3): 31-32.

Carranza, ML.; L. Hoyos; L. Frate; A. Acosta and M. Cabido. 2015. Measuring forest fragmentation using multitemporal forest cover maps: Forest loss and spatial pattern analysis in the Gran Chaco, central Argentina. *Landscape and Urban Planning*, 143: 238-247.

Chuvieco, E. 2008. Fundamentos de teledetección espacial. Tercera Edición. Barcelona, España: Editorial Ariel. 590p.

Congalton, R. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 37(1): 35-46.

Defries, R.; L. Bounoua and G. Collatz. 2002. Human modification of the landscape and surface climate in the next fifty years. *Global Change Biology*, 8: 438-458.

Defries, R; A. Foley and P. Asner. 2004. Land-use choices: Balancing human needs and ecosystem function. *Ecol Environ* 2(5): 249-257.

DGA (Dirección General de Aguas. S.f. Información Oficial Hidrometeorológica y de Calidad de Aguas en Línea. Precipitaciones mensuales estación Coltauco. [Documento

Excel]. Santiago, Chile: DGA. Recuperado en: <http://snia.dga.cl/BNAConsultas/reportes> Consultado el: 21 de Septiembre de 2015.

Días-Pacheco, J. y R. Hewitt. 2013. Modelado del Cambio de usos de suelo urbano a través de redes neuronales artificiales. Comparación de dos aplicaciones de software. *GeoFocus*, 14: 1-22.

DMC (Dirección Meteorológica de Chile). S.f. Descripción Climatológica Región del Libertador Bernardo O'Higgins. [en línea]. Santiago, Chile: DMC. Recuperado en: http://www.meteochile.cl/climas/climas_sexta_region.html Consultado el: 21 de Septiembre de 2015.

Donoghue, D. 2002. Remote sensing: environmental change. *Progress in Physical Geography* 26(1): 144-151.

Dubroeuq, D and P. Livenais. 2004. Land cover and land use changes in relation to social evolution—a case study from Northern Chile. *Journal of Arid Environments* 56(2): 193-211.

Eastman, R. 2012a. IDRISI Selva: Guía para SIG y Procesamiento de Imágenes (Manual V. 17). Universidad de Clark. Worcester, Massachusetts, Estados Unidos. 321 pp.

Eastman, R. 2012b. IDRISI Selva Tutorial. (Tutorial V. 17). Universidad de Clark. Worcester, Massachusetts, Estados Unidos. 354 pp.

Echeverría, C; A Newton; A. Lara; J.M. Benayas and D. Coomes. 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*, 16(4): 426-439.

Echeverria, C; D. Coomes; M. Hall and A. Newton. 2008. Spatially explicit models to analyze forest loss and fragmentation between 1976 and 2020 in southern Chile. *Ecological Modelling* 212(3-4): 439-449.

Ediriweera, S.; S. Pathirana; T. Danaher; D. Nichols and T. Moffiet. 2013. Evaluation of Different Topographic Corrections for Landsat TM Data by Prediction of Foliage Projective Cover (FPC) in Topographically Complex Landscapes. *Remote Sensing*, 5(12): 6767-6789.

Fernández I.; N. Morales; L. Olivares; J. Salvatierra; M. Gómez y G. Montenegro. 2010. Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por incendios forestales. Santiago, Chile: Gráfica Lom. 162.

Fuentes, E.; A. Hoffmann; A. Poiani and M. Alliende. 1986. Vegetation change in large clearings: Patterns in the Chilean matorral. *Oecologia*, 68(3): 358-366.

Gajardo, R. 1993. La Vegetación Natural de Chile. Clasificación y Distribución Geográfica. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. 165p.

Giri, C. and J. Long. 2014. Land Cover Characterization and Mapping of South America for the Year 2010 Using Landsat 30 m Satellite Data. *Remote Sensing*, 6(10): 9494-9510.

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

Gonzalo, C.; M. Lillo; A. García y D. Fonseca. 2012. Una metodología multiescala basada en objetos para la determinación automática de áreas de interés. (pp. 573-580). En: 15° Congreso Nacional de Tecnologías de la Información geográfica. (19, 20 y 21 de Septiembre de 2012, Madrid, España). *Tecnologías de la Información Geográfica en el contexto del Cambio Global*. Martínez J. y P. Martín. (Eds). Madrid, España: CSIC. 671p.

Henríquez, C., Azócar, G. y Aguayo, M. 2006. Cambio de uso del suelo y escorrentía superficial: aplicación de un modelo de simulación espacial en Los Ángeles, 8° Región del Biobío, Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, (36): 61-74.

Hernández, A.; M. Miranda; E. Arellano; S. Saura and C. Ovalle. 2015. Landscape dynamics and their effect on the functional connectivity of a Mediterranean landscape in Chile. *Ecological Indicators*, 48: 198-206.

IDE (Infraestructura de Datos Geoespaciales). 2014. Pisos vegetaciones Pliscoff. Catálogo Nacional de Información Geoespacial. Santiago, Chile: Ministerio del Medio Ambiente.

INE (Instituto Nacional de Estadística). 1998. VI Censo Nacional Agropecuario 1997: total país, regiones, comunas. [CD-Rom]. Santiago, Chile: INE.

