UNIVERSIDAD DE CHILE
Facultad de Ciencias Forestales
Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

DEFORESTACIÓN DEL BOSQUE NATIVO EN EL CORDÓN DE CANTILLANA: CAUSAS Y ESCENARIOS FUTUROS

Proyecto de grado presentado como parte de los requisitos para optar al grado de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza.

ÁLVARO FABIÁN SALAZAR PÉREZ
Ingeniero en Recursos Naturales Renovables

Santiago, Chile
2009

Tesis presentada como parte de los requisitos para optar al grado de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

Profesor(a) Guía	Nombre	Dr. Luis Morales S.
	Nota	
	Firma	
Profesor(a) Consejero(a)	Nombre	Dr. Sergio Donoso C.
	Nota	
	Firma	
Profesor(a) Consejero(a)	Nombre	Dr. Jorge Pérez-Quezada
	Nota	
	Firma	

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN 9
1.1 La aproximación a nivel de paisaje 9
1.2 Métricas de Paisaje 12
1.4 Deforestación del bosque nativo 14
1.5 Factores determinantes de la deforestación del bosque nativo 16
1.5.1 Crecimiento Poblacional 17
1.5.2 Caminos 18
1.5.3 Propiedad de la tierra 19
1.5.4 Urbanización 19
1.5.5 Variables ambientales 20
1.6 Modelamiento del paisaje 21
1.6.1 Autómatas Celulares y Cadenas de Markov 21
1.6.2 Otros Modelos de Paisaje 23
1.6.2.1 *LANDIS* 23
1.6.2.2 *GEOMOD* 23
1.6.2.3 Land Change Modeler (LCM) 24
1.7 El bosque esclerófilo de Chile central 24
1.8 El Cordón de Cantillana 26
2. OBJETIVO GENERAL 28
3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS 28
4. MATERIALES Y MÉTODOS 29
4.1 Área de Estudio 29
4.1.1 Cordón de Cantillana 29
4.1.2 Límite del Área de Estudio 29
4.1.3 Clima 30
4.1.4 Capacidad de Uso del Suelo 31
4.1.5 Aspectos socioeconómicos 31
4.1.6 Actividad Minera 33
4.2 Procesamiento de la Información 34
4.2.1 Vegetación escasa (VE) 34
4.2.2 Matorral 34
4.2.3 Bosque esclerófilo 35
4.2.4 Bosque caducifolio 35
4.2.5 Vegetación agrícola 35
4.2.6 Lagunas y embalses 35
4.2.7 Suelo desnudo 35
4.2.8 Tranque de relave 35
4.3 Deforestación del Bosque Nativo 36
4.4 Variables relacionadas con la deforestación del bosque nativo 37
4.5 Modelamiento de Paisaje 40
4.5.1 Cadenas de Markov 40
4.5.2 Ca_Markov 41
4.5.3 Evaluación Multicriterio 41
4.5.4 Factores 42
4.5.4.1 Factor Elevación 42
4.5.4.2 Factor Pendiente 43
4.5.4.3 Factor Gradiente humedad 44
4.5.5 Restricciones 45
4.5.6 Autómatas Celulares 45
4.5.7 Escenarios de cambio de uso del suelo 47
4.5.7.1 Sin estrategias de conservación 47

4.5.7.2 Con estrategias de conservación 47
4.5.7.2.1 Zonas de Preservación (ZP) 48
4.5.7.2.2 Zona de Conservación (ZC) 49
4.5.7.2.3 Zona de Amortiguamiento (ZA) 49
4.5.7.2.4 Zona de Manejo Directo de Recursos (ZM) 50
4.5.7.2.5 Zonas Histórico Culturales (ZH) 50
4.5.7.2.6 Zonas de protección de cauces y cuerpos de agua (ZPC) 51
4.5.8 Validación del Modelo 51
4.5.9 Comparación de la estructura espacial de bosque nativo entre escenarios 52
5. RESULTADOS 53
5.1 Deforestación del Bosque Nativo 53
5.2 Variables relacionadas con la deforestación del bosque nativo 54
5.2.1 Periodo 1989-1999 54
5.2.2 Periodo 1999-2003 55
5.3 Modelamiento de Paisaje 56
5.3.1 Validación del modelo 56
5.3.2 Análisis del cambio de uso de suelo entre 1989 y 2020 56
5.3.2.1 Variaciones en la superficie de Bosque Nativo 58
5.3.3 Comparación de la estructura espacial de bosque nativo entre escenarios 60
6. DISCUSIÓN 63
6.1 Deforestación del bosque Nativo 63
6.2 Variables relacionadas con la deforestación del bosque nativo 64
6.3.1 Validación 67
6.3.2 Escenarios de Uso de Suelo 67
7. CONCLUSIONES 70
8. BIBLIOGRAFÍA 71
APÉNDICE 88

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Límites del Área de Estudio 30
Figura 2. Mapas de uso del suelo generados por Castillo (2007) 37
Figura 3. Diagrama de flujo que ilustra el procedimiento para la identificación de las variables relacionadas con la deforestación para ambos periodos analizados 39
Figura 4. Adecuación para rangos de elevación para los diferentes usos de suelo del Cordón de Cantillana 43
Figura 5. Adecuación para rangos de pendiente para los diferentes usos de suelo del Cordón de Cantillana 44
Figura 6. Adecuación para rangos de humedad para los diferentes usos de suelo del Cordón de Cantillana 45
Figura 7. Diagrama de flujo que ilustra el modelo combinado de Cadenas de Markov y Autómatas Celulares en el módulo Ca_Markov de Idrisi Andes para la generación de los mapas proyectados para el año 2015 y 2020. En el campo de la evaluación multicriterio para la producción de los mapas de adecuación se consideró la aplicación o no de estrategias de conservación 46
Figura 8. Principales categorías de la zonificación realizada por el centro EULA en el Cordón de Cantillana. ZP: zonas de preservación, ZC: zonas de conservación, ZA: zonas de amortiguamiento, ZM: zonas de manejo, ZPC: zona de protección de cauces 51
Figura 9. Deforestación del bosque nativo en relación a la superficie de bosque nativo en el año 1989 54
Figura 10. Mapas de deforestación en Altos de Cantillana para el periodo 1989-1999 (a) y para el periodo 1999-2003 (b). Las áreas negras corresponden aquellas zonas deforestadas en cada uno de los periodos 54
Figura 11. Superficie de los principales usos de suelo en Altos de Cantillana entre 2003 y 2020 58
Figura 12. Contribuciones de los usos de suelo hacia bosque nativo en el periodo 2003-2015 59
Figura 13. Contribuciones de los usos de suelo hacia bosque nativo en el periodo 2015-2020 60
Figura 14. Variación en el índice de área media de los parches de bosque nativo según la estrategia de conservación aplicada 61
Figura 15. Variación en el índice de proximidad media de los parches de bosque nativo según la estrategia de conservación aplicada 61
Figura 16. Variación en el índice del parche más grande de bosque nativo según la estrategia de conservación aplicada 62
Figura 17. Muestras para el modelo de regresión lineal múltiple para ambos periodos de estudio 88
Figura 18. Mapas de variables explicatorias utilizadas en los modelos de regresión lineal múltiple. a) elevaciones, b) pendientes, c) gradientes de humedad, d) distancia a agricultura en 1989, e) distancia a agricultura en 1999, f) distancia a poblados, g) distancia a caminos y h) distancia a ciudades 89
Figura 19. Mapas de adecuación de los usos de suelo producidos en la evaluación multicriterio según la aplicación o no de estrategias de conservación en Altos de Cantillana: a) Vegetación escasa, b) Lagunas y Embalses, c) Matorral, d) Bosque Nativo, e) Suelo Desnudo, f) Vegetación Agrícola y g) Tranque de Relave 90

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Capacidad de Uso del Suelo del Área de Estudio 31
Cuadro 2. Lista de variables, transformaciones y fuentes utilizadas en el análisis de la deforestación en Altos de Cantillana 40
Cuadro 3. Categorías de Manejo Estudio EULA 48
Cuadro 4. Variables dependientes y explicatorias incorporadas en los modelos de regresión múltiple. Las variables sin valor t corresponden a aquellas que no ingresaron a los modelos de regresión múltiple debido a que resultaron no significativas en los modelos de regresión simple 55
Cuadro 5. Matriz de áreas de transición resultantes del proceso markoviano para el periodo 2003-2015. Las filas representan los usos de suelo pasados y las columnas los usos de suelo futuros 56
Cuadro 6. Matriz de áreas de transición resultantes del proceso markoviano para el periodo 2015-2020. Las filas representan los usos de suelo pasados y las columnas los usos de suelo futuros 57

RESUMEN

Los bosques nativos de Chile Central han sido clasificados dentro de un “hotspot” biológico dados su alto endemismo y diversidad biológica. Sin embargo, la superficie de este bosque ha disminuido progresivamente debido a actividades humanas asociadas fundamentalmente al cambio de uso del suelo. En este estudio, se cuantificó el proceso de deforestación del Cordón de Cantillana ubicado en la Región Metropolitana y se asoció a variables ambientales y antrópicas con modelos lineales generalizados en los años 1989-1999 y 1999-2003. Del mismo modo, se emplearon modelos de paisaje mediante la aplicación combinada de Cadenas de Markov y Autómatas Celulares para la generación de dos escenarios de cambio de uso del suelo para los años 2015 y 2020. Estos escenarios estuvieron definidos por la aplicación de estrategias de conservación o ausencia de éstas y se compararon mediante la aplicación de métricas de paisaje. Los resultados revelaron tasas de deforestación que variaron entre 1,6% año^{-1} para el periodo 1989-1999 y 2,1%año^{-1} para el periodo 1999-2003. En el primer periodo el proceso estuvo fuertemente relacionado a la distancia a poblados, en donde la mayor superficie deforestada se concentró en torno a esas áreas. En el segundo periodo los modelos de regresión revelaron que la deforestación se asoció a variables relacionadas con la humedad, siendo mayor en sectores con menor proporción de áreas húmedas y semihúmedas. Por otro lado, las proyecciones de uso de suelo predicen una recuperación de superficie de bosque en los próximos años independiente de la aplicación o no de estrategias de conservación. Sin embargo, bajo el escenario “con estrategias de conservación” el bosque nativo se mostrará más cohesionado y menos fragmentado en distribución. La descripción de los cambios espaciales en la superficie de bosque nativo, la asociación de estos cambios con variables antrópicas y ambientales potencialmente asociadas a ellos y la proyección de los cambios de acuerdo a escenarios variables entregan herramientas de gran utilidad para el estudio, manejo y evaluación de las estrategias de decisión sobre los bosque nativos de Chile central y los recursos naturales renovables en general.

Palabras clave: bosque nativo, deforestación, modelos de regresión, modelos de paisaje

ABSTRACT

The native forests of Central Chile are classified as a biological “hotspot” as a result of their high endemism and species diversity. However, their area has been strongly reduced by human activities associated mainly with land use change. In this study, deforestation rates were applied in order to quantify the deforestation process in the Cordón de Cantillana located in Central Chile in two periods: 1989-1999 and 1999-2003. With application of regression models, the pattern of deforestation was assessed in relation to major environmental and anthropogenic variables that may drive forest loss. Also, landscape models were applied through a combination of Markov Chains and Cellular Automata techniques to create two land use scenarios for years 2015 and 2020. This land use change scenarios were defined by the potential application of biodiversity conservation strategies in the area and were compared with the application of landscape indices. The results revealed deforestation rates of 1,6% year^{-1} between years 1989 and 1999, and 2,1% year^{-1} between years 1999 and 2003. In the first period the deforestation process was strongly related to distance to villages, where the forests loss was concentrated in areas near to villages. In the second period the deforestation was related to variables associated with humidity, where forest loss was concentrated in zones with a small proportion of wet areas. In the other hand, the landscape models predict a forest recovery after year 2003 in both scenarios. However, under a conservationist scenario the native forest will show a more connected and less fragmented spatial structure. The descriptions of the spatial changes of native forest area, the association of these changes with environmental and anthropogenic variables and modeling of landscapes under land use scenarios are important tools for study, management and evaluation of decision making processes related to native forests and others renewable natural resources in Central Chile.

Key words: native forest, deforestation, regression models, landscape models

1. INTRODUCCIÓN

Los impactos de las actividades humanas sobre el medio ambiente global están ocurriendo a grandes magnitudes, tasas y escalas espaciales (Hayes *et al*., 2002). Esta situación ha provocado un considerable aumento de investigaciones orientadas a las consecuencias del cambio en los patrones de uso del suelo sobre los ecosistemas (Zheng *et al*., 1997; Antrop 2000; Dale *et al*., 2000; Turner *et al*., 2003; Bürgi *et al*., 2004; Yuliang *et al*. 2004). Los cambios de uso de suelo relacionados con la explotación forestal y la habilitación de terrenos agrícolas son una de las causas más importantes de la deforestación de los bosques nativos (Zheng *et al*., 1997; Nagashima *et al*., 2002; Frosini de Barros *et al*., 2005), afectando el clima y la atmósfera (Houghton, 1990; Houghton *et al*., 1991), la hidrología, el flujo de nutrientes (Lin *et al*., 2007) y la biodiversidad (Sala *et al*., 2000; Fharing, 2003). En este escenario, se han incrementado los estudios descriptivos sobre la deforestación a escala de paisaje. Del mismo modo, se ha incrementado seguidamente la necesidad de identificar las variables determinantes o descriptoras de estos procesos y cómo ellas afectarían los paisajes en el futuro (Turner *et al*., 2003; Bürgi, *et al*., 2004). Estas aproximaciones no sólo permitirán entender los fenómenos directamente asociados a los cambios de los paisajes sino que también generarán herramientas para el diseño y evaluación de planes de manejo del territorio a escala de paisaje (Schwartz, 1997) o el aprovechamiento sostenible de los bienes y servicios otorgados por los bosques remanentes (Sampson & DeCoster, 2000).

1.1 La aproximación a nivel de paisaje

Lo anterior, sumado al surgimiento de nuevos conceptos en ecología vinculados con grandes escalas espacio-temporales y los avances tecnológicos de los últimos cien años, ha llevado a los paisajes a ser considerados como elementos relevantes para el manejo y estudios en ecología (Turner *et al*., 2001). Ha aumentado la demanda de soluciones científicas para problemas ligados a grandes extensiones de territorio y la consideración de las consecuencias de la heterogeneidad espacial en la toma de decisiones. Por ejemplo, la necesidad de estudiar los efectos de la pérdida de hábitat sobre poblaciones de animales y plantas para su conservación, el diseño de programas de prevención en zonas con disturbios naturales recurrentes, la expansión de áreas densamente pobladas, y la necesidad de reducir la contaminación de los ecosistemas son aspectos que demandan propuestas de manejo a nivel de paisaje. Por otro lado, la consideración de la escala como elemento esencial en el estudio de la naturaleza ha reforzado la consideración del paisaje

como un área de estudio distintiva (Turner *et al*., 2001). También, el surgimiento de nuevos elementos conceptuales en ecología como la teoría de la jerarquía (Rowe, 1961) ha demostrado que relaciones existentes a una determinada escala o nivel no necesariamente pueden ser extrapoladas a otras, lo que ha puesto en duda la aplicabilidad de los resultados de numerosos estudios ecológicos realizados a escalas finas para la solución de problemas a escalas a nivel de paisaje (Turner *et al.*, 2001). Esto ha fortalecido la necesidad de una aproximación paisajista con nuevos conceptos y metodologías para el estudio de la naturaleza y cuestiones relacionadas con el manejo del territorio.

Esta necesidad ha sido recogida en gran medida por la ecología del paisaje, ciencia que estudia las relaciones entre los patrones espaciales y los procesos ecológicos a diferentes escalas (Forman & Godron, 1986). Esta disciplina considera explícitamente la estructura espacial y la interacción espacio-temporal de los procesos ecológicos (Wagner & Fortin, 2005), lo que constituye un aporte esencial al cambio de una visión homogénea de la naturaleza hacia una que reconoce la heterogeneidad como elemento clave para entender su complejidad (Wiens, 1989).