INE (Instituto Nacional de Estadística). 2002. Censo de Población y Vivienda 2002. Cuadros Censales. [en línea]. Santiago, Chile: INE. Recuperado en: http://espino.ine.cl/CuadrosCensales/apli_excel.asp Consultado el: 23 de Septiembre de 2015.

INE (Instituto Nacional de Estadística). 2007. Censo Agropecuario 2007. Superficie de las plantaciones forestales por especie, en las explotaciones forestales, según región. Provincia y comuna. [en línea]. Santiago, Chile: INE. Recuperado en: http://www.ine.cl/canales/chile_estadistico/censos_agropecuarios/censo_agropecuario_07_comunas.php Consultado el: 26 de Septiembre de 2015.

INFOR (Instituto Forestal, Chile). 2004. Inventario de las plantaciones de Álamo, Provincia de Cachapoal, VI Región (2004). Santiago, Chile: INFOR. 6 p.

Jiménez, H. and J. Armesto. 1992. Importance of the soil seed bank of disturbed sites in Chilean matorral in early secondary succession. *Journal of Vegetation Science*, 3(5): 579-586.

Landis J and G Koch. 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33(1): 59-74.

Little, C. y A. Lara; J. 2010. Restauración ecológica para aumentar la provisión de agua como un servicio ecosistémico en cuencas forestales del centro-sur de Chile. *Bosque*, 31(3): 175-178.

Luebert, F y P. Pliscoff. 2006. Sinópsis Bioclimática y Vegetacional de Chile. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. 316p.

Mahmood, R.; A. Quintanar; G. Conner; R. Leeper; S. Dobler; R. Pielke; et al. 2010. Impacts of Land Use/Land Cover Change on Climate and Future Research Priorities. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 91(1): 37-46.

Masuelli, S. y G. Platzeck. 2006. Determinación de patrones espectrales para distintos usos del suelo en ambientes heterogéneos. Buenos Aires, Argentina: INTA, CONAE. 32p.

McDonald, ER; Wu, X; Caccetta, P. and Campbell, N. 2000. Illumination correction of Landsat TM data in south east NSW. In: 10^o Australasian Remote Sensing and Photogrammetry Conference. (21-25 of August of 2000, Adelaide, Australia). Tim, R. Causal Productions. 13p.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington, DC. Island Press. 137p.

MMA (Ministerio de Medio Ambiente). S.f. Registro Nacional de Áreas Silvestres Protegidas y Sitios Prioritarios. Ficha: Sitio Prioritario La Roblería Cordillera de la Costa Norte y Cocalán. [en línea]. Santiago, Chile: MMA Recuperado en: <http://areasprotegidas.mma.gob.cl/MostrarFicha.aspx?idFicha=164> Consultado el: 22 de Septiembre de 2015.

Montenegro, G.; R. Ginocchio; A. Segura; J. Keely and M. Gómez. 2004. Fire regimes and vegetation responses in two Mediterranean-climate regions. *Ecological Research*, 77(3): 455-464.

Morlans, M. 2005. Introducción a la Ecología del Paisaje. San Fernando del Valle de Catamarca, Argentina. Editorial Científica Universitaria. 33p.

Municipalidad de Coltauco. S.f. Actualización Plan de Desarrollo Comunal Coltauco, 2010 – 2013. [en línea]. Coltauco, Chile. 98p. Recuperado en:

<http://www.coltauco.cl/transparencia/pladeco%20final%202013.pdf>. Consultado el: 28 de noviembre de 2014.

Municipalidad de Doñihue. S.f. Plan de Desarrollo Comunal Doñihue, 2008 – 2012. [en línea]. Doñihue, Chile. 45p. Recuperado en: http://www.mdonihue.cl/nuevo/pladeco_d.pdf. Consultado el: 28 de noviembre de 2014.
Myers, N.; R. Mittermeier; C. Mittermeier; G. Fonseca and J. Kent. 2000, Febrero. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.

Newman, B.; B. Wilcox; S. Archer; D. Breshears; C. Dahm; C. Duffy; et al. 2006. Ecohydrology of water-limited environments: A scientific vision. *Water Resources Research* 42(6): 1-15.

Newton, C.; R. Hill.; C. Echeverria; D. Golicher; J.M. Rey Benayas; L. Cayuela; et al. 2009. Remote sensing and the future of landscape ecology. *Progress in Physical Geography* 33(4): 528-546.

Nolasco, M. y E. Willington. 2014. Clasificación del uso de suelo en agricultura a partir de series temporales de imágenes LANDSAT. (pp. 64-73). En: 6° Congreso Argentino de AgroInformática (CAI). (2 y 3 de Septiembre de 2014, Buenos Aires, Argentina). Sociedad Argentina de la Informática e Investigación Operativa (SADIO). Universidad de Palermo, Argentina.

Pérez, J. y H. Bown. 2015. Guía para la restauración de los ecosistemas andinos de Santiago. Santiago, Chile: Universidad de Chile - CONAF. 115p

Pérez, T.; V. Maestre y S. Capdepón. 2007. Análisis de sensibilidad a factores de escala y propuesta de normalización del índice de fragmentación de hábitats empleado por la agencia europea de medio ambiente. *GeoFocus*, 7: 148-170.

Perez, V. 2000. Influencia del fuego en el desequilibrio ecológico de la vegetación en la zona mediterránea de Chile : casos de estudio. *Investigaciones Geográficas*, 34: 3-16.