La ecología de paisaje surgió en Europa, en donde los biogeógrafos describieron el paisaje como una integración entre el medio ambiente, la biota y los componentes humanos (Naveh & Lieberman, 2002) y que cautivó a los científicos norteamericanos a partir de la década de los 80' (Forman & Godron, 1986; Forman, 1995; Turner *et al*., 2001). Esta ciencia reconoce la importancia ecológica del patrón espacial, cuyas causas se deben a la variabilidad de las condiciones abióticas tales como el clima, la topografía y los suelos, a las interacciones bióticas como la competencia y depredación, a la dinámicas de los disturbios naturales y la sucesión (Pickett & White, 1985), y a los patrones pasados y presentes de los asentamientos humanos y uso del suelo (Forman, 1995). Siguiendo la teoría de la jerarquía de las organizaciones ecológicas (Rowe, 1961), es posible analizar los patrones espaciales de la naturaleza generados, en primera instancia, a partir de procesos geomorfológicos ocurridos a grandes escalas, los que generan la apariencia de gradientes y estructuras parchosas sobre la superficie terrestre como cordilleras, lagos, bosques, etc. Estos procesos inducen la formación de respuestas similares en los sistemas biológicos, espacial y temporalmente. Dentro de estas unidades relativamente homogéneas, procesos bióticos como la reproducción y muerte, interacciones predador-presa, disponibilidad de alimento, parasitismo, etc., causan la apariencia de estructuras espaciales adicionales (Legendre, 1993). Esto, sumado a los disturbios naturales y el uso del suelo por parte de la población humana, generan nuevos patrones espaciales que influencian procesos ecológicos como el

movimiento de los organismos, la dispersión de los disturbios y el movimiento de materia y energía (Turner *et al*., 2001).

Los orígenes conceptuales de la ecología del paisaje nos llevan a la fitosociología de principios del siglo XIX, cuyo interés se centró en el estudio de la distribución espacial de las asociaciones vegetales (Broun-Blanquet, 1932) y que dio cuenta que a grandes escalas las comunidades vegetales forman patrones espaciales determinados por limitantes ambientales relacionados con la topografía, humedad y temperatura. Otra aproximación que alimentó el asidero teórico de la ecología del paisaje fue la teoría de biogeografía de islas (McArthur & Wilson, 1967), la que asemejó los parches de vegetación natural con islas oceánicas y que ha sido fundamental en el estudio de los efectos de los cambios en el patrón espacial de la vegetación sobre la riqueza de especies. En los últimos años, esta teoría ha sido reemplazada en gran medida por la teoría de metapoblaciones (Hansky, 1998), base conceptual para el estudio de las consecuencias de la pérdida del hábitat sobre las poblaciones de animales y plantas (Baguette *et al*., 2003; Hansky, 1999).

En el estudio de la naturaleza, la ecología del paisaje reconoce dos componentes principales: estructura y función. La estructura es la composición, configuración y proporción espacial de los distintos elementos o ecosistemas del paisaje (Forman & Godron, 1986). Está constituida por parches, corredores y matriz, elementos constituyentes del mosaico del paisaje. Los parches son áreas relativamente homogéneas no-lineales diferenciadas de su entorno y su definición dependerá siempre del fenómeno en consideración (McGarigal & Marks, 1994). Por ejemplo, para actividades de cosecha de un bosque, un parche puede corresponder a un rodal. Sin embargo, un rodal puede no constituir un parche bajo la perspectiva de un organismo particular. Los corredores son franjas que difieren de lo que las rodea. La matriz, en tanto, es el elemento del paisaje más conectado y de mayor área en el paisaje (Forman, 1995). La disposición en el espacio de los elementos del paisaje es lo que se denomina configuración espacial, es decir, el arreglo espacial u orientación de los distintos elementos del paisaje. Por otro lado, la función de los paisajes está definida como el flujo de materiales, energía y especies entre los diferentes elementos que lo conforman (Forman & Godron, 1986). Ambos componentes, estructura y función, están estrechamente entrelazados. Por ejemplo, los corredores, elementos estructurales del paisaje, son al mismo tiempo importantes en aspectos funcionales de los mismos dado que constituyen una unidad de tránsito para especies, materiales y energía, actúan como barrera para movimientos de materia y especies, y hábitat para una variedad de organismos (Forman, 1995; Bennett, 2003).

1.2 Métricas de Paisaje

Uno de los problemas de los estudios de los cambios de la configuración espacial o elementos estructurales de los paisajes es la falta de un método comúnmente aceptado para cuantificarlos. Diversos estudios han abordado esta problemática mediante la aplicación de métricas que cuantifican la estructura del paisaje (O'Neill *et al*., 1988), habiendo al menos 40 tipos diferentes de ellas (McGarigal & Marks, 1994; Franklin, 2001). Estas mediciones permiten una descripción simplificada de la composición y la estructura del paisaje y asociarla a un sinnúmero de procesos. Estas mediciones, presentan el problema de estar fuertemente correlacionadas entre ellas (Gustafson, 1998; Fahring, 2003) al tiempo que ninguna métrica es capaz de caracterizar un paisaje por sí misma, por lo que es necesario la selección de un grupo de ellas para cuantificarla. El no reconocimiento de estas limitantes en el estudio de la fragmentación conllevaría a una difícil interpretación de los resultados (Fahring, 2003). Esta problemática ha sido abordada por autores que han identificado un grupo de métricas independientes que son capaces de cuantificar la configuración espacial de un paisaje (Li & Reynolds, 1995; McGarigal & McComb, 1995).

En general, las métricas de paisaje se ubican en dos grandes categorías: aquellas que cuantifican la composición de un paisaje sin referencias a sus atributos espaciales y aquellas que cuantifican la estructura de un paisaje, y que requieren información espacial para su cálculo (Gustafson, 1998).

La composición es fácil de cuantificar y se refiere a las características asociadas con la variedad y abundancia de los diferentes tipos de parches presentes en un paisaje. Dado que la composición integra a todos los parches presentes, las métricas de composición sólo se aplican a nivel de paisaje. Las principales métricas se encuentran agrupadas de la siguiente manera:

- Abundancia proporcional de cada cobertura: Es uno de los trozos de información más simples y útiles que pueden ser obtenidos desde un mapa, y es la proporción de cada clase o cobertura relativa a todo el paisaje.

- Riqueza: Es simplemente en número total de tipos de parches o hábitat. Estas métricas no son afectadas por la abundancia relativa de los tipos de parches o el arreglo espacial de éstos.

- Igualdad: La igualdad está referida a la abundancia relativa de los diferentes tipos de parches. Estas métricas enfatizan la dominancia o su complemento (e.g. Igualdad = 1-Dominancia) de los diferentes tipos de parches.

- Diversidad: Medidas de diversidad han sido extensivamente aplicadas en una variedad de aplicaciones ecológicas. Estas están constituidas por dos componentes, riqueza e igualdad y pueden ser aplicadas en una variedad de formas (e.g. Índice de Shannon, Índice de Simpson), dependiendo de la importancia relativa otorgada a estos dos componentes.

La configuración o estructura espacial es más difícil de cuantificar. Uno de los aspectos de la configuración es la cuantificación del carácter espacial de los parches como el área. Otros aspectos de la configuración, tales como el aislamiento entre parches, son cuantificaciones de las relaciones espaciales entre los parches y tipos de parches (tipos hábitat). Estas medidas son espacialmente explícitas en el paisaje dado que representan la ubicación de los parches individuales en el mosaico. Existen muchos aspectos de la configuración y es abundante la literatura orientada a métodos e índices para representarla (Gustafson, 1998). Los principales aspectos de la configuración analizados en el presente estudio son (McGarigal & Marks, 1994):

- Distribución del tamaño de los parches: El tamaño del parche es la medida más simple de la configuración y muchas métricas lo utilizan como base para su cálculo. La distribución del tamaño puede resumirse en una variedad de formas (Por ejemplo: media, desviación estándar, varianza)

- Aislamiento/proximidad: Este grupo de medidas están referidas a la tendencia de los parches a estar más aislados de los otros parches del mismo tipo o con las mismas características ecológicas. Algunas de ellas se basan en la distancia entre parches vecinos, mientras otras lo hacen considerando al tamaño y la proximidad de los parches vecinos en el vecindario de cada uno de los parches.

1.3 Cambio del paisaje

El cambio del paisaje es la alteración de su estructura y función en el tiempo (Forman & Godron, 1986), y es uno de los aspectos más importantes en los paisajes. En la actualidad, el cambio está determinado por dos principales agentes: los disturbios naturales y el cambio provocado por las actividades humanas (Forman, 1995; Turner *et al*., 2001). Las alteraciones naturales son factores importantes en la creación de patrones en los paisajes, introduciendo mosaicos compuestos por elementos del paisaje de variados tamaños y formas. Juegan un rol en el mantenimiento de la estructura de las comunidades y la función de los ecosistemas (Sousa, 1984). Los disturbios están a su vez influenciados por la estructura espacial de los paisajes. Por ejemplo, el patrón espacial de las comunidades vegetacionales puede determinar la dirección e intensidad de los incendios (Pickett & White, 1985). Las modificaciones que realiza el hombre sobre el paisaje también puede afectar el régimen de disturbios naturales. Por ejemplo, la construcción de represas modifica la tasa y extensión de las inundaciones, la deforestación de la vegetación nativa modifica los efectos de las tormentas de vientos y las condiciones climáticas locales (August *et al*., 2002).

Actualmente, de los agentes de cambio de los paisajes, los disturbios provocados por las actividades humanas es el más significativo de todos. Éstos han alterado las abundancias relativas de los hábitat naturales mediante la introducción de nuevos usos como la agricultura, la ganadería, la explotación, asentamientos, construcciones, minería, etc. (Dale *et al*., 2000). La tasa de alteración de los distintos ecosistemas alrededor del mundo va en creciente aceleración, particularmente en regiones con alto crecimiento poblacional (Pfaff, 1999). Los bosques han disminuido considerablemente su superficie. Entre el 2000 y 2005 se perdieron aproximadamente 7,3 millones de hectáreas anuales de bosque (FAO, 2005) con una variedad de consecuencias sobre la biodiversidad. En este sentido, la ecología del paisaje, desde una perspectiva transdisciplinaria (Wu, 2006), entrega herramientas para entender estas consecuencias (Fahring, 2003) y proponer soluciones para el manejo y conservación de la biodiversidad (Bennet, 2003).

1.4 Deforestación del bosque nativo

Desde comienzos del siglo XX, los cambios en el medio ambiente global, expresados en modificaciones en la estructura de los ecosistemas y pérdida de biodiversidad, ha despertado el interés público y el debate político a nivel internacional. Unas de las grandes modificaciones sobre el medioambiente son la deforestación de los bosques nativos y su reemplazo por especies no nativas y otros usos de suelo. Esta pérdida de hábitat y la

transformación de áreas boscosas continuas a zonas con parches pequeños, aislados y de mayor longitud de borde, tienen impactos sobre los ecosistemas que ocurren en una variedad de escalas espaciales y temporales (Hayes *et al*., 2002). En áreas como Norteamérica (Staus *et al*., 2002; Ochoa-Gaona & Gonzalez-Espinoza, 2000), América Central (Nagendera *et al*., 2003), Sudamérica (Huang *et al*., 2007), Asia (Zheng *et al*., 1997), Madagascar (Consiglio *et al*., 2006), Europa (Haigh *et al*., 2004) y Oceanía (Nagashima *et al*., 2002), grandes extensiones de bosque han sido afectados por la deforestación. Estos procesos han impactado fuertemente la biodiversidad mediante efectos sobre la riqueza (Schmiegelow & Mönkkönen, 2002), abundancia (Hinsley *et al*., 1995) y composición (Bustamante *et al*., 2003) de especies. Además, la pérdida de hábitat puede afectar el patrón de distribución de éstas y provocar un aumento del riesgo de pérdida de intercambio genético crítico para la sobrevivencia de las poblaciones en el largo plazo (Sork y Smouse, 2006).

Hoy en día, la mayor disponibilidad de herramientas de percepción remota, como lo son las imágenes satelitales, ha permitido un aumento importante de estudios sobre deforestación a grandes escalas espaciales (Zheng *et al*., 1997; Cohen *et al*., 2002; Bresee, 2004). Sin embargo, estos estudios se han concentrado mayormente en ecosistemas tropicales (Rignot *et al*., 1997; Cropper *et al*., 1999; Hayes *et al*., 2002; Steininger *et al*., 2001; Gaveau *et al*., 2007) y bosques templados del Hemisferio Norte (Cohen *et al*., 2002; Ochoa-Gaona & Gonzalez-Espinoza, 2000; Staus *et al*., 2002), y, en menor medida, de Sudamérica (Bustamante & Castor, 1998; Boletta *et al*., 2006; Echeverría *et al*., 2006; Echeverría *et al*., 2007). Muy pocas investigaciones relativas a la deforestación a escala de paisaje se han enfocado en ecosistemas mediterráneos (Pueyo *et al*., 2006), pese a su relevancia en relación a la biodiversidad, endemismo y amenaza de especies debido a actividades humanas (Myers, 2000).

En Chile los estudios han registrado altas tasas de deforestación de bosques templados del centro-sur y sur del país (Bustamante & Castor, 1998; Lara *et al*., 1989; Olivares, 2000; Echeverría *et al*., 2006; Echeverría *et al*., 2007; Salazar, 2007). Se observa un escaso número de estudios referidos al cambio de uso del suelo a escala de paisaje en Chile Central (Echeverria *et al*., 2006; Castillo, 2007) y aún más reducidos son los que vinculan este cambio con factores causales (Echeverria *et al*., 2008) No se registran en el país investigaciones que relacionen la transformación del paisaje con variables socioeconómicas que podrían explicar estos cambios. La gran mayoría de las investigaciones en el área se han enfocado a entender la dinámica y biodiversidad de estos bosques a escalas finas (Jiménez & Armesto, 1992; Montenegro *et al*., 2004; Cowling *et al*., 1996), haciendo difícil la

extrapolación a escalas de paisajes. Por lo tanto, es necesario sumar esfuerzos hacia estudios que vislumbren las relaciones entre las consecuencias de la transformación del paisaje y sus factores causales con el objeto de generar herramientas de apoyo al manejo del territorio a una escala mayor. También, es necesario el análisis de proyecciones de cambio de uso del suelo basadas en las tendencias actuales que aporten nuevas visiones entorno al análisis de los paisajes.

1.5 Factores determinantes de la deforestación del bosque nativo

Uno de los mayores desafíos de la ecología del paisaje para un manejo adecuado de los recursos es el hallazgo de relaciones entre los patrones y los procesos a escala de paisaje (Forman, 1995). Dada la magnitud de los cambios ocurridos en los últimos cien años en la configuración espacial de los bosques alrededor del mundo, es importante establecer relaciones entre estos procesos y las diferentes actividades productivas del hombre que entreguen argumentos sólidos para el manejo sustentable del paisaje (Lambin *et al*., 2001).

En la última década, nuevos estudios han mostrado la magnitud de las consecuencias de las actividades humanas sobre la naturaleza (Lambin *et al*., 2001). A nivel global, éstas impactan variados aspectos del funcionamiento de la biosfera tales como la diversidad biológica global (Sala *et al*., 2000), el cambio climático local, regional y global (Chase *et al*., 1999), la degradación de los suelos (Giovannini *et al*., 2001) y, mediante la alteración de los servicios ecosistémicos, afecta la capacidad de los sistemas biológicos de satisfacer las necesidades de la población humana (Vitousek *et al*.,1997). Esta transformación es precipitada por factores sociales, económicos y políticos, y condicionada por restricciones medioambientales (Ojima *et al*., 1994). En general, existen cinco tipos de fuerzas responsables de la transformación de los paisajes: a) económicas, b) políticas, c) tecnológicas, d) culturales y e) naturales (Bürgi *et al*., 2004). Las cuatro primeras están estrechamente relacionadas; las necesidades económicas se expresan en políticas y leyes que a su vez estimulan el desarrollo de aspectos estructurales como carreteras y caminos. La cultura determina la forma e intensidad en que un paisaje es transformado, es decir, es la identidad de la transformación que refleja la historia de un paisaje en particular. En tanto, las fuerzas naturales están representadas por limitantes topográficas, climáticas, características edafológicas y disturbios naturales que limitan la manifestación de las fuerzas anteriores (Bürgi *et al*., 2004).

Fenómenos como el crecimiento de la población y el desarrollo de actividades productivas estimulan la necesidad creciente de producción de alimentos, combustible y otros recursos

naturales, y el desarrollo de una infraestructura para el sostenimiento de las necesidades habitacionales y el comercio (Meyer & Turner, 1992). El crecimiento de las ciudades ha provocado también, por un lado, un impacto sobre los ambientes naturales que rodean los grandes centros urbanos (Pauchard *et al*., 2006), y por el otro, el reasentamiento de un gran número de personas en áreas naturales no perturbadas. (Dale *et al*., 1993).