Pielke, R. 2005. Land use and climate change. *Science*, 310(5754): 1625-1626.

Pla, M.; A. Ameztegui y L. Brotons. 2012. Procesos de colonización y densificación de zonas arbóreas y matorrales como indicador del cambio global en el Parque Nacional de Aigüestortes y Estany de Sant Maurici. (pp.19-21). En: 15° Congreso Nacional de Tecnologías de la Información geográfica. (19, 20 y 21 de Septiembre de 2012, Madrid, España). *Tecnologías de la Información Geográfica en el contexto del Cambio Global*. Martínez J. y P. Martín. (Eds). Madrid, España: CSIC. 671p.

Quintanilla, V. 2011. Casos de degradación por el fuego de los bosques mediterráneos de Chile. En: 5° Congreso Forestal Latinoamericano. El futuro del mundo depende de los

bosques. (18, 19 y 20 de Octubre de 2011, Lima, Perú). Cámara Nacional Forestal. Lima, Perú.

Rajan, D. 2007. Understanding the drivers affecting land use change in Ecuador: An application of the Land Change Modeler software. University of Edinburgh. Edinburgh, United Kingdom. 46p.

Regos, A.; M. Ninyerola; G. Moré y X. Pons. 2012. Evaluación de las dinámicas temporales de las cubiertas y usos del suelo mediante comparación post-clasificación e índices de área relativa. (pp.195-204). En: 15° Congreso Nacional de Tecnologías de la Información geográfica. (19, 20 y 21 de Septiembre de 2012, Madrid, España). Tecnologías de la Información Geográfica en el contexto del Cambio Global. Martínez J. y P. Martín. (Eds). Madrid, España: CSIC. 671p.

Richards, J and X. Jia. 2006. Remote sensing digital image analysis. 4a Ed. Germany: Springer. 431p.

Richards, J. and J. Xiuping. 2006. Remote Sensing Digital Image Analysis. Cuarta edición. Alemania: Springer. 432p.

Rodríguez-Galiano, V. y M. Chica-Olmo. 2012. Análisis post-clasificación de los cambios producidos en las cubiertas del suelo de la Provincia de Granada entre 1998 y 2004. (pp. 225-232). En: 15° Congreso Nacional de Tecnologías de la Información geográfica. (19, 20 y 21 de Septiembre de 2012, Madrid, España). Tecnologías de la Información Geográfica en el contexto del Cambio Global. Martínez J. y P. Martín. (Eds). Madrid, España: CSIC. 671p.

Ruescas, A. y M. López. 1999. Cartografía de usos de suelo por teledetección para la modelización hidrológica. La cuenca del Carraixet (Valencia). (pp. 131-134). En: 8° Congreso Nacional de Teledetección. (22, 23 y 24 de Septiembre de 1999, Albacete, España). Teledetección: Avances y Aplicaciones. Castaño, S. y A. Quintanilla (Eds). Albacete, España. 462p.

Schulz, J.; L. Cayuela; C. Echeverría; J. Salas and J.M. Rey Benayas. 2010. Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975–2008). *Applied Geography*, 30(3): 436-447.

Segura, R. y G. Trincado. 2003. Cartografía digital de la Reserva Nacional Valdivia a partir de imágenes satelitales Landsat TM. *Bosque (Valdivia)*, 24(2): 43-52.

Shao, G. and J. Wu. 2008. On the accuracy of landscape pattern analysis using remote sensing data. *Landscape Ecology*, 23(5): 505-511.

Tang, Z.; B. Engel; B. Pijanowski and K. Lim. 2005. Forecasting land use change and its environmental impact at a watershed scale. *Journal of Environmental Management*, 76(1): 35-45.

UDP (Unidad de Diagnostico Parlamentario). 2012. *La desertificación en Chile. (Inf.) Chile: Departamento de Evaluación de la Ley. Cámara de Diputados. 19p.*

USGS (Unite State Geological Survey). 2015a. *Landsat 4-7 Climate data record (CDR) Surface Reflectance. (Guide, Version 5.9). Unite State Geological Survey. 27p.*

USGS (Unite State Geological Survey). 2015b. *Landsat 8 Climate Data Record Surface Reflectance. . (Guide, Version 1.4). Unite State Geological Survey. 27p.*

Van de Wouw, P.; C. Echeverría; J.M. Rey-Benayas and M. Holmgren. 2011. Persistent acacia savannas replace Mediterranean sclerophyllous forests in South America. *Forest Ecology and Management*, 262(6): 1100-1108.

ANEXOS

Anexo A. Clases y Firma Característica

A partir del análisis realizado, se definieron las siguientes coberturas con sus respectivas firmas espectrales características:

Agrícola (AGRO)

Corresponde a las distintas actividades agropecuarias de la zona, como el cultivo de hortalizas, frutales y crianza de animales. Se presenta una fotografía representativa de la cobertura en la Figura 15 y su firma espectral característica representada por el año 2014 en la Figura 16.



Figura 15. Fotografía representativa clase Agrícola.

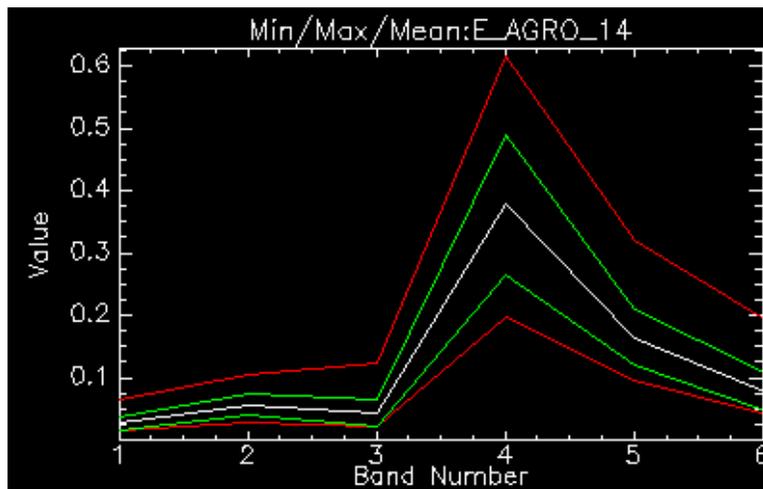


Figura 16. Firma espectral característica clase Agrícola.

Plantaciones Forestales (PF)

Corresponde a plantaciones de Álamo presentes en el plano del área de estudio. Se presenta una fotografía representativa de la cobertura en la Figura 17 y su firma espectral característica representada por el año 2014 en la Figura 18.



Figura 17. Fotografía representativa clase Plantaciones Forestales.

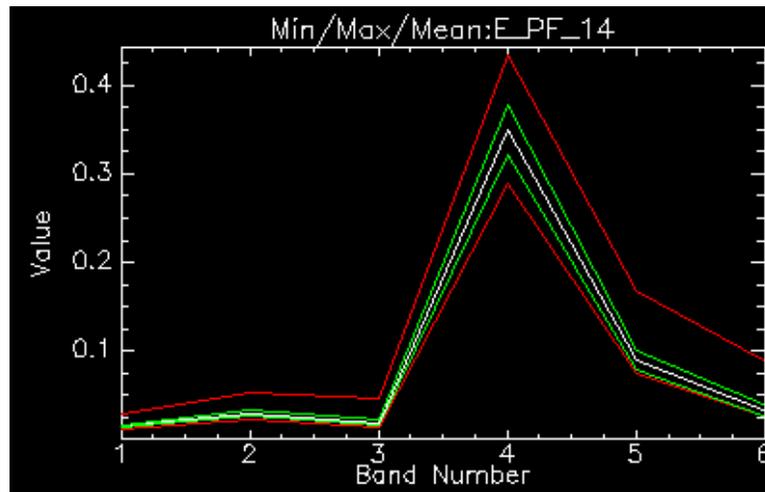


Figura 18. Firma espectral característica clase Plantaciones Forestales.

Asentamientos Humanos (AH)

Corresponde a caminos, poblaciones e industria. Se presenta una fotografía representativa de la cobertura en la Figura 19 y su firma espectral característica representada por el año 2014 en la Figura 20.



Figura 19. Fotografía representativa clase Asentamientos Humanos.

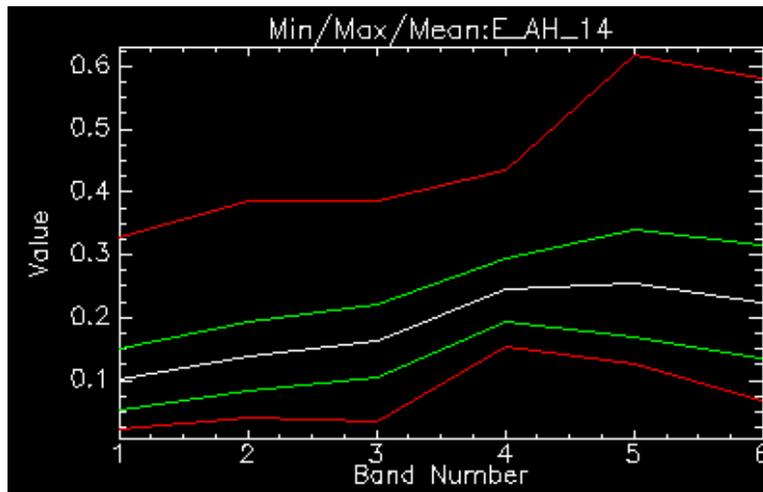


Figura 20. Firma espectral característica clase Asentamientos Humanos.

Suelo Desnudo (SD)

Corresponde a las áreas desprovistas de vegetación o con una cobertura vegetal incipiente ubicadas en zona silvestre del área de estudio. Se presenta una fotografía representativa de la cobertura en la Figura 21 y su firma espectral característica representada por el año 2014 en la Figura 22.



Figura 21. Fotografía representativa clase Suelo Desnudo.

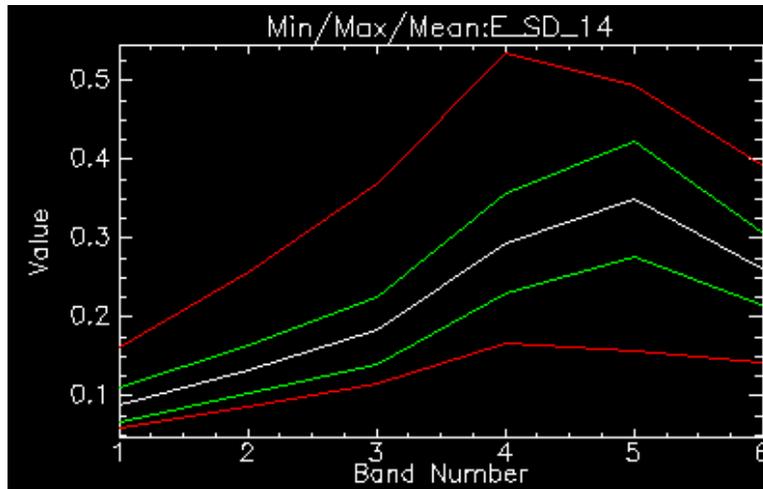


Figura 22. Firma espectral característica clase Suelo Desnudo.