La pérdida de bosques nativos también puede estar relacionada a una falta de políticas de conservación. Por ejemplo, en los países con mayor biodiversidad a nivel global, la deforestación se relaciona más con el nivel de desarrollo y las políticas de conservación que con la densidad poblacional (Jha & Bawa, 2006). Del mismo modo, en países como Chile e Indonesia las políticas económicas pueden ser relevantes en la explicación de la deforestación (Niklitschek & Gayoso, 2006).

Dado que la deforestación no es un proceso al azar, su evolución y transformación es un reflejo de la compleja historia del uso del suelo de una región particular (Ewers *et al.*, 2006). Aspectos subyacentes, como la realidad socioeconómica y política de los países, son los grandes motores de la transformación del paisaje (Lambin *et al* 2001; Hersperger & Bürgi, 2007) y tienen una expresión concreta a través de factores inmediatos biofísicos como la pendiente y la elevación, y antrópicos como la densidad de habitantes, distancia a caminos y distancia a poblados. Estas variables se han utilizado factores explicativos en una variedad de paisajes para entender las variables causales más directas de la deforestación de los bosques (Apan *et al*., 2000; Pueyo *et al*., 2006), conocimiento que permite comprender cómo se han transformado los paisajes en el tiempo y cómo podrían seguir evolucionando en el futuro, aspectos que son relevantes para el manejo de grandes extensiones de territorio (Turner *et al*., 2001; Bürgi *et al*., 2004).

De todas las variables utilizadas, diversas investigaciones disponibles han demostrado que hay un grupo de ellas relacionadas comúnmente con los procesos de deforestación de los bosques nativos en diversas áreas del planeta:

1.5.1 Crecimiento Poblacional

Dado que el crecimiento de la población aumenta la necesidad por la obtención de recursos naturales como la madera y terrenos para la producción de alimentos (August *et al*., 2002), esta variable es descrita como una importante determinante de la deforestación de los bosques (Cropper *et al*., 1999; Geist & Lambin, 2002). Por ejemplo, en el Amazonas brasileño la densidad poblacional es un factor que explica de la deforestación (Pfaff, 1999;

Laurance, 1999). Diversos autores argumentan que esta relación es más probable encontrarla en países en vías de desarrollo, donde los bosques son sustituidos dada la necesidad de alimentar a las poblaciones rurales de rápido crecimiento (Laurance *et al*., 2002; Seabloom *et al*., 2002; Ewers *et al*., 2006). En cambio, en países como Nueva Zelandia no se presenta esta relación debido a la baja tasa de crecimiento poblacional y la alta concentración de población urbana (Ewers *et al*., 2006). Con todo, dada la complejidad de los cambios en el paisaje, no es posible generalizar estos argumentos pues en países desarrollados como Estados Unidos también se han encontrado relaciones directas entre la densidad poblacional y cambios en el patrón espacial de los bosque nativos (Butler *et al*., 2004), situación que refleja la particularidad de los factores determinantes del cambio en la estructura del paisaje.

Al igual que en Nueva Zelandia, Chile posee una alta concentración poblacional urbana (85%). Los pocos estudios que han evaluado procesos de deforestación de los bosques nativos con esta variable no han arrojado relaciones significativas (Salazar, 2007). Sin embargo, éstos se han realizado en la zona centro-sur del país con bajas densidades poblacionales urbanas y rurales, situación que contrasta con la realidad de Chile Central. En esta área se concentra cerca del 37% de la población del país, por lo que la relación de esta variable con procesos de cambio en la cobertura de la vegetación permitiría entender su influencia en estos procesos.

1.5.2 Caminos

La construcción de caminos puede afectar la composición de los paisajes de diversas maneras. Por ejemplo, además de la pérdida de hábitat inherente, a escala local puede incrementar la cantidad de borde de los bosques (Carr *et al*., 2002), estimular la propagación de especies exóticas (Forman & Alexander, 1998), y la mortalidad de especies por colisión (Forman, 1995). A escala de paisaje los caminos son considerados como uno de los factores determinantes de la deforestación de los bosques nativos (Turner *et al*., 1996). La construcción de vías facilita la accesibilidad a zonas antes impenetrables, ampliando el proceso de transformación de los paisajes. También, dada la disminución de los costos de producción y transporte, los procesos de colonización y explotación se asientan en torno a las vías de acceso. Por ejemplo, en Tailandia, entre 1976 y 1989 la deforestación de los bosques tropicales estuvo fuertemente explicada por la densidad de caminos asociados a la industria forestal (Cropper *et al*., 1999). También, el desarrollo de las vías de acceso, medidas a través de la densidad de caminos o distancia a éstos, tiene efectos directos sobre el cambio en el patrón espacial de los bosques en Norteamérica (Hawbaker *et al*., 2006),

Centroamérica (Nagendra *et al*., 2003), Sudamérica (Nepstad *et al*., 2001) y Nueva Zelanda (Ewers *et al*., 2006).

1.5.3 Propiedad de la tierra

La propiedad del territorio es una variable de importancia en la evaluación de los efectos del uso del suelo sobre los ecosistemas forestales (Fearnside, 1993). El tamaño de la propiedad delimita el impacto directo del cambio de uso del suelo sobre los bosques mediante el avance de las actividades como la agricultura y la ganadería, lo que constituye un reflejo de la realidad presente y pasada de las condiciones sociales, políticas y económicas, y de las limitantes biofísicas de un territorio. Por ejemplo, en el Amazonas brasileño las propiedades familiares de pequeño tamaño tienen una mayor influencia en el proceso de deforestación que las grandes propiedades debido a que en éstas últimas los ciclos de explotación son lo suficientemente amplios como para permitir la reforestación pasiva del bosque (D'Antona *et al*., 2006). En Norteamérica, la variación en el precio de los productos forestales y agrícolas ha estimulado la diversificación del uso del suelo con consecuencias sobre la deforestación de los bosques que varían según el tamaño de la propiedad y el tipo de dueño de ésta (estatal o privado) (Turner *et al*., 1996). Esta diversificación de la propiedad puede tener implicancias en el manejo de los bosques dado que la diferencia de intereses entre los propietarios pueden resultar en prácticas de manejo descoordinados que profundizan la incerteza sobre el futuro de los bosques (Ko *et al*., 2006).

En Chile Central, la variación de los precios en el sector frutícola ha inducido un fuerte dinamismo en el uso del suelo. El aumento del precio de productos como la palta ha hecho que muchos pequeños propietarios hayan extendido su cultivo en sectores antes ocupados por bosque nativo (CONAF & CONAMA, 2004). También, el desarrollo del mercado vitivinícola ha llevado a grandes productores a aumentar la superficie cultivable de viñas (SAG, 2006).

1.5.4 Urbanización

El desarrollo inmobiliario se ha convertido en un factor determinante de degradación mediante la introducción de construcciones habitacionales y comerciales dentro de paisajes naturales que rodean a los centros urbanos o la transformación de áreas seminaturales en parcelas de recreo (Pouchard *et al*., 2006). En Norteamérica, el desarrollo inmobiliario se ha relacionado con la pérdida de hábitat y cambios en el tamaño y forma de los parches (Hawbaker *et al*., 2006), y es considerado como una de las mayores amenazas a la

biodiversidad del país (Wilcove *et al*., 1998). Este avance no sólo modifica el patrón espacial de los ecosistemas sino que también cambia la composición de especies en los alrededores de sitios poblados mediante la introducción de especies invasoras (Churcher & Lawton, 1987). Estos efectos son inversamente proporcionales a la distancia de los centros poblados, siendo más intensos en aquellos sectores cercanos a los centros poblados y disminuyen a medida que aumenta la distancia a éstos (Turner *et al*. 1996; Wear *et al*. 1998).

La relación entre el desarrollo inmobiliario y la deforestación de los bosques permite entrever los atributos geográficos y ambientales que las personas prefieren. Esto provee información relevante sobre las potenciales consecuencias de estas preferencias, lo que constituye un aporte superlativo al manejo del paisaje (August *et al*., 2002).

1.5.5 Variables ambientales

Muchos estudios consideran variables topográficas como la pendiente y elevación como determinantes de la deforestación de los bosques (Pueyo *et al*., 2006; Echeverria *et al*., 2007). Estas variables permiten entrever las limitantes o facilitadores de uso del suelo y acceso para la obtención de recursos naturales, lo cual es consistente con modelos de geografía económica como la teoría de la renta (Berry *et al*., 1990 en Wickham *et al*., 2000). Estos modelos estiman los beneficios económicos en función de la productividad de la tierra, los costos de producción y transporte, y distancia a los mercados, por lo que aquellos terrenos ubicados en pendientes pronunciadas tendrán mayores costos de producción y transporte y menor productividad, y por lo tanto tienen una menor probabilidad de ser convertidos desde zonas naturales a antropogénicas (Wickham *et al*., 2000). Por ejemplo, en áreas como Madagascar y el oeste norteamericano la deforestación de los bosques es mayor en zonas de pendientes planas dada la accesibilidad a estos sectores para su explotación, mientras que aquellos ubicados en zonas de pendientes pronunciadas registraran menores intervenciones (Consiglio *et al*., 2006; Butler *et al*., 2004). También, se ha demostrado que estos procesos están correlacionados negativamente con la elevación; por cuestiones de accesibilidad y costos aquellos bosques ubicados en sectores elevados tienden a registrar menores niveles de degradación que aquellos más accesibles ubicados en sectores de menor elevación (Seabloom *et al*., 2002; Pueyo *et al*., 2006). Pese a esto, los terrenos que se encuentran relativamente protegidos por estas restricciones ambientales pueden dejar de estarlo cuando existen incentivos externos para su explotación. En Honduras, por ejemplo, entre 1991 y 1996 se evidenció un incremento de la deforestación del bosque en sectores elevados debido a los fuertes incentivos gubernamentales para

extender el cultivo de café de exportación (Nagendra *et al*., 2003). En Chile, los subsidios estatales han permitido la expansión de plantaciones exóticas independiente de las restricciones determinadas por la pendiente y la elevación (Niklitschek & Gayoso, 2006), por lo que la asociación de estas variables con procesos de deforestación del bosque también reflejan la realidad sociopolítica de una región. Estudios han asociado variables ambientales con el proceso de deforestación, de las cuales la elevación y la pendiente han resultado ser variables correlacionadas con la pérdida de bosque nativo (Wilson *et al*., 2005; Echeverría *et al*., 2008).

A escala de paisaje existe una interacción entre las variables determinantes. La relación entre el cambio de uso del suelo con variables como las explicadas aquí expresa también el rol de las variables subyacentes como los factores socioeconómicos y políticos de un área.

1.6 Modelamiento del paisaje

El modelamiento de los determinantes del cambio de uso del suelo permite identificar aquellas zonas más susceptibles a la perturbación. Esto nos entrega, por lo tanto, información que es posible utilizar para la predicción de los cambios de los paisajes en el futuro (Bürgi *et al*., 2004). Estas proyecciones facilitan la evaluación de diferentes escenarios de cambio de uso de suelo, posibilitando la aplicación de hipótesis a diferentes alternativas de manejo del paisaje (Mladenoff & Baker, 1999)

La necesidad de encontrar soluciones a los complejos problemas de manejo a escala de paisaje, sumado a las limitaciones dadas por la dificultad de realizar experimentos a esta escala, ha motivado el desarrollo de modelos de paisaje, realidad que en los últimos años ha sufrido un gran desarrollo dado el avance de tecnologías como las imágenes satelitales y adelantos computacionales (Turner *et al*., 2001; Mladenoff, 2004). Así, los modelos que simulan patrones espaciales de manera real, son herramientas extremadamente útiles para la evaluación cuantitativa de complejos aspectos ambientales a escalas locales, regionales y globales (Mladenoff & Baker, 1999).

1.6.1 Autómatas Celulares y Cadenas de Markov

Los modelos de autómatas celulares corresponden a un arreglo bidimensional de celdas que interactúan dentro de una determinada vecindad de acuerdo con una serie de reglas de transición (Wolfram, 1984). Estos modelos son espacialmente explícitos, es decir, los elementos o procesos de entrada tienen localidades espaciales explícitas (Turner *et al*.,

2001). En éstos, el estado de cada celda depende de su estado previo y del estado de las celdas vecinas en un vecindario definido cartográficamente, y donde todas las celdas se actualizan simultáneamente a intervalos discretos de tiempo. Los modelos de autómatas celulares han originado una serie de otros modelos que se han hecho muy populares en los últimos años (Mladenoff, 2004). Éstos han sido integrados a los sistemas información geográfica, lo que ha facilitado su implementación. Han sido utilizados para modelar el cambio de uso de suelo integrando variables socioeconómicas y ambientales (Sui & Zeng, 2001; Hagoort *et al*., 2006), e incluso el desarrollo y análisis de patrones de uso de suelo orientados a apoyar la toma de decisiones de políticas públicas (Engelen *et al*., 2003).

Las cadenas de Markov (Feller (1968) en Mladenoff, 2004), en tanto, son modelos espacialmente no explícitos que se han utilizado para proyectar cambios sucesionales basados en transiciones observadas en bosques (Van Hulst, 1979; Bustamante *et al*., 2005). Los modelos de Markov son aproximaciones matemáticas estocásticas que predicen el estado de un sistema en el tiempo 2 a partir del estado del sistema en el tiempo 1 con una matriz de probabilidades de transición de cada cobertura a cada una de las otras coberturas. También, este procedimiento genera una matriz de áreas de transición que expresa el área total, en celdas, que se espera cambie en el próximo período de tiempo para cada una de las coberturas y genera a su vez una serie de imágenes de probabilidad condicional para cada una de las coberturas. Estas imágenes expresan la probabilidad de que cada píxel pertenezca a la clase designada en el próximo periodo de tiempo. Las limitantes de este procedimiento están relacionadas principalmente con que las a) probabilidades de transición pueden no ser constantes en el tiempo. Por ejemplo, la probabilidad de transición entre la clase agricultura a matorral puede variar por factores climáticos como una sequía o de mercado como el precio de los insumos, lo que podría desincentivar el despeje de terrenos para actividades agrícolas; y b) que no son modelos espacialmente explícitos dado que las relaciones de vecindad no son consideradas en el cálculo de las matrices de probabilidad (Mladenoff & Baker, 1999).

Las cadenas de Markov han sido utilizadas para predecir el reemplazo y la composición de especies en el tiempo (Mladenoff & Baker, 1999) y cambios de uso del suelo en una variedad de paisajes (Muller & Middleton, 1994; Chubey & Hathout, 2004; Coppedge *et al*., 2007).

Los modelos de autómatas celulares también se han utilizado en combinación con los modelos de cadenas de Markov. Esta nueva aproximación suma el carácter espacialmente explícito a las cadenas de Markov mediante la agregación de un elemento de contigüidad

espacial y conocimiento sobre la distribución espacial probable de las transiciones. Además permite modelar diferentes coberturas de manera simultánea. Este método ha sido utilizado para modelar la expansión de ciudades en Canadá (Sun *et al*., 2007), Estados Unidos (Jenerette & Wu, 2001) y China (Fan *et al*., 2008).

1.6.2 Otros Modelos de Paisaje

1.6.2.1 *LANDIS*

Este es un modelo espacialmente explícito creado para la evaluación y proyección de la dinámica de los bosques a escala de paisaje (Mladenoff *et al*. (1993) en Mladenoff, 2004). Este modelo trabaja en formato raster o matricial, cuya entrada la compone información sobre disponibilidad de propágalos (disponibilidad de semillas o capacidad de rebrote) de especies forestales en relación a variables físicas como pendiente, suelos y elevación, donde la dinámica de las especies está determinada por la historia de vida de éstas y limitada por disturbios como los incendios, tormentas de viento y cortas. El modelo entrega información espacial sobre distribución y clasificación de especies, disturbios y distribución de edades (Mladenoff, 2004). La relativa escasez y simpleza de datos de entrada que necesita LANDIS ha permitido su utilización en diferentes tipos de paisajes tales como bosques templados y mediterráneos de Estados Unidos (Shifley *et al*., 2000; Franklin *et al*., 2001) y boreales de Finlandia (Pennanen & Kuuluvainen, 2002).