Suelo Desnudo Antro (SDAH)

Corresponde a las áreas desprovistas de vegetación o con una cobertura vegetal incipiente ubicadas en zona antrópica del área de estudio. Generalmente suelo despejado para construcción o terrenos agrícolas abandonados. Se presenta una fotografía representativa de la cobertura en la Figura 23 y su firma espectral característica representada por el año 2014 en la Figura 24.



Figura 23. Fotografía representativa clase Suelo Desnudo Antro.

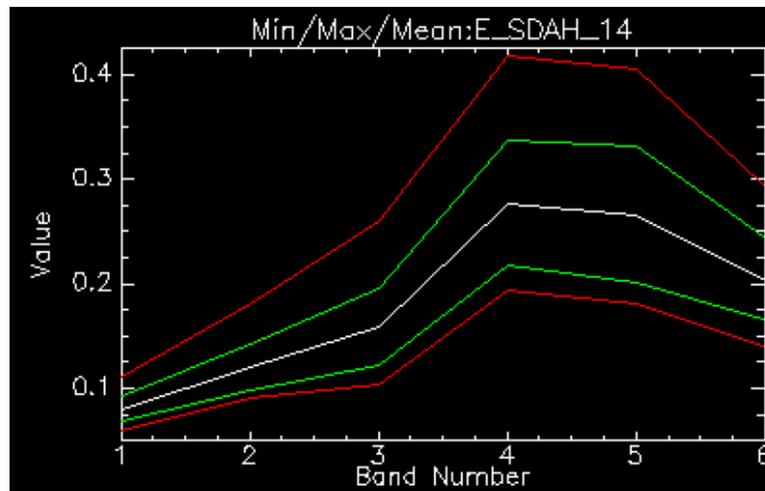


Figura 24. Firma espectral característica clase Suelo Desnudo Antro.

Matorral Claro (MC)

Matorral con baja cobertura. En distintas composiciones, puede representar antiguos bosques de renoual en donde solo persisten los individuos arbóreos, matorral de espino, matorral esclerófilo o áreas en sucesión natural. Se presenta una fotografía representativa de la cobertura en la Figura 25 y su firma espectral característica representada por el año 2014 en la Figura 26.



Figura 25. Fotografía representativa clase Matorral Claro.

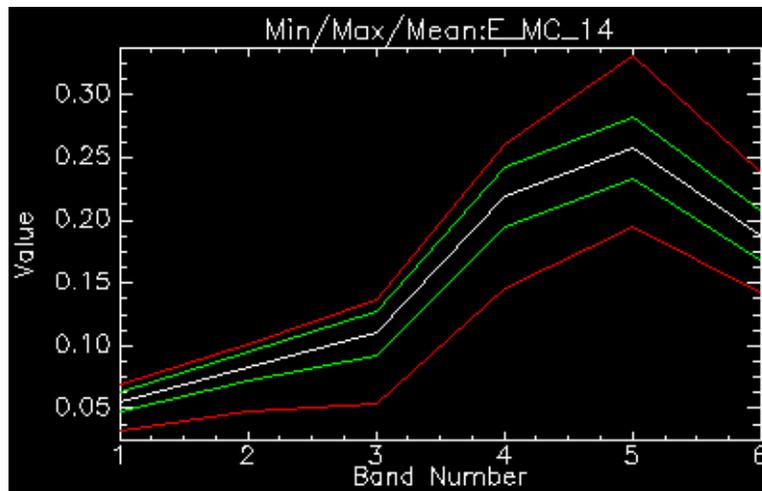


Figura 26. Firma espectral característica clase Matorral Claro.

Matorral Denso (MD)

Corresponde a un matorral con mayor cobertura vegetal, donde pueden encontrarse espinales densos, matorral esclerófilo o bosques de renopal muy degradados. Se presenta una fotografía representativa de la cobertura en la Figura 27 y su firma espectral característica representada por el año 2014 en la Figura 28.



Figura 27. Fotografía representativa clase Matorral Denso.

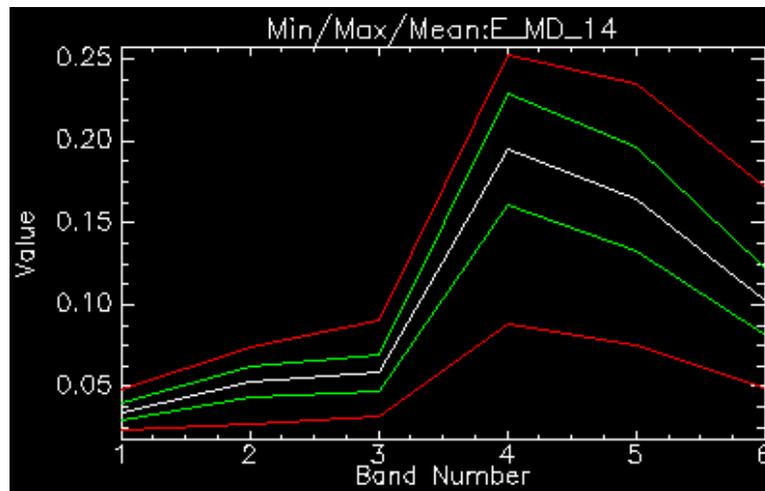


Figura 28. Firma espectral característica clase Matorral Denso.