1.6.2.2 *GEOMOD*

Este es un modelo espacialmente explícito de cambio de uso de suelo entre dos categorías y ha sido utilizado para modelar la deforestación en bosques templados de Sudamérica (Echeverría *et al*., 2007), Norteamérica (Pontius *et al*., 2004) y tropicales de Asia y África (Hall *et al*., 1995). El modelo necesita como entrada dos mapas de uso de suelo de intervalos diferentes de tiempo, y un mapa de determinantes de cambio de uso, que utiliza para crear un mapa de disponibilidad de cambio y localizar áreas de transición desde el uso de suelo 1 al uso de suelo 2 (Pontius *et al*., 2001).

1.6.2.3 Land Change Modeler (LCM)

Este es un nuevo software creado por la Universidad de Clarke (USA) para analizar los cambios en la cubierta de terreno, proyectar su curso en el futuro y evaluar sus implicaciones en el cambio del hábitat y la biodiversidad. El análisis y la predicción de cambios en el LCM están organizados en submodelos de transición. Un submodelo de transición puede consistir de una sola transición de cubierta de terreno o un grupo de transiciones que se supone tienen las mismas variables conductoras. El software es capaz de modelar el cambio de uso de suelo considerando varias categorías mediante el procedimiento de redes neuronales, si y solo si, los determinantes de cambio son los mismos para todas las transiciones. La ventaja de este procedimiento es su capacidad de modelar una serie de transiciones simultáneamente.

El software también modela el cambio de uso de suelo mediante regresión logística, que modela transiciones por separado y ha sido utilizada en diversas investigaciones para relacionar factores socioeconómicos y ambientales con cambios en la cobertura en los bosques tropicales (Ludeke *et al*., 1990), y mediterráneos (Pueyo *et al*., 2006), de coníferas de norteamérica (Kennedy & Spies, 2004) y templados de Sudamérica (Echeverría *et al*., 2007; Wilson *et al*., 2005).

1.7 El bosque esclerófilo de Chile central

La zona central de Chile ha sido clasificada como uno de los sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad a nivel mundial dada su gran diversidad de especies, alto endemismo y amenaza por actividades humanas (Myers, 2000). La vegetación nativa en esta zona se distribuye principalmente en laderas y quebradas de la Cordillera de Los Andes y la Cordillera de la Costa (Donoso, 1993), y está compuesta por formaciones de matorral y bosque. Las especies dominantes del matorral son *Acacia caven*, *Baccharis linearis*, *Maytenus boaria* y *Muehlenbeckia hastulata* (Luebert y Pliscoff, 2006; Donoso, 1993), las que se distribuyen generalmente en lomajes costeros y en áreas de la depresión central en altitudes entre 0 y 500 msnm (Luebert y Pliscoff, 2006). El bosque nativo está compuesto por especies esclerófilas como *Peumus boldus* y *Cryptocarya alba*, *Quillaja saponaria*, *Schinus latifolius* y *Lithraea caustica*. Este bosque se distribuye principalmente en las laderas de exposición sur de la Cordillera de la Costa.

Los múltiples cambios climáticos registrados en los periodos Terciario y Cuaternario, con alternancia de paleofloras tropicales y austral-antárticas, la aparición de la Cordillera de los

Andes y la diagonal árida que cruza el subcontinente desde la Patagonia argentina hasta el desierto de Atacama, han conducido a una alta riqueza y endemismo de especies de estos bosques (Moreno *et al*., 1994; Villagrán, 1995). En la actualidad, la flora vascular de Chile se compone de 2.400 especies (Arroyo *et al*., 1995). Estas características, sumadas al alto nivel de amenaza que registra el área han motivado su inclusión dentro de los 25 Hotspots de biodiversidad a nivel mundial (Myers, 2000).

La larga historia de perturbaciones asociada a este bosque comenzó previo a la llegada de los colonizadores españoles. En esta época el bosque nativo ya parecía mostrar intervenciones de parte de la población indígena para el cultivo de maíz, papa, quinoa, ají y frijoles. A la llegada de los conquistadores, en el valle del Mapocho el bosque nativo se encontraba distribuido en sectores cercanos a la ciudad de Santiago, principalmente en zonas de quebradas y laderas, mientras que la depresión intermedia se encontraba preferentemente cubierta por cultivos (Vivar, 1558 en Camus, 2006). Ya para el siglo XIX el bosque presente en sectores como los cercanos a La Ligua comenzó a ser fuertemente explotado para el abastecimiento de industria minera (Camus, 2006).

Pese al roce por fuego y al pastoreo, el factor de mayor importancia en la deforestación del bosque nativo en Chile Central fue la alta demanda de madera para la construcción y leña para combustible debido a los procesos de urbanización y crecimiento demográfico del siglo XVIII. La fundación de las ciudades erigidas por todo el valle central, que demandaron un gran volumen de madera, empobrecieron progresivamente las asociaciones vegetales aledañas. Simultáneamente, el auge de las actividades mineras en la región de los valles transversales al norte de Santiago, acentuaron los procesos de deforestación del bosque nativo en la zona central, especialmente en la primera mitad del siglo XIX (Camus, 2006).

Actualmente, actividades como la habilitación de terrenos para la agricultura han significado una disminución sustancial del bosque nativo en las últimas décadas. Entre, 1985 y 1994, entre las regiones VI y XII 38.325 ha de bosque fueron habilitados para actividades agrícolas (Emanuelli, 1996). En sectores de la V Región, el desarrollo de nuevas técnicas de cultivo ha permitido el avance de la superficie agrícola hacia terrenos ocupados previamente por bosque nativo. Esto, sumado al desafío propuesto por el gobierno de Chile para convertir al país en una potencia alimentaria a nivel mundial, significará un aumento considerable de la superficie cultivada de Chile Central con posibles consecuencias sobre el bosque esclerófilo (MINAGRI, 2006). Esta realidad ya fue registrada en la Región de Valparaíso entre 1996 y 2000 en que 395 ha. de bosque nativo fueron convertidos a terrenos agrícolas (CONAF & CONAMA, 2004).

La alta concentración de población de la zona central de Chile (37% del total nacional) ha influenciado a una serie de sectores productivos. Por ejemplo, el crecimiento de las ciudades ha hecho que aumente la habilitación de terrenos para el desarrollo de proyectos inmobiliarios que antes eran ocupados por tierras agrícolas o paisajes naturales (observación personal). También, dado el crecimiento económico registrado por el país ha ocurrido una mejora sustancial de las redes viales y construcción de nuevas redes, aumentando la accesibilidad a sitios antes inaccesibles.

Pese a que este desarrollo pueda tener consecuencias inesperadas sobre la superficie presente y futura sobre el matorral y bosque esclerófilo de Chile, actualmente existe una ausencia de estudios que relacionen aspectos socioeconómicos con la deforestación de estos bosques a escala de paisaje, por cuanto hoy no existen herramientas de apoyo para una toma de decisiones que permitan cuantificar y prever las consecuencias que tienen los distintos aspectos del desarrollo sobre los paisajes naturales de Chile Central. Adicionalmente, las nuevas herramientas tecnológicas como las imágenes satelitales y los Sistemas de Información Geográficos disponibles actualmente complementan investigaciones realizadas a escalas locales mediante análisis a perspectivas que consideren la escala de paisaje, permitiendo así la posibilidad de planificar y evaluar estrategias de manejo de los recursos naturales de manera más completa. El desarrollo de nuevos conceptos en ecología como la ecología del paisaje, complementados con perspectivas a escalas temporales y espaciales locales, y apoyado por las nuevas tecnologías disponibles, permiten responder tres preguntas básicas para poder planificar: ¿Qué hay?¿Cuánto hay?¿En qué estado se encuentra lo que hay?. Las respuestas a estas preguntas permitirán generar información suficiente para poder planificar, evaluar y monitorear la eficiencia y eficacia de estrategias de manejo y la conservación de los recursos naturales del país de manera que no mengue su capacidad de proveer bienes y servicios. Sin embargo, aún son escasos los estudios que combinan nuevas perspectivas. Estos estudios son muy necesarios en regiones en extremo dinámicas como Chile, donde es imperativa la combinación de estos elementos de manera que la utilización de los recursos del país sea sostenible en el tiempo.

1.8 El Cordón de Cantillana

El cordón de Cantillana corresponde a una porción de la Cordillera de la Costa que dadas sus condiciones de accesibilidad y topográficas ha servido de resguardo para una gran superficie de bosque nativo. En este sector se encuentra el Bosque Caducifolio de *Nothofagus*, distribuido principalmente en las áreas de mayor elevación (sobre los 1.400

m.s.n.m) preferentemente en laderas de exposición sur (U.Chile, 2007). Este bosque se caracteriza por la dominancia casi exclusiva de *Nothofagus macrocarpa* (roble, roble de Santiago) con presencia de una estrata herbácea que, si bien escasa, presenta especies endémicas locales como *Misodendron linearifolium* y *Notanthera heterophylla*, acompañada de especies como *Alstroemeria zoellnerii*, *Festuca tunicata*, *Osmorhiza berteroi* y *Gethyum atropurpureum* (U.Chile, 2007). A menor altitud, pero abarcando gran parte de la superficie del Cordón, se presenta el Bosque y Matorral Esclerófilo, caracterizados por componerse de especies de hoja dura estrechamente relacionados con el clima mediterráneo de Chile central como *Peumus boldus* (boldo), *Quillaja saponaria* (quillay), *Cryptocaria alba* (peumo) y *Lithraea caustica* (litre). Interesante resulta en áreas de Matorral la presencia de poblaciones de *Jubaea chilensis* (palma chilena). Estructuralmente las formaciones de Bosque esclerófilo en el Cordón de Cantillana corresponden a un estrato leñoso heterogéneo que puede variar desde un componente boscoso de 4-8 m a un matorral alto espinoso en aquellos sectores con procesos de sucesión posteriores a intervenciones antrópicas como la corta para leña y carbón. En diversos sectores del Cordón de Cantillana, especialmente en las laderas de umbría la formación de bosque presenta el aspecto de un matorral alto, muy denso e impenetrable debido a la recuperación que se ha verificado dada la fuerte disminución de la presión para la obtención de leña para madera y carbón (EULA, 2004; UChile, 2007). En este sector se ha registrado un cambio de uso del suelo desde actividades extensivas y extractivas como la ganadería y la producción de leña y carbón hacia actividades intensivas como la agricultura en el fondo de los valles (EULA, 2004; UChile, 2007).

En aquellos sectores de fondo de quebradas y asociados a cursos de agua permanentes o estacionales se presenta la vegetación higrófila, caracterizada por la presencia de especies arbóreas como *Crinodendron patahua* (patahua), *Beilschmiedia miersii* (belloto del norte), *Drimys winterii* (canelo), *Persea lingue* (lingue), *Myrceugenia exsucca* (petra), *Luma chequen* (chequén) y *Salix humboltiana* (sauce chileno), y especies arbustivas como *Aristotelia chilensis* (maqui), *Escallonia myrtoidea* (lun), *Psoralea glandulosa* (culén), *Baccharis salicifolia* (chilca) y *Myrceugenia obtusa* (petrilla). Ocasionalmente es posible encontrar en estos ambientes otras especies poco frecuentes como *Fucsia magellanica* (chilco), *Buddleja globosa* (matico), *Discaria trinervis* (chacay) y *Escallonia alpina* (siete camisas). Enredaderas leñosas frecuentes, pero no exclusivas, son *Lardizabala biternata* (coguilera), *Cissus striata* (voqui) y *Proustia pyrifolia* (voqui blanco) (U.Chile, 2007). Esta formación ofrece importantes servicios ecosistémicos como la protección de cauces y regulación del ciclo hidrológico y bienes como una alta producción de frutos carnosos para su consumo.

En el Cordón de Cantillana también se presenta una formación de Matorral Xérico. Distribuido principalmente en laderas con fuertes pendientes expuestas al sol, este matorral se caracteriza por la presencia de especies como Puya coerulea (chagualillo), además de matorrales espinosos como Colletia hystrix (crucero), Adesmia confusa (paihuén) o deciduos facultativos como Flourensia thurifera (maravilla del campo). Esta formación limita con actividades agrícolas o habitacionales y presenta una alta diversidad florística dada su heterogeneidad espacial (UChile, 2007).

Esta área resulta extremadamente interesante para su estudio dado que presente una gran superficie de bosque nativo. Este bosque está sufriendo fuertes presiones por una variedad de actividades relacionadas con la ganadería y extracción de leña que potencian la incertidumbre respecto del futuro de estas formaciones. Al mismo tiempo, dada la importancia ecológica de este sector se están planificando una serie de estrategias financiadas con fondos nacionales y extranjeros para la conservación de aquellos ecosistemas boscosos remanentes. Por esta razón, el área de Cantillana representa un valioso ejemplo de los potenciales resultados de estas estrategias y del estudio de las dinámicas estructurales a escala de paisaje.

2. OBJETIVO GENERAL

Desarrollar escenarios futuros de uso de suelo en base al análisis de la deforestación del bosque nativo y cambio de uso del suelo en los periodos 1989-1999 y 1999-2003 en el Cordón de Cantillana, Región Metropolitana

3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Cuantificar la deforestación del bosque nativo entre los años 1989 y 2003

2. Identificar las causas inmediatas de la deforestación del bosque nativo entre 1989 y 2003

3. Desarrollar dos escenarios de cambio de uso del suelo para el año 2010 y 2020

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 Área de Estudio

4.1.1 Cordón de Cantillana

A partir de la firma de la Convención sobre Diversidad Biológica en 1994 y de la creación de la Estrategia Nacional para la Conservación y Uso Sustentable de la Diversidad Biológica y su Plan de Acción aprobados el año 2003 y 2004, respectivamente, el estado de Chile ha comenzado una serie de iniciativas planteadas en la Agenda Ambiental País 2006-2010 cuyos objetivos son diseñar y coordinar los esfuerzos de los sectores públicos y privados hacia la preservación de la naturaleza del país. En este marco, a través del proyecto GEF "Conservación de la Biodiversidad en los Altos de Cantillana, Chile" se han desarrollado una serie de investigaciones en el sector con resultados bastantes detallados que han permitido comprender en mayor profundidad la riqueza natural componente de este paisaje y sobre cuyos límites se basó la presente investigación. Estos estudios han dado cuenta de la riqueza florística y vegetacional de Cantillana y su importancia histórica y presente para el componente socioeconómico del sector. Del mismo modo, se han realizado estudios a grandes escalas espaciales y temporales que complementan el conocimiento recopilado a escalas locales.

4.1.2 Límite del Área de Estudio

El área de Cantillana donde se realizó el presente estudio se emplaza al sur-oeste de la Región Metropolitana y cubre un área de aproximadamente 206.039 ha en la Cordillera de la Costa con altitudes que alcanzan los 2.300 m.s.n.m (Figura 1). Los límites del área corresponden a los utilizados en el proyecto GEF "Conservación de la Biodiversidad en los Altos de Cantillana, Chile" caracterizados por corresponder a componentes limítrofes naturales como las divisorias de altas cumbre, esteros, ríos y quebradas. Estos límites se corresponden también con algunas zonas de división administrativa regional, provincial y comunal, así como también con sectores designados como declarados como áreas de caza prohibida de fauna silvestre y que comprenden un área total de 156.117 ha. (Decreto Nº 382, Servicio Agrícola y Ganadero). El área abarca las comunas de Alhué en su totalidad y parte de las comunas de Melipilla, San Pedro, Paine e Isla de Maipo.