Bosque (BN)

Corresponde a bosque esclerófilo y bosques mixtos esclerófilos con individuos caducifolios como Hualos y Robles de Santiago. En algunos sectores bajos, más cercano al área antrópica, fueron clasificadas en esta categoría algunas pequeñas plantaciones de Eucaliptus y Álamo. Se presenta una fotografía representativa de la cobertura en la Figura 29 y su firma espectral característica representada por el año 2014 en la Figura 30.



Figura 29. Fotografía representativa clase Bosque.

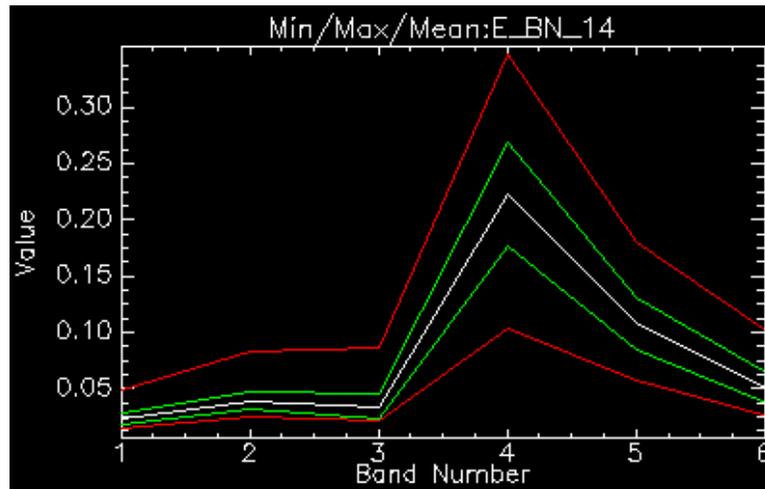


Figura 30. Firma espectral característica clase Bosque.

Agua (AGUA)

Corresponde a agua presente principalmente en la caja del Río Cachapoal, ya que por asuntos de escala, no es posible distinguir cursos y cuerpos de agua más pequeños. Se presenta una fotografía representativa de la cobertura en la Figura 31 y su firma espectral característica representada por el año 2014 en la Figura 32.



Figura 31. Fotografía representativa clase Agua.

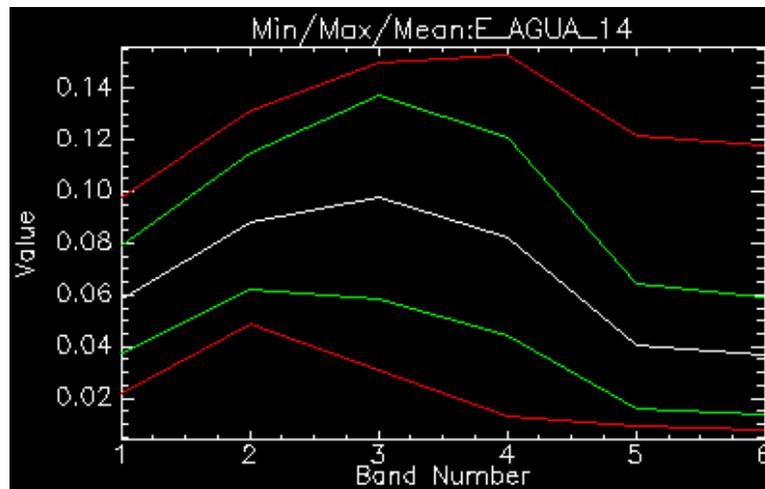


Figura 32. Firma espectral característica clase Agua.

Cuadro 10. Índice de Divergencia Transformada Entrenamiento 2014.

IDT	SD	PF	MD	MC	BN	AH	AGUA	AGRO
SDAH	1.87063444	2.00000000	2.00000000	1.98556156	2.00000000	1.99995737	2.00000000	1.99999976
SD		2.00000000	2.00000000	1.99162077	2.00000000	1.97069698	2.00000000	2.00000000
PF			2.00000000	2.00000000	1.99999653	2.00000000	2.00000000	2.00000000
MD				1.99951610	1.99878956	2.00000000	2.00000000	2.00000000
MC					2.00000000	1.99999998	2.00000000	2.00000000
BN						2.00000000	2.00000000	1.90791357
AH							1.99999520	2.00000000
AGUA								2.00000000

Anexo C. Validación de la Clasificación

Validación Clasificación 1985

La precisión general de la clasificación fue de 95.8065% con 297 pixeles bien clasificados sobre 310. El Estadístico Kappa es de 0.9512 considerado como una clasificación “casi perfecta” según la interpretación cualitativa hecha por Landis y Koch (1977).