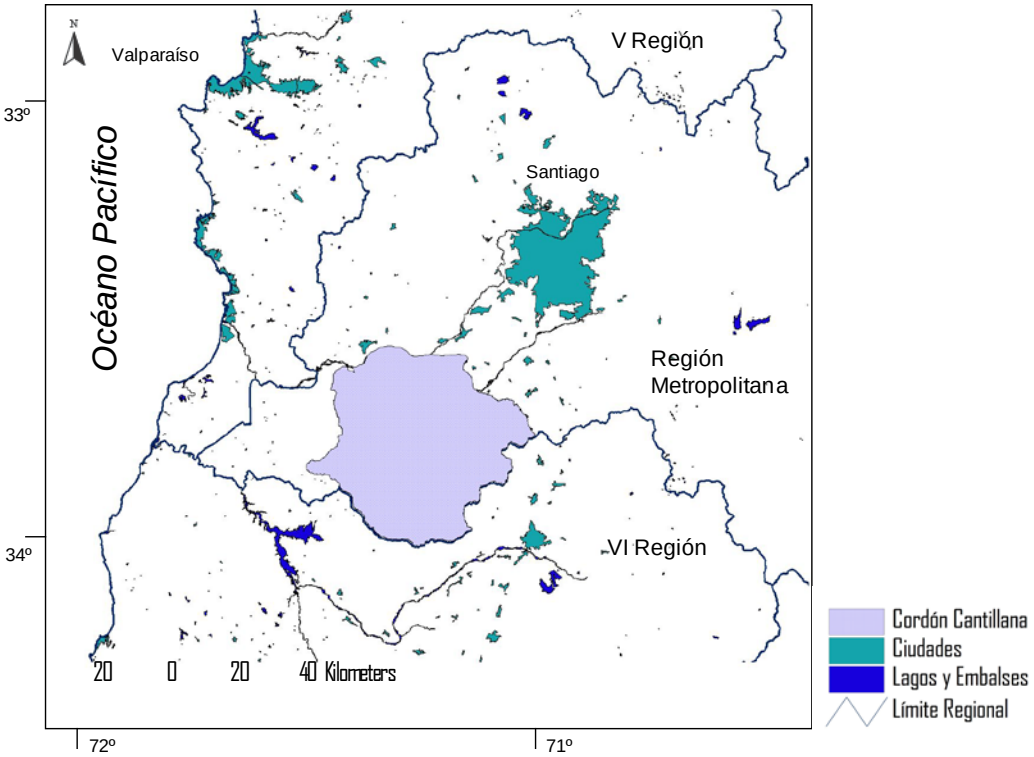


Figura 1: Límites del Área de Estudio

4.1.3 Clima

Si bien, el clima donde se ubica este cordón se clasifica como templado-cálido con una estación seca prolongada de 6 a 8 meses de duración, en aquellos sectores montañosos con fuertes pendientes y altitudes sobre los 1.800 m.s.n.m se caracteriza por presentar un clima sub-húmedo con altos niveles de precipitación nival que le otorgan rasgos de clima de montaña (Di Castri & Hayek, 1976). Dentro del Cordón de Cantillana se han identificado diferencias climáticas entre sus valles, aspectos que han permitido clasificar el área de acuerdo a cuatro distritos agroecológicos: a) templado infratermal estenotérmico mediterráneo semiárido, b) templado infratermal estenotérmico mediterráneo subhúmedo, c) templado infratermal estenotérmico mediterráneo subhúmedo de valles costeros, y d) igual que el templado infratermal pero con distinciones para quebradas y serranías costeras. Estos contrastes también determinan diferencias en el desarrollo de las formaciones vegetales y composición florística de sectores específicos que aumentan la diversidad biológica del Cordón en general (EULA, 2004).

4.1.4 Capacidad de Uso del Suelo

De acuerdo a las características de los suelos en el área, las capacidades de uso del suelo en el Cordón de Cantillana están directamente relacionadas con el relieve, la topografía y la pedregosidad. En tal sentido, los suelos con capacidad de uso para las actividades agrícolas se localizan en sectores planos a ondulados, presentando capacidades de uso II, III y IV, los que en conjunto sólo representan un 15,4% del área de estudio (Cuadro 1). Los suelos no susceptibles de ser cultivados y destinados por su capacidad sólo a actividades de pastoreo y forestación, se localizan en la parte media de los cordones montañosos, con clases VI y VII, y representan un 8,7% del área total. Actualmente, en estos cordones, y debido a las fuertes pendientes, regular fertilidad y profundidad de los suelos, éstos se utilizan principalmente en actividades de pastoreo. Dadas las características topográficas del área, la clase VIII de capacidad de uso representa un 73,4% del Cordón de Cantillana, y corresponde a los sectores altos de los sectores montañosos y quebradas, que presentan pendientes superiores a 45%. Según esta clasificación, son terrenos que debieran dedicarse, por una parte, a la protección de cuencas hidrográficas y, por otra, al mantenimiento de la vida silvestre (EULA, 2004).

Cuadro 1: Capacidad de Uso del Suelo del Área de Estudio

Capacidad de uso	Características	Superficie (ha)	%
I	Tierras adaptadas para cultivo sin limitaciones	822	0,4
II	Tierras adaptadas para cultivo limitaciones mínimas	13.269	6,4
III	Tierras adaptadas para cultivo moderadas limitaciones	12.136	5,9
IV	Tierras adaptadas para cultuvo con severas limitaciones	6.452	3,1
VI	Tierras de uso limitado a pastos y forestación	10.129	4,9
VII	Tierras de uso limitado con limitaciones muy severas, pastoreo y forestal	7.859	3,8
VIII	Tierras sin valor agrícola, ganadero o forestal, vida silvestre, recreación y protección de cuencas hidrográficas	151.203	73,4
Otros	Laguna, urbano, tranque, etc.	4.170	2,0
Total		206.040	100

Fuente: EULA, 2004

4.1.5 Aspectos socioeconómicos

El área de estudio se inserta en las comunas de Melipilla, Alhué, San Pedro, Paine e Isla de Maipo, siendo la comuna Alhué la que ocupa la mayor superficie del Cordón de Cantillana (84.295 ha). La población total de estas comunas hasta el año 2002 fue de 182.350 habitantes (INE, 2005), correspondiente a un aumento porcentual del 23% y neto de 33.463

habitantes respecto del año 1992 (INE, 1992), siendo las comunas de Paine y Melipilla las que presentan las mayores dinámicas.

En relación al aporte comunal a la superficie total del área de estudio, Alhué está totalmente insertada dentro del área, mientras que Melipilla y Paine aportan con cerca de un 50% de su territorio. En el caso de Paine, considera la cuenca de la laguna de Aculeo y los cordones montañosos de los Altos de Cantillana, en Melipilla los sectores de Tantehue, Cholqui, Chocalán, Rinconada de Chocalán, Cajón de Aculeo y Los Guindos y en San Pedro las nacientes del estero El Yali.

Respecto de la población ubicada dentro de los límites del área de estudio, ésta se encuentra distribuida en 16 poblados de los cuales Alhué, Culiprán y Pabellón concentran la mayor cantidad de habitantes al año 2002 (sobre los 1.800 hab.)(INE, 2005). Los habitantes del área del Cordón de Cantillana se encuentra distribuidos en poblados dispersos localizados principalmente en valles y rinconadas. Según el censo de 2002 el 57,6% sólo tiene educación básica, seguida por un 26,5% que tuvo educación media, un 8,3% que nunca asistió y un 7,6% con educación técnico/universitaria. Esta realidad refleja el carácter rural de sus habitantes.

Las actividades económicas dominantes en el sector son la agricultura y la ganadería. En gran parte de los valles se realiza una actividad agrícola intensiva con una prevalencia de cultivos anuales en áreas de secano y de riego, sobretodo en el sector ocupado por las comunas de Melipilla, San Pedro, Alhué y Paine con predominancia de pendientes no mayores al 10%. En el sector el desarrollo de la agricultura está supeditado principalmente a las restricciones del suelo y la capacidad de riego, pese a lo cual es sustancial el desarrollo de la horticultura asistida por modernos sistemas de irrigación. En sectores próximos a la laguna de Aculeo es importante el desarrollo de bienes agrícolas intermedios con una alta demanda de mano de obra. Sin embargo, en los últimos años se ha producido una disminución de cultivos anuales y una consolidación de la horticultura y viñedos sobre todo en el sector de Aculeo (EULA, 2004)

Es común también en el sector del Cordón el uso agrícola de subsistencia expresado en un sinnúmero de pequeños parceleros principalmente en las comunas de Melipilla y Paine con una superficie aproximada de 2.128 ha. Se trata básicamente de actividades de subsistencia que amortiguan la dieta familiar con la eventualidad de ingresos a través de la venta de hortalizas como frutillas y productos lácteos más elaborados. Sin embargo, en los últimos años se ha producido un incremento de las actividades agroindustriales principalmente en el

cajón de Aculeo, el valle del estero Carmen Alto y el valle del Cajón del Rey que han absorbido una gran mano de obra posiblemente restando presión hacia la utilización de productos relacionados con la explotación de los ecosistemas boscosos aledaños a los valles (EULA, 2004).

La actividad ganadera, en tanto, representa el 40% de la superficie total del área de estudio (EULA, 2004), lo cual constituye la actividad económica de importancia en el sector a través del uso extensivo y estacional. Estas áreas ganaderas están localizadas en el pie de monte y las altas cumbres del sector del Cordón de Cantillana ocupando el matorral esclerófilo abierto que cubre las laderas y quebradas y el matorral bajo sub-andino asociado a un estrato herbáceo abundante. La actividad ganadera intensiva se desarrolla gran parte del año en los terrenos bajos con pendientes inferiores a un 30%. En tanto, el uso extensivo se encuentra generalizado en la gran porción del cordón montañoso de Cantillana, en sectores que pendientes que superan el 50%, los que presentan formaciones de matorral abierto, matorral arborescente, renovales y bosque nativo (EULA, 2004).

La presencia de poblados con sectores de matorral y/o bosque aledaños implica una fuerte presión debido a la necesidad de obtención de recursos necesarios para la subsistencia. Por ejemplo, en el sector de Cantillana la extracción de madera para leña y carbón es una práctica ampliamente desarrollada y ha provocado fuertes impactos sobre la vegetación nativa y los suelos (EULA, 2004). Sin embargo, la generación de normativas que prohíben el uso de leña para chimeneas en las comunas aledañas a la ciudad de Santiago ha disminuido esta actividad. Asimismo, el establecimiento de obras para la agroindustria ha absorbido la suficiente mano de obra como para restarle importante presión al bosque y matorral esclerófilo (EULA, 2004; UChile, 2007).

Otras de las actividades económicas importantes que pueden llegar a generar hasta el 95% de los ingresos familiares es la extracción de materia orgánica para su venta en parques, viveros y jardines de la ciudad de Santiago (Sepúlveda, 2002). Esta es una práctica común en Chile central y ha generado una degradación sustancial del bosque nativo a escala de paisaje (Flores & Díaz, 2008).

4.1.6 Actividad Minera

En el área del Cordón de Cantillana se encuentran faenando alrededor de 23 yacimientos metálicos y no metálicos, afectando un total de 6.463 ha (EULA, 2004). Estos yacimientos significan una importante fuente de ingresos sobre todo para los habitantes de la comuna de

Alhué. Sin embargo, también ha significado un fuerte impacto sobre los sistemas boscosos y los cursos de agua cercano a las faenas (U. CHILE, 2007).

4.2 Procesamiento de la Información

El presente estudio utilizó como base las imágenes satelitales producidas en la investigación realizada por Castillo (2007). En su tesis el autor trabajó con imágenes Landsat TM de los años 1989 y 1999 y ETM+ del año 2003 de 28,5 m de resolución a las que les realizó una corrección atmosférica y de normalización lumínica previo al proceso de clasificación supervisada de máxima probabilidad según la definición de sitios de entrenamiento para cada una de las categorías. El proceso de clasificación realizado por Castillo (2007) obtuvo una fiabilidad del 97,1% para todas las clases, es decir, de cada 100 píxeles 97 están correctamente clasificados. El resultado de este procedimiento permitió diferenciar 8 categorías espectrales que facilitaron el análisis del cambio en la estructura del paisaje en Cantillana (Figura 2):

4.2.1 Vegetación escasa (VE)

Esta categoría corresponde a aquellos sectores con presencia de vegetación herbácea anual, praderas, matorral muy abierto con presencia de especies como *Avena barbata* y *Acacia caven* (espino), zonas con vegetación anual de estepa y zonas de cumbres con escasa vegetación (Castillo, 2007).

4.2.2 Matorral

Corresponde a zonas con vegetación más abundante en términos de fitomasa en pie y de mayor densidad que VE. Esta categoría incluye las formaciones “Matorral Espinoso de la Cordillera de la Costa” y “Matorral Espinoso del Secano Costero” según la clasificación de formaciones vegetacionales de Gajardo (1994), presentes principalmente en las laderas de exposición norte, y en general todas las zonas con vegetación de tipo arbustiva caracterizada por especies como *Acacia caven*, *Retanilla trinervis*, *Colliguaja odorifera*, *Baccharis sp*. y algunos elementos escleróphilos dispersos de carácter “achaparrado” tales como *Quillaja saponaria* (Castillo, 2007).

4.2.3 Bosque esclerófilo

Esta categoría corresponde al bosque esclerófilo propiamente tal, es decir, zonas de vegetación arbórea y densa de tipo esclerófila con presencia de especies como *Cryptocarya alba*, Lithraea *caustica*, *Peumus boldus* y *Bielschmedia miersii* (Castillo, 2007).

4.2.4 Bosque caducifolio

Esta categoría corresponde a bosques dominados por especies de hoja decidua, en este caso particular especies de *Nothofagus glauca* y/o *Nothofagus macrocarpa*.

4.2.5 Vegetación agrícola

Corresponde a todos aquellos cultivos agrícolas presentes

4.2.6 Lagunas y embalses

Esta categoría abarca básicamente a la Laguna de Aculeo y pequeños embalses existentes en el sector.

4.2.7 Suelo desnudo

Esta categoría corresponde a sectores completamente desprovistos de vegetación (incluso desprovistos de vegetación seca). Abarca principalmente zonas agrícolas en preparación y cumbres sin vegetación.

4.2.8 Tranque de relave

Corresponde al tranque de relave dispuesto en el área sur del Cordón de Cantillana

En el año 1989 Castillo (2007) identificó también sectores incendiados que se recuperaron al año 1999. Estas áreas fueron consideradas para el desarrollo de los objetivos 1 y 2 del presente estudio pero no para el objetivo 3 debido a que la ocurrencia de incendios constituyen un evento aleatorio que agrega una cobertura más al paisaje e imposibilita el desarrollo del modelo de paisaje por limitantes del software debido a que éste exige igualdad en el número de clases para todas las fechas. Por lo tanto, para cumplir con esta condición se procedió a reclasificar la imagen de 1989 de acuerdo a las coberturas del

periodo anterior (1975 en la clasificación de Castillo (2007) y así simular la inexistencia del fenómeno y asumir la ausencia de cambios en los sectores incendiados entre 1975 y 1989 para poder desarrollar los modelos de paisaje. Asimismo, para los propósitos del presente estudio se procedió a fusionar las coberturas de Bosque Escleróphilo y Bosque Caducifolio identificadas por Castillo (2007) reclasificándolas como Bosque Nativo.

4.3 Deforestación del Bosque Nativo

Con el objeto de cuantificar la pérdida de esta clase en los periodos 1989-1999 y 1999-2003 se aplicó la tasa de deforestación mediante la fórmula desarrollada por Puyravaud (2003):

$$P = \frac{100}{t_2 - t_1} \ln \frac{A_2}{A_1}$$

donde P es el porcentaje de deforestación por año. A_1 y A_2 son las coberturas de bosque nativo en el tiempo t_1 y t_2, respectivamente.

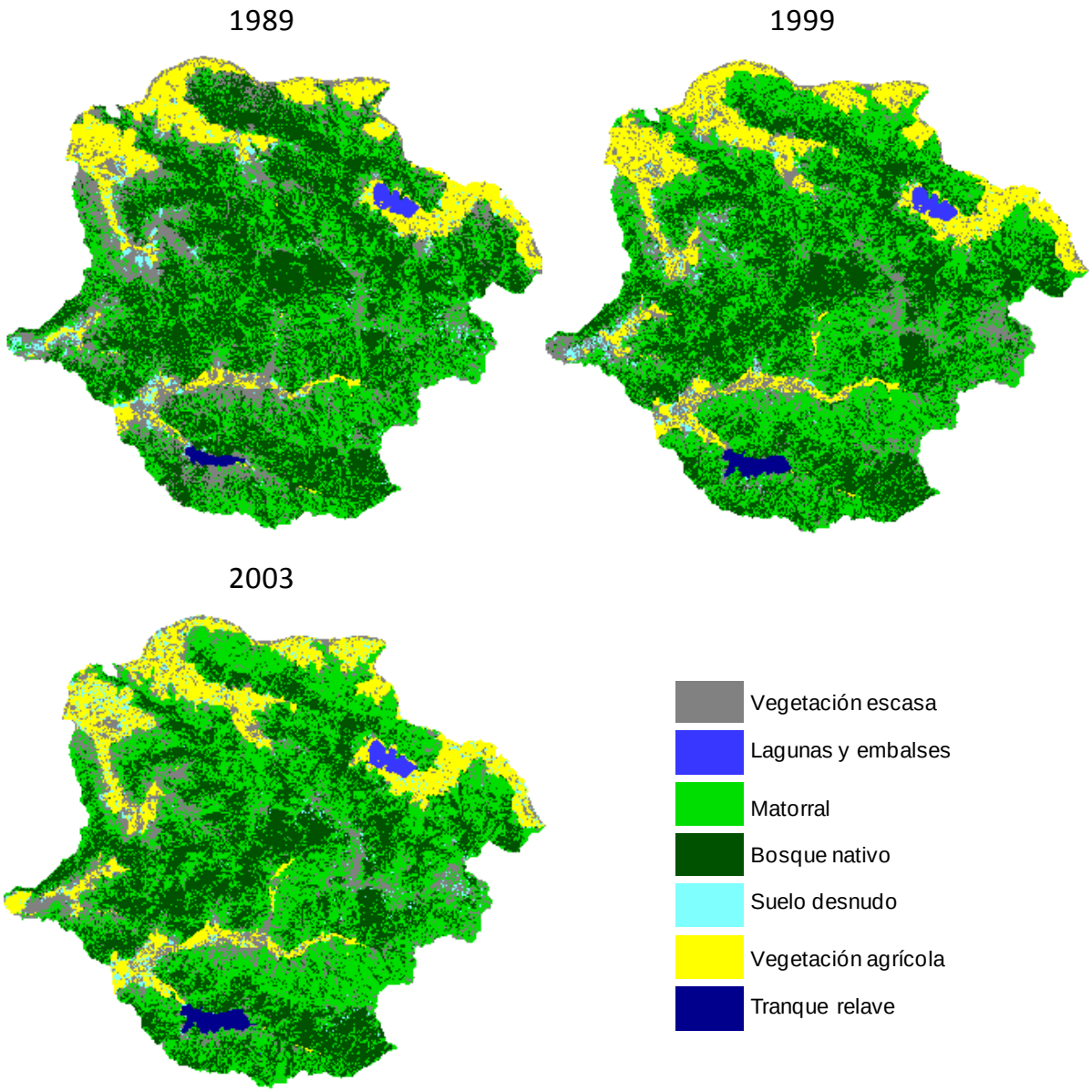


Figura 2: Mapas de uso del suelo generados por Castillo (2007)

4.4 Variables relacionadas con la deforestación del bosque nativo

Con el objeto de determinar aquellos factores socio-económicos y ambientales relacionados con el proceso de deforestación del bosque nativo, se identificaron todas aquellas áreas deforestadas en los periodos 1989-1999 y 1999-2003 con el programa Arc View 3.2 (ESRI, 1999) y su extensión Arc View Spatial Analyst 2.0 mediante un proceso de álgebra de imágenes. Luego, a través de un modelo de regresión lineal múltiple, se identificaron aquellas variables relacionadas directamente con la deforestación del bosque nativo. Para ello, primero se dividió el área de estudio en una grilla compuesta por unidades cuadradas de 200 ha de superficie (Ewers *et al*., 2006) (Apéndice, Figura 1). Aquellas unidades de menos de 160 ha de área (grillas interceptando cuerpos de agua y los bordes del área de

estudio) fueron excluidas del análisis (Laurance *et al*., 2002). Del mismo modo, tampoco se consideraron aquellos cuadrantes sin bosque nativo en los años iniciales de cada periodo (1989 y 1999). Dentro de las unidades restantes se calculó la deforestación para cada uno de los dos periodos medido a través de la pérdida de cobertura de bosque nativo (deforestación (DEF, en Cuadro 2). Igualmente, dentro de cada cuadrante se identificaron un total de 11 variables explicatorias antrópicas y ambientales consideradas relevantes en su contribución a la deforestación del bosque nativo entre 1989 y 2003. Estas variables se normalizaron para cumplir la suposición de normalidad y fueron: elevación, pendiente, proporción de áreas planas, secas, semi-secas, semi-húmedas y húmedas, distancia a la agricultura en 1989 (para el primer periodo), distancia a la agricultura en 1999 (para el segundo periodo), distancia a poblados, distancia a caminos y distancia a ciudades. Las tres primeras variables se originaron a partir de un modelo digital de elevación y de la imagen satelital clasificada del año 1989. Las variables relativas a poblados, caminos y distancia a ciudades se obtuvieron de la información generada por el proyecto OTAS de la Región Metropolitana (GORE RMS, 1998). Finalmente, para identificar la proporción de zonas planas, secas, semi-secas, semi-humedas y húmedas dentro de cada cuadrante, primero se categorizaron los valores originales del mapa de exposición originado a partir de un modelo digital de elevación de acuerdo a un gradiente de humedad: plano (-1), seco (330º-30º), semi-seco (31º-90º; 271º-330º), semi-húmedo (91º-150º; 211º-270º), y húmedo (151º-210º). Esta variable fue seleccionada dada la fuerte influencia de la exposición de la pendiente en la dinámica del bosque de Chile Central (Badano *et al*., 2005) Todas estas variables se consideraron relevantes en su contribución a la deforestación del bosque nativo entre 1989 y 2003.

Con el objeto de abordar los problemas de autocorrelación espacial entre cuadrantes se seleccionaron al azar 100 grillas cuyos centroides tuvieran una separación mínima de 2 Km (Apéndice, Figura 1). Este procedimiento permitió minimizar la autocorrelación espacial medida a través de la prueba de Moran computada en el software DIVA GIS (Hijmans *et al*., 2004), y que arrojó un valor de 0,12 en el periodo 1989-1999 y 0,22 para el periodo 1999-2003. La prueba varía entre -1 y 1 según la presencia de autocorrelación negativa o positiva, respectivamente y donde 0 indica la inexistencia de dependencia espacial de los datos (Legendre, 1993).

Una vez seleccionadas las muestras se generaron modelos lineales univariados para evaluar la contribución individual de cada variable en relación a la deforestación (Echeverría *et al*., 2008). Este procedimiento se realizó en el programa estadístico R (R Development Core Team, 2006) en el cual se seleccionaron aquellas variables con un cambio significativo

($P < 0.05$). Se aplicó el Coeficiente de Correlación de Spearman (Zar, 1996) para estimar la correlación entre las variables y se eliminaron aquellas que presentaron un coeficiente de correlación mayor o igual a 0,5 que resultaron con baja o nula significancia en los modelos univariados. Luego, las variables significativas se ingresaron simultáneamente para ajustar el modelo de regresión lineal múltiple (Figura 3). Una lista de todas las variables y los recursos utilizados en el presente estudio se muestran en el Cuadro 2.

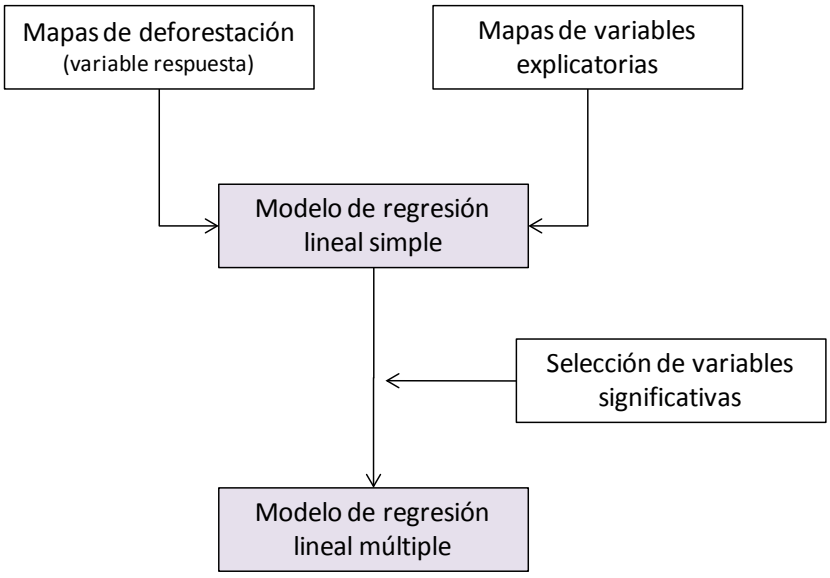


Figura 3: Diagrama de flujo que ilustra el procedimiento para la identificación de las variables relacionadas con la deforestación para ambos periodos analizados

Cuadro 2: Lista de variables, transformaciones y fuentes utilizadas en el análisis de la deforestación en Altos de Cantillana

Variable	Código	Unidad	Transformación	Fuente
Variables originales				
área de bosque en 1989	BOS89	Ha	-	Castillo (2007)
área de bosque en 1999	BOS99	Ha	-	Castillo (2007)
área de bosque en 2003	BOS03	Ha	-	Castillo (2007)
Variable dependiente				
deforestación 1989-1999	DEF89-99	%	log[asen(raiz(x*0,01)+1))]	=((BOS99-BOS89)/(BOS89))x100
deforestación 1999-2003	DEF99-03	%	log[asen(raiz(x*0,01)+1))]	=((BOS03-BOS99)/(BOS99))x100
Variables ambientales				
elevación	ELEVA	msnm	log(x)	Modelo digital de elevación
pendiente	PEND	%	asen(raiz(x*0,01))	Modelo digital de elevación
exposición				
plano	PL	proporción	asen(raiz(x))	Modelo digital de elevación
seco	SC	proporción	asen(raiz(x))	Modelo digital de elevación
semi-seco	SSC	proporción	asen(raiz(x))	Modelo digital de elevación
semi-húmedo	SH	proporción	asen(raiz(x))	Modelo digital de elevación
húmedo	H	proporción	asen(raiz(x))	Modelo digital de elevación
Variables antrópicas				
distancia a agricultura	DISTAGRI	mts	raiz(x)	Este estudio
distancia a poblados	DISTPOBL	mts	raiz(x)	GORE RMS (1998)
distancia a caminos	DISTCAM	mts	raiz(x)	GORE RMS (1998); MOP(2001)
distancia a ciudadades	DISTCIUD	mts	raiz(x)	GORE RMS (1998)

4.5 Modelamiento de Paisaje

Se proyectó el cambio de uso del suelo para los años 2010 y 2020 de acuerdo a dos escenarios. Este procedimiento se realizó mediante una combinación entre Cadenas de Markov, mediante el comando Markov de Idrisi Andes (Clark University, 2006), y Autómatas Celulares computadas en el comando Ca_Markov del mismo programa. En el proceso de generaron matrices de áreas de transición mediante el módulo Markov de Idrisi Andes, los cuales se combinaron con mapas de adecuación para los distintos usos de suelo para generar, a través de Autómatas Celulares, los mapas proyectados (Figura 4).

4.5.1 Cadenas de Markov

Se utilizó el módulo “Markov” de Idrisi Andes para la generación de la matriz de áreas de transición necesaria para la proyección en el módulo Ca_Markov. En Idrisi, la matriz de áreas de transición se produce a partir de la matriz de probabilidades de transición. Esta matriz representa la probabilidad de que un píxel de determinada clase cambie a cualquier otra clase en el próximo periodo de tiempo y es creada por medio de la comparación

cruzada entre las imágenes de los años 1989 y 1999 ajustado por un error proporcional del 10%. Este error proviene de la exactitud de la clasificación generada por Castillo (2007). Para la generación final de la matriz de áreas de transición los valores de las columnas de la matriz de probabilidades de transición son multiplicados por el número de píxeles de la clase correspondiente de la imagen más reciente (1999) y expresa el número de píxeles que cambiarán desde cada una de las clases a cualquier otra clase en el próximo periodo de tiempo.

4.5.2 Ca_Markov

Una vez producida la matriz de áreas de transición se procedió a generar los mapas proyectados mediante el módulo Ca_Markov de Idrisi Andes. Este procedimiento requirió como entrada la imagen desde donde se realizará la proyección (1999), la matriz de áreas de transición generadas en el proceso anterior y un grupo de imágenes de adecuación. Este grupo de imágenes se compuso a partir de mapas de adecuación para cada una de las clases (vegetación escasa, lagunas y embalses, matorral, bosque nativo, suelo desnudo, agricultura y tranque de relave) que representaron aquellas áreas susceptibles al cambio en el próximo periodo de tiempo (Figura 7). Estos mapas fueron concebidos por medio de una evaluación multicriterio cuyo objetivo es combinar la información de varios criterios para formar un solo índice de evaluación.

4.5.3 Evaluación Multicriterio

En general, los modelos de cambio de uso del suelo tienen tres componentes: a) al menos dos mapas de uso de suelo en el tiempo, b) una función de cambio que modifica los valores y el arreglo espacial de las coberturas del mapa original, y c) el mapa proyectado resultante del proceso de modelación (Lambin, 1994). La función de cambio puede originarse a partir de una serie de fuentes, en este caso se basó en un análisis empírico de los patrones históricos de cambio de uso del suelo. Específicamente, se realizó una evaluación multicriterio para predecir áreas de cambio, metodología que ha demostrado ser eficiente en modelos de paisaje (Scheider & Pontius, 2001). En la evaluación multicriterio, la función de cambio se expresa como mapas adecuación para cada una de las coberturas que identifican aquellas áreas susceptibles al cambio en el próximo periodo de tiempo. Para cada una de las clases, el valor de adecuación entrega la secuencia en que los píxeles son seleccionados para el cambio, donde los valores mayores son prioritarios en la selección. En el presente estudio, los valores de los mapas de adecuación producidos a partir de la

evaluación multicriterio se originaron por medio de la combinación de una serie de criterios de acuerdo a determinadas restricciones según una combinación lineal ponderada, es decir:

$$S = \sum W_i X_i \times C_j \qquad (1)$$

donde S es el valor de adecuación; W_i es el peso del factor i que varía entre 0 y 1 y cuya suma debe de ser 1; X_i es el valor del criterio del factor i; y C_j es el valor del criterio de restricción j.

4.5.4 Factores

Un factor es un criterio que mejora o reduce la aptitud de una alternativa específica para la actividad en consideración. Por lo tanto, se mide comúnmente en una escala continua. Por ejemplo, en el presente estudio las áreas más aptas para el aumento de la superficie de bosque nativo pueden ser aquellas situadas en pendientes progresivamente mayores dada las limitantes de acceso para la explotación. Estas áreas son las que tendrán mayor valor para la recuperación del bosque nativo.

Los factores utilizados para seleccionar las áreas de crecimiento para cada uno de los usos de suelo se definió principalmente por la elevación, la pendiente y el gradiente de humedad. Para la identificación de estas áreas se analizaron las zonas de crecimiento de cada clase según estos tres factores considerados. Por ejemplo, para definir las áreas más aptas para el aumento de la superficie de bosque nativo se analizó el rango de altitud en que esta clase registró los mayores aumentos en su superficie entre los años 1999 y 2003, es decir, entre 300 y 500 msnm. Este factor se estandarizó en una escala byte entre 0 y 255 (255 corresponde a la máxima adecuación) para homogeneizar la valores que permitieron su combinación con los valores estandarizados de los factores pendiente y aquellas coberturas sustituidas por bosque nativo.