El Cuadro 11 y x presentan la matriz de confusión construida para la clasificación del año 1985 a partir de los pixeles de validación.

Cuadro 11. Matriz de Confusión Clasificación 1985 en número de pixeles.

Class	V_SD	V_PF	V_MD	V_MC	V_BN	V_AH	V_AGUA	V_AGRO	V_SDAH	Total
Unclassified	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
E_SD	47	0	0	1	0	0	0	0	0	48
E_PF	0	10	1	0	0	0	0	0	0	11
E_MD	0	0	48	1	2	0	0	0	0	51
E_MC	3	0	0	48	0	0	0	0	0	51
E_BN	0	0	1	0	48	0	0	0	0	49
E_AH	0	0	0	0	0	20	0	0	3	23
E_AGUA	0	0	0	0	0	0	20	0	0	20
E_AGRO	0	0	0	0	0	0	0	49	0	49
E_SDAH	0	0	0	0	0	0	0	1	7	8
Total	50	10	50	50	50	20	20	50	10	310

Cuadro 12. Matriz de Confusión Clasificación 1985 en porcentajes.

Class	V_SD	V_PF	V_MD	V_MC	V_BN	V_AH	V_AGUA	V_AGRO	V_SDAH	Total
Unclassified	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
E_SD	94	0	0	2	0	0	0	0	0	15.48
E_PF	0	100	2	0	0	0	0	0	0	3.55
E_MD	0	0	96	2	4	0	0	0	0	16.45
E_MC	6	0	0	96	0	0	0	0	0	16.45
E_BN	0	0	2	0	96	0	0	0	0	15.81
E_AH	0	0	0	0	0	100	0	0	30	7.42
E_AGUA	0	0	0	0	0	0	100	0	0	6.45
E_AGRO	0	0	0	0	0	0	0	98	0	15.81
E_SDAH	0	0	0	0	0	0	0	2	70	2.58
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Para la clasificación 1985, los errores de comisión son bajos en cuanto a pixeles, siendo el de mayor importancia relativa, Asentamientos Humanos, donde 3 pixeles realmente pertenecías a la categoría Suelo Desnudo Antro. En el caso de los errores de omisión, ocurre el mismo fenómeno, donde el de mayor importancia relativa corresponde a Suelo Desnudo Antro el cual está directamente relacionado con el error de comisión mencionado anteriormente.

Cuadro 13. Errores de Comisión y Omisión Clasificación 1985.

Clase	Comisión (%)	Omisión (%)	Comisión (Pixel)	Omisión (Pixel)
S. Desnudo	2.08	6	1/48	3/50
P. Forestales	9.09	0	1/11	0/10
M. Denso	5.88	4	3/51	2/50
M. Claro	5.88	4	3/51	2/50
Bosque	2.04	4	1/49	2/50
A. Humanos	13.04	0	3/23	0/20
Agua	0	0	0/20	0/20
Agrícola	0	2	0/49	1/50
S.D. Antro	12.5	30	1/8	3/10

Validación Clasificación 1997

La precisión general de la clasificación fue de 96.5625% con 309 pixeles bien clasificados sobre 320. El Estadístico Kappa es de 0.9602 considerado como una clasificación “casi perfecta” según la interpretación cualitativa hecha por Landis y Koch (1977).

El Cuadro 14 presenta la matriz de confusión construida para la clasificación del año 1997 a partir de los píxeles de validación.

Cuadro 14. Matriz de Confusión Clasificación 1997.

Class	V_SD	V_PF	V_MD	V_MC	V_BN	V_SDAH	V_AH	V_AGUA	V_AGRO	Total
Unclassified	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
E_SD	49	0	0	0	0	0	0	3	0	52
E_PF	0	18	0	0	0	0	0	0	0	18
E_MD	0	0	46	0	1	0	0	0	0	47
E_MC	1	0	0	50	0	0	0	0	0	51
E_BN	0	0	4	0	49	0	0	0	0	53
E_SDAH	0	0	0	0	0	10	0	0	0	10
E_AH	0	0	0	0	0	0	20	0	0	20
E_AGUA	0	0	0	0	0	0	0	17	0	17
E_AGRO	0	2	0	0	0	0	0	0	50	52
Total	50	20	50	50	50	10	20	20	50	320

En el Cuadro 15, podemos notar que para este año existen bajos porcentajes de píxeles clasificados por errores de comisión. La clase con la mayor cantidad de errores de comisión fue Bosque, donde 4 píxeles fueron clasificados como tal pero pertenecían en la realidad a la categoría Matorral Denso. En cuanto a errores de omisión, la categoría agua presentó el mayor porcentaje, siendo clasificados 3 píxeles como Suelo Desnudo y no como Agua.

Cuadro 15. Errores de Comisión y Omisión Clasificación 1997.

Clase	Comisión %	Omisión %	Comisión (Pixel)	Omisión (Pixel)
S. Desnudo	5.77	2	3/52	1/50
P. Forestales	0	10	0/18	2/20
M. Denso	2.13	8	1/47	4/50
M. Claro	1.96	0	1/51	0/50
Bosque	7.55	2	4/53	1/50
S.D. Antro	0	0	0/10	0/10
A. Humanos	0	0	0/20	0/20
Agua	0	15	0/17	3/20
Agrícola	3.85	0	2/52	0/50

Validación Clasificación 2007

La precisión general de la clasificación fue de 92.8125% con 297 píxeles bien clasificados sobre 320. El Estadístico Kappa es de 0.9169 considerado como una clasificación “casi perfecta” según la interpretación cualitativa hecha por Landis y Koch (1977).