4.5.4.1 Factor Elevación

Para el factor elevación se dividió la variable en rangos cada 200 metros y según lo registrado entre 1999 y 2003 se identificaron aquellas áreas más aptas para el desarrollo de cada uno de los usos de suelo. Así, usos como el bosque nativo y matorral registraron el máximo de crecimiento en área en el rango de elevación entre 300 y 500 m.s.n.m, por lo que en este rango corresponde el mayor valor de adecuación. En cambio, el área de usos como

la agricultura registró el mayor aumento en elevaciones menores a 300 metros y su adecuación fue disminuyendo drásticamente hasta llegar a 0 en el rango de entre 500 y 700 m.s.n.m (Figura 4)

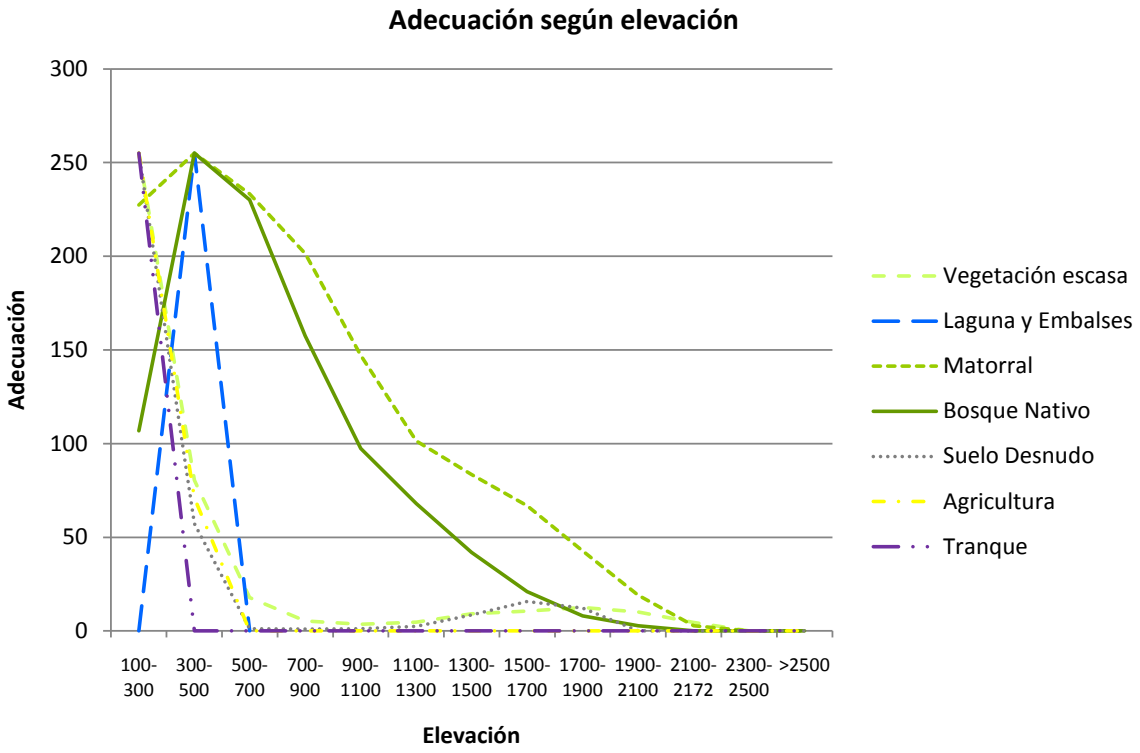


Figura 4. Adecuación para rangos de elevación para los diferentes usos de suelo del Cordón de Cantillana

4.5.4.2 Factor Pendiente

Según el avance de cada unos de los usos de suelo registrados para el periodo 1999-2003, se identificaron aquellos valores de pendientes más favorables para el desarrollo de éstos. Por ejemplo, el mayor avance en área de la clase agricultura para el periodo se registró en pendientes menores a 3%, por lo que estos valores tendrán el máximo de adecuación para esta clase (255). En tanto, coberturas como el bosque nativo se desarrolló principalmente en áreas de pendientes mayores al 20% con un máximo en aquellas pendientes de 26% (Figura 5). Esta cobertura, al igual que en elevación, tuvo un comportamiento muy similar a matorral, lo que comprueba mutua sustitución entre estos usos durante el periodo de análisis (Castillo, 2007).

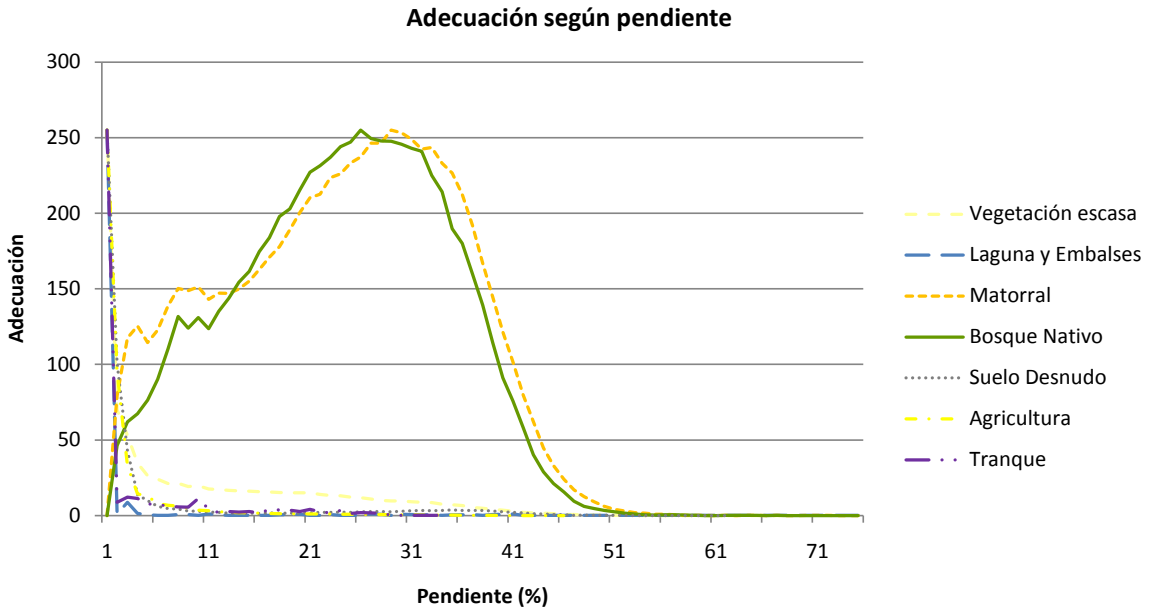


Figura 5: Adecuación para rangos de pendiente para los diferentes usos de suelo del Cordón de Cantillana

4.5.4.3 Factor Gradiente humedad

En los mapas de adecuación relacionados con la exposición se utilizó el mismo criterio de gradiente de humedad aplicado para los modelos de regresión múltiple. De este modo la adecuación según este factor dependió de las preferencias de los usos de suelo por diferentes gradientes de humedad derivados del mapa de exposición generados a partir de un Modelo Digital de Elevación del área: sectores planos, secos, semisecos, semihúmedos y húmedos. Al igual que los factores anteriores se re-escalaron los mapas entre valores de 0 a 255 según adecuación (Figura 6).

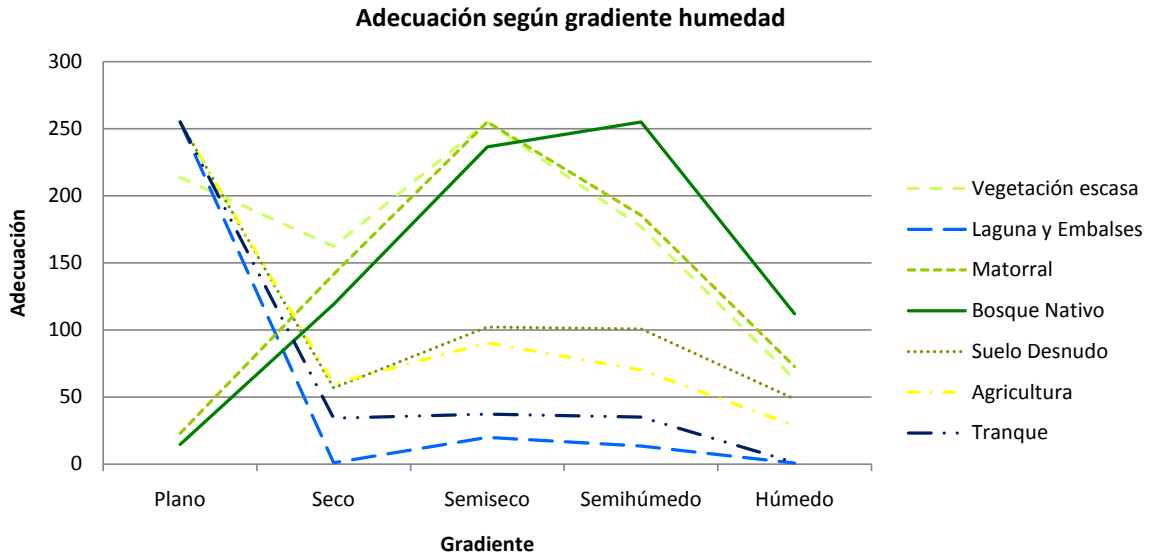


Figura 6: Adecuación para rangos de humedad para los diferentes usos de suelo del Cordón de Cantillana

4.5.5 Restricciones

Una restricción sirve para limitar las alternativas en consideración. En el presente estudio se utilizó como restricción para todas las coberturas los cuerpos de agua dada la escasa probabilidad de ser reemplazados por alguno de los usos de suelo. Este mapa corresponde a un mapa binario que determinará valores de adecuación cero para cada uno de los usos de suelo tal como se especifica en la ecuación (1).

Especificados los factores y las restricciones para cada uno de los usos de suelo se procedió a generar los mapas de adecuación. Este proceso se realizó en el módulo MCE de Idrisi Andes mediante una combinación lineal ponderada en que se le otorgaron iguales pesos a todos los factores para todos los usos de suelo (0.3333).

4.5.6 Autómatas Celulares

Una vez generados la matriz de áreas de transición en el proceso markoviano, los mapas de adecuación en la evaluación multicriterio y la especificación de la imagen desde la cual se pretenden proyectar los cambios (1999), se procedió a la aplicación de Autómatas Celulares para la generación del mapa de uso del suelo para el año 2003. Este proceso, requiere de un determinado número de iteraciones según los pasos de tiempo establecidos (4 años para la proyección desde 1999 a 2003). Dentro de cada iteración, cada cobertura

cede parte de su terreno a una o más de las otras clases (y también gana terreno de otras) de acuerdo al mapa de adecuación para la clase reclamante generado en el paso anterior. El componente de los Autómatas Celulares se origina en parte en el proceso iterativo de asignación de terreno, y en parte en un paso de filtrado con cada iteración que reduce la adecuación de los terrenos lejanos a las áreas existentes de ese tipo. Se utilizó un filtro de media de 5x5 para lograr esta restricción de contigüidad. Al filtrar una máscara booleana de la clase considerada, el filtro de media produce un valor de 1 cuando se encuentra por completo dentro de la clase existente, y un valor de 0 cuando está completamente fuera de la misma. Sin embargo, cuando cruza el borde, este filtro produce valores que rápidamente se transforman de 1 a 0. Este resultado luego es multiplicado por la imagen de adecuación para esa clase, y así progresivamente pondera en forma negativa las adecuaciones a medida que uno se aleja de las instancias existentes de esa clase. El resultado neto de este proceso iterativo fue que los cambios de la cobertura terrestre se desarrollaron como un proceso de crecimiento en las áreas de adecuación alta próximas a las áreas existentes. En la Figura 7 se especifica todo el proceso:

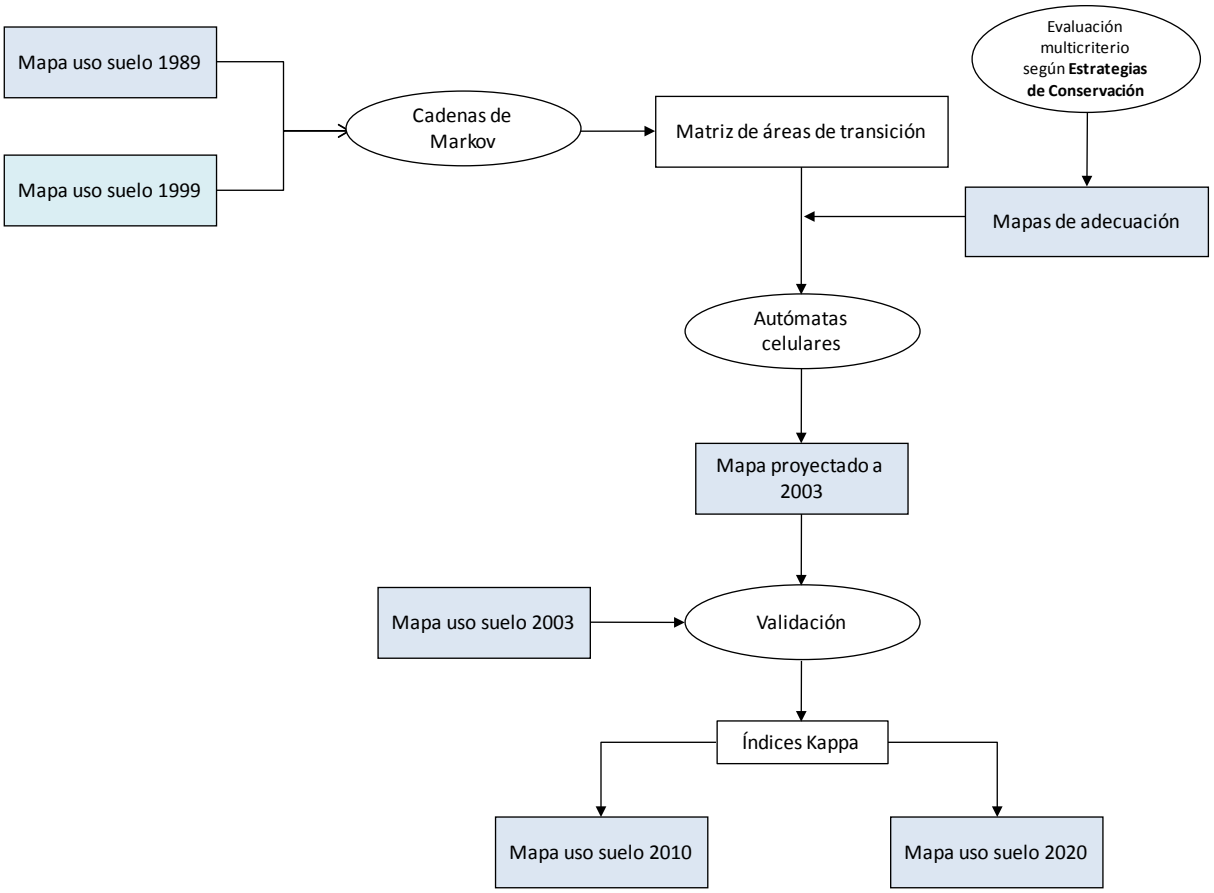


Figura 7: Diagrama de flujo que ilustra el modelo combinado de Cadenas de Markov y Autómatas Celulares en el módulo Ca_Markov de Idrisi Andes para la generación de los mapas proyectados para

el año 2015 y 2020. En el campo de la evaluación multicriterio para la producción de los mapas de adecuación se consideró la aplicación o no de estrategias de conservación.

4.5.7 Escenarios de cambio de uso del suelo

Se desarrollaron modelos de paisajes según dos escenarios probables: a) sin estrategias de conservación y b) con estrategias de conservación. En el modelo de uso de suelo, la diferencia entre los escenarios estuvo determinada por los mapas de adecuación generados en la evaluación multicriterio.

4.5.7.1 Sin estrategias de conservación

Este modelo se basó en la consideración de que los cambios al año 2010 dependerán de los cambios de uso del suelo producidos desde 1989, es decir, una proyección de lo ocurrido hasta el año 2003. En este proceso los mapas de adecuación para cada uno de los usos de suelo estuvieron determinados los valores de los factores elevación, pendiente y exposición que favorecen su expansión.

4.5.7.2 Con estrategias de conservación

Este escenario se basó no sólo en lo ocurrido desde el año1989, sino que también consideró la propuesta de zonificación realizada por el Centro Eula de la Universidad de Concepción para el sector del Cordón de Cantillana (EULA, 2004) el cual se está gestionando en la actualidad. El instituto realizó una propuesta de zonificación del área de Cantillana con el objeto de identificar las áreas homogéneas en base a las características, restricciones y potencialidades que contribuyan a la conservación, protección y uso sustentable del espacio natural en armonía con las actividades actuales y planificadas. Esta zonificación se utilizó para desarrollar escenarios futuros de cambio de uso del suelo resultantes de la aplicación de esta estrategia de conservación. De este modo, a diferencia de la proyección de los usos de suelo sin consideración de planes de gestión para la conservación, los escenarios de cambio de uso de suelo resultantes de la puesta en práctica de estrategias de conservación, como las propuestas por el centro EULA, permitirán analizar los efectos potenciales en la distribución de bosque nativo resultantes de la aplicación de estas estrategias. Para este efecto, en la generación de los mapas de adecuación para las diferentes coberturas bajo este escenario se agregó a los mapas de elevación, pendiente y exposición un factor de conservación que para el caso del bosque nativo estuvo constituido por la unión de los sectores destinados a preservación y conservación especificados más

abajo. De esta manera, bajo un escenario de conservación la adecuación del boque nativo será mayor en aquellos sectores destinados a estos fines y menor en aquellos sectores destinados al uso productivo. Los otros usos, en tanto, verán disminuida su adecuación en los sectores destinados a conservación y preservación, la que aumentará en los otros sectores zonificados de EULA.