El Cuadro 16 presenta la matriz de confusión construida para la clasificación del año 2007 a partir de los píxeles de validación.

Cuadro 16. Matriz de Confusión Clasificación 2007.

Class	V_SD	V_PF	V_MD	V_MC	V_AH	V_AGUA	V_BN	V_AGRO	V_SDAH	Total
Unclassified	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
E_SD	41	0	0	0	0	3	0	0	0	44
E_PF	0	18	0	0	0	0	0	0	0	18
E_MD	0	0	47	0	0	0	0	0	0	47
E_MC	5	0	0	50	0	0	0	0	0	55
E_AH	0	0	0	0	20	1	0	0	4	25
E_AGUA	0	0	0	0	0	16	0	0	0	16
E_BN	0	0	3	0	0	0	50	0	0	53
E_AGRO	0	2	0	0	0	0	0	50	1	53
E_SDAH	4	0	0	0	0	0	0	0	5	9
Total	50	20	50	50	20	20	50	50	10	320

Como puede verse en el Cuadro 14, los errores de comisión de mayor importancia para la clasificación del año 2007, son para las clases Matorral Claro, en donde 5 píxeles pertenecían realmente a la clase Suelo Desnudo y Asentamientos Humanos y Asentamientos Humanos donde fueron clasificados píxeles que pertenecían a las clases Agua y Suelo Desnudo Antro. Los errores de omisión de mayor importancia los presentan Suelo desnudo Antro, donde 5 píxeles fueron clasificados como Agrícola y Asentamientos Humanos y Agua, donde 4 píxeles fueron confundidos por Suelo desnudo y Asentamientos Humanos.

Cuadro 17. Errores de Comisión y Omisión Clasificación 2007.

Clase	Comisión %	Omisión %	Comisión (Pixel)	Omisión (Pixel)
S. Desnudo	6.82	18	3/44	9/50
P. Forestales	0	10	0/18	2/20
M. Denso	0	6	0/47	3/50
M. Claro	9.09	0	5/55	0/50
A. Humanos	20	0	5/25	0/20
Agua	0	20	0/16	4/20
Bosque	5.66	0	3/53	0/50
Agrícola	5.66	0	3/53	0/50
S.D. Antro	44.44	50	4/9	5/10

La exactitud de la clasificación fue aceptable, siendo considerada como “Casi Perfecta” debido a su Coeficiente Kappa de 0.9169.

Validación Clasificación 2014

La exactitud global de la clasificación fue de un 95.1429% con 333 pixeles acertados sobre 350. El coeficiente Kappa obtuvo un valor de 0.9441, lo que representa una clasificación “Casi Perfecta” según la interpretación cualitativa hecha por Landis y Koch (1977).

El Cuadro 18 presenta la matriz de confusión construida para la clasificación del año 2014 a partir de los pixeles de validación.

Cuadro 18. Matriz de Confusión Clasificación 2014.

Class	V_AGRO	V_AGUA	V_AH	V_BN	V_MC	V_PF	V_SD	V_MD	V_SDAH	Total
Unclassified	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
E_AGRO	50	0	0	0	0	0	0	0	0	50
E_AGUA	0	12	0	0	0	0	0	0	0	12
E_AH	0	0	17	0	0	0	0	0	0	17
E_BN	0	2	0	50	0	0	0	0	0	52
E_MC	0	0	0	0	45	0	1	0	0	46
E_PF	0	0	0	0	0	50	0	0	0	50
E_SD	0	6	0	0	5	0	49	0	0	60
E_MD	0	0	0	0	0	0	0	50	0	50
E_SDAH	0	0	3	0	0	0	0	0	10	13
Total	50	20	20	50	50	50	50	50	10	350

Los resultados muestran que la clasificación del año 2014 presenta algunos errores de comisión, principalmente en la clase suelo desnudo, donde existen 11 pixeles que fueron clasificados como tal, pero que en la realidad pertenecían a las clases Agua y Matorral Claro y Suelo Desnudo Antro, donde 3 pixeles debieron pertenecer a la clase Asentamientos Humanos. En cuanto a los errores de Omisión, estos se presentan principalmente en la categoría Agua, donde 8 pixeles que en la realidad pertenecían a esa clase, no fueron clasificadas como tal, confundiéndose en su mayoría con Suelo Desnudo. Los resultados de los errores de omisión y comisión para cada categoría se presentan en el Cuadro 19.

Cuadro 19. Errores de Comisión y Omisión Clasificación 2014.

Clase	Comisión (%)	Omisión (%)	Comisión (Pixel)	Omisión (Pixel)
Agrícola	0	0	0/50	0/50
Agua	0	40	0/12	8/20
A. Humanos	0	15	0/17	3/20
Bosque	3.85	0	2/52	0/50
M. Claro	2.17	10	1/46	5/50
P. Forestales	0	0	0/50	0/50

Continua.

Clase	Comisión (%)	Omisión (%)	Comisión (Pixel)	Omisión (Pixel)
S. Desnudo	18.33	2	11/60	1/50
M. Denso	0	0	0/50	0/50
S.D. Antro	23.08	0	3/13	0/10