La zonificación del Centro EULA para el Cordón de Cantillana se compone de las siguientes categorías de manejo (EULA, 2004) (Cuadro 3):

Cuadro 3: Categorías de Manejo Estudio EULA

Categoría de Manejo	Superficie (ha)	%
Zonas de Preservación ZP	15,382	8
Zonas de Conservación ZC	79,936	39
Zonas de Amortiguación ZA	48,258	23
Zonas de manejo directo de recursos ZM	44,535	22
Zonas histórico culturales ZH	240	0
Zonas de protección de cauces y cuerpos de agua ZPC	15,541	8
Cuerpos de Agua	2,148	1
Total	206,040	100

Fuente: Eula, 2004

4.5.7.2.1 Zonas de Preservación (ZP)

Esta categoría se compone de todos aquellos sectores poco alterados que incluyen ambientes frágiles, únicos o representativos de la biodiversidad regional y nacional en todos sus niveles (genético, especie, ecosistema y paisaje). Estas áreas presentan una baja intensidad de la actividad humana dada limitantes de acceso, lo que determina el buen estado de conservación que presentan. En la zonificación utilizada, esta categoría está orientada a garantizar la preservación integral de los ecosistemas y especies asociadas de tal forma que los procesos biológicos y físicos evolucionen de manera natural. Son áreas que deberían destinarse casi exclusivamente para fines de investigación científica, educación y actividades de ecoturismo de bajo impacto (Figura 8)(EULA, 2004).

Esta área presenta un valor ecológico muy alto y se compone de las formaciones Estepa Alto Andina, Matorral Sub-andino y Bosque Caducifolio de Santiago en buen estado de conservación. Dadas las características topográficas y vegetacionales, esta área constituye un productor y regulador del ciclo hidrológico sobre todo en las cuencas que drenan hacia la Laguna de Aculeo y Estero Alhué. Otra característica que le otorga un valor ecológico alto es la presencia del Bosque Esclerófilo Costero. Asimismo, esta categoría posee un alto

componente endémico con especies que no se encuentran en otra zona del planeta tales como el lagarto gruñidor de Valeria (*Pristidactylus valeriae*), el cactus *Pyrrhocatus engleri* y el arbusto *Avellanita bustillosi* en las áreas altas del cordón (U.Chile, 2007), y especies de flora y fauna con problemas de conservación como el *Cryptocarya alba*, *Nothofagus glauca* y *Jubaea chilensis* (EULA, 2004). En total, el Cordón de Cantillana se compone de 753 especies de plantas vasculares, correspondientes a 102 familias y 366 géneros taxonómicos que representan casi el 50% de la flora de la Región Metropolitana (U. Chile, 2007). En relación a la fauna, el cordón de Cantillana acoge 122 especies de fauna de vertebrados con cuatro anfibios, 12 reptiles, 90 aves y 16 mamíferos. Del total, alrededor del 30% se encuentra en algunas de las categorías de conservación definidas por el SAG, con ocho especies en Peligro de Extinción, trece especies catalogadas como Vulnerables, sietes especies Raras, seis especies Inadecuadamente Conocidas y una Fuera de Peligro.

4.5.7.2.2 Zona de Conservación (ZC)

Esta categoría corresponde a sectores que contienen elementos representativos de la biodiversidad del área y mantienen un buen estado de conservación debido a una menor presión de uso. Los objetivos de manejo están orientados a conservar la biodiversidad del área, mantener un adecuado funcionamiento de los procesos ecológicos y disminuir las amenazas del sector a través del control y manejo de las actuales actividades que se desarrollan en la zona (EULA, 2004).

Al igual que la anterior, esta zona posee un alto valor ecológico dada la presencia de formaciones vegetacionales de Bosque y Matorral Esclerófilo y Matorral Sub-andino, aunque con altos grados de intervención debido a actividades ganaderas y forestales no reguladas. Corresponde a sectores con pendientes superiores a 45%, quebradas pronunciadas y laderas escarpadas. En este sector también existe la presencia de *Jubaea chilensis*, aunque bajo una fuerte amenaza dada la presencia de actividades forestales de uso extensivo (Figura 8).

4.5.7.2.3 Zona de Amortiguamiento (ZA)

Esta categoría se compone de todas aquellas áreas de transición de áreas de usos conservacionistas a áreas de usos productivos tradicionales. Son zonas buffer cuyo objetivo es compensar los efectos negativos que las actividades productivas provocan sobre las áreas de mayor valor ecológico ubicados en las zonas de conservación y preservación. Estas áreas presentan un alto grado de naturalizad por cuanto es posible su utilización como

conectores entre ecosistemas mejor conservados y zonas de manejo de recursos naturales extendiendo así los servicios ambientales (disponibilidad y calidad de agua, protección de suelo, mantención del clima locar, reducción de emisiones, belleza escénica) y ecológicos (variabilidad del flujo hídrico, controladores naturales de plagas, ciclado de nutrientes) hacia las zonas más intervenidas. Las actividades que desarrollen en estas zonas deberán estar condicionados a la protección y conservación de los recursos naturales y a la mitigación y/o disminución de los impactos ambientales que dichas actividades provoquen (EULA, 2004).

Esta categoría presenta valores ecológicos Medio y Alto dada la presencia de bosque y matorral arborescente esclerófilo en buen estado de conservación. Esta área recibe impactos por actividades forestales no madereras como la extracción de tierra de hoja, uso ganadero extensivo, turístico y residencial en los sectores más bajos que, además, se encuentra en proceso de expansión (EULA, 2004). También, en esta categoría se presenta el Matorral Esclerófilo abierto asociado a algunas suculentas como el Quisco (*Echinopsis chilensis*), Chagual (*Puya sp*) y especies típicas de laderas de exposición norte, escarpada y con procesos erosivos presentes.

4.5.7.2.4 Zona de Manejo Directo de Recursos (ZM)

Esta categoría acoge todos aquellos usos de suelo y actividades económicas consolidadas reconocidas en los instrumentos de planificación territorial. El Objetivo de esta zona es mantener las actuales actividades económicas y usos de suelo, incentivando un manejo que sea compatible con el aprovechamiento sustentable de los recursos naturales. Corresponde a sectores con capacidad de uso del suelo I, II y III en pendientes no mayores a 10% aunque en determinados sectores puede alcanzar hasta el 20% con actividad agrícola intensiva y desarrollo inmobiliario en general además de Matorral esclerófilo abierto en laderas de exposición predominantemente norte (EULA, 2004).

4.5.7.2.5 Zonas Histórico Culturales (ZH)

Categoría que incluye sectores donde existen evidencias o rasgos históricos, arqueológicos u otras manifestaciones culturales que necesitan ser preservadas y restauradas. Los objetivos de estas zonas son proteger y valorar el patrimonio cultural del área e incorporarlo como elemento adicional de la conservación del patrimonio natural (EULA, 2004).

4.5.7.2.6 Zonas de protección de cauces y cuerpos de agua (ZPC)

Esta categoría corresponde a áreas adyacentes a los principales cuerpos de agua incluyendo ríos, esteros, quebradas y embalses. El objetivo de esta zona está orientado a la protección de riberas y los ecosistemas acuáticos asociados. En el caso de los ríos y esteros, estas zonas se caracterizan por estar condicionada espacial y altitudinalmente; en las áreas de altas cuencas esta categoría se encuentra conformada principalmente por bosque y matorral arborescente esclerófilo que ofrecen una buena protección de los cauces. Sin embargo, en las áreas menos elevadas de las cuencas la cobertura vegetal de esta categoría posee densidades predominantemente bajas e incluso desprovista de vegetación en zonas donde la agricultura es intensiva como ocurre con la ribera de la Laguna de Aculeo (EULA, 2004) (Figura 8).

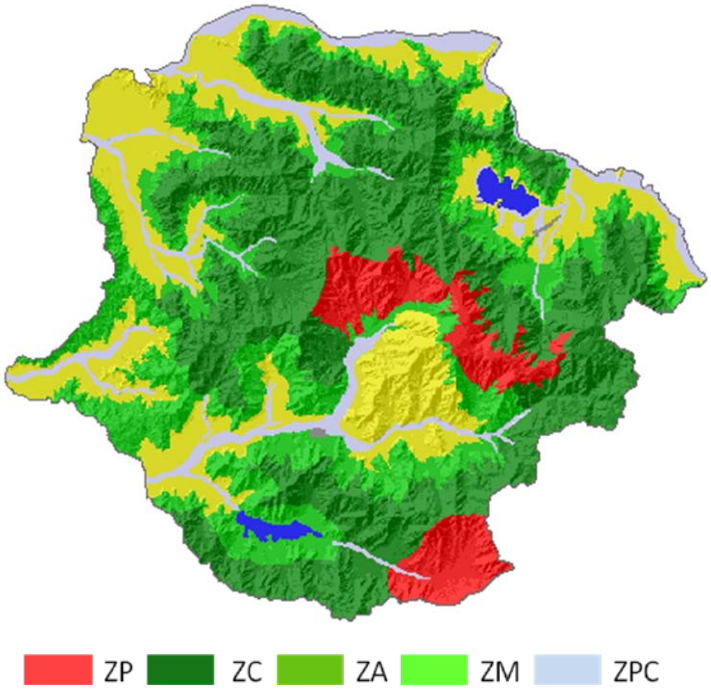


Figura 8: Principales categorías de la zonificación realizada por el centro EULA en el Cordón de Cantillana. ZP: zonas de preservación, ZC: zonas de conservación, ZA: zonas de amortiguamiento, ZM: zonas de manejo, ZPC: zona de protección de cauces.

4.5.8 Validación del Modelo

La validación del modelo se llevó a cabo por medio de la generación de índices de acuerdo entre la imagen modelada y una imagen de referencia. En este caso, se utilizaron las imágenes de los años 1989 y 1999 para modelar el uso del suelo para el año 2003 (Figura

7). Luego, la imagen modelada se comparó con la imagen real del mismo año y se calcularon una serie de índices según el trabajo realizado por Pontius (2000):

a) Kappa para ninguna información (Kno)
b) Kappa estándar (Kstandard)
c) Kappa para la ubicación (Klocation)
d) Kappa para la cantidad (Kquantity)

Los valores de estos índices varían entre 0% y 100%, donde 0% significa que el nivel de acuerdo es equivalente al acuerdo debido al azar y 100% indica un ajuste perfecto. En la comparación del mapa real con el mapa modelado, el índice Kappa para ninguna información indica el acuerdo total de la imagen modelada. Este índice es una alternativa al índice de acuerdo Kappa estándar, aplicado también en este estudio, y posee la ventaja de tener mayor exactitud para la comparación de mapas (Pontius, 2000). El índice Kappa para la ubicación indica la extensión en que los dos mapas concuerdan en relación a la ubicación de los usos de suelo en el espacio bidimensional. El índice Kappa para la cantidad indica la extensión en que los dos mapas concuerdan en relación a la cantidad (número de píxeles) de cada uno de los usos de suelo (Pontius, 2000). Una vez comprobado la exactitud del modelo se procedió a proyectar el cambio de uso del suelo para los años 2010 y 2020.

4.5.9 Comparación de la estructura espacial de bosque nativo entre escenarios

Con el objeto de comparar las consecuencias potenciales sobre la estructura espacial del bosque nativo en ambos escenarios se aplicaron índices de paisaje. Para ello, los mapas fueron exportados al programa Arc View 3.2 (ESRI, 1999) y su extensión Arc View Spatial Analyst 2.0 para la generación de grillas necesarias para el cálculo de los siguientes índices de paisaje:Índice de área media de los parches (Mean match area index), Índice de proximidad media entre parches (Mean proximity index) e Índice del parche más grande (Largest patch index). Éstos se calcularon en el programa Fragstats 3.3 (McGarigal *et al*., 2002) y se seleccionaron dada su escasa o nula correlación entre ellos además de cuantificar distintos aspectos de la estructura del paisaje (O'Neill, 1988; Turner *et al*., 2001). Estos índices han sido aplicados en diversos estudios para el análisis de los cambios temporales de la estructura espacial de bosques (Zheng *et al*., 1997; Nagashima, 2002; Staus, 2002; Turner *et al*., 2003; Cayuela *et al*., 2006; Echeverría *et al*., 2006)

Los índices de paisaje entregan información relevante para estudiar las consecuencias del cambio del paisaje. El área media de los parches que componen el mosaico del paisaje es

un elemento importante pues se relaciona con una serie de atributos ecológicos importante en la conservación de las especies (Rau y Gantz, 2001; Echeverría *et al*., 2007). La proximidad mide el grado de aislamiento de los parches según un determinado radio de búsqueda (1 Km.), tomando el valor 0 cuando los parches no tienen vecinos dentro del radio de búsqueda e incrementándose a medida que disminuye el aislamiento y los parches se encuentran menos fragmentados en distribución. Fahring (2003) señala que la disminución de la proximidad es un síntoma de la deforestación debido a que el aumento en el aislamiento de un parche implica la desaparición de parches vecino. Finalmente, el índice del parche más grande corresponde al porcentaje del paisaje ocupado por el parche más grande. Altos valores de este índice indican una mayor proporción de un gran parche conectado en el paisaje que es capaz de contener importantes funciones ecológicas asociadas con el bosque. Este valor disminuirá cuando aumente la fragmentación y la deforestación del bosque nativo.

Complementario al análisis de la estructura espacial de bosque nativo, se avaluó el cambio en los usos de suelo en los años reales (1989-2003) y modelados (2015-2020) mediante la extensión Land Change Modeler de Idirisi Andes 15.0. Este procedimiento permitió analizar la dinámica de cambio de uso del suelo en cada uno de los periodos.

5. RESULTADOS

5.1 Deforestación del Bosque Nativo

Durante los 14 años analizados la tasa de deforestación fue de 1,59% año^{-1}, lo que implicó para el año 2003, una pérdida equivalente al 20% de la superficie de bosque nativo existente en 1989. Separando entre periodos, la tasa registrada entre los años 1989 y 1999 fue de 1,59% año^{-1}, lo que implicó una pérdida, para el año 1999, del 13% del bosque nativo presente en 1989. Mayor fue la tasa de 2,1% año^{-1} documentada en el periodo 1999-2003, equivalente, para el año 2003, una pérdida absoluta del 7% de la superficie de bosque nativo presente en 1999 (Figura 9). En términos absolutos, en el periodo comprendido entre los años 1989 y 2003 se deforestaron un total de 15.939 hectáreas de bosque nativo, superficie que incluye bosque caducifolio y esclerófilo. En los primeros 10 años se deforestaron un total de 10.341 hectáreas de boque nativo, mientras que en el segundo se perdieron 5.599 hectáreas de bosque.

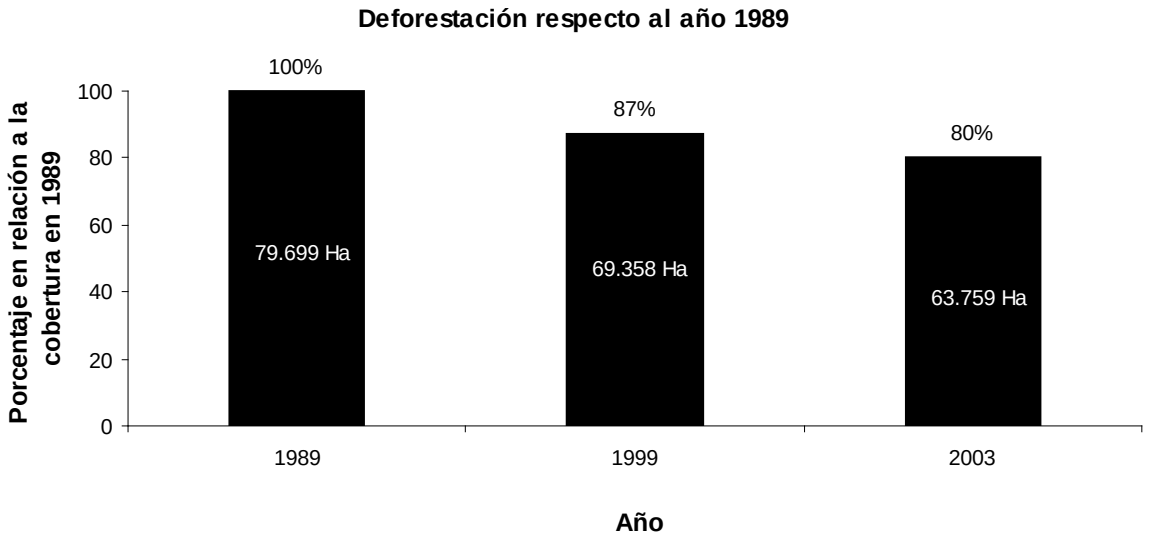


Figura 9: Deforestación del bosque nativo en relación a la superficie de bosque nativo en el año 1989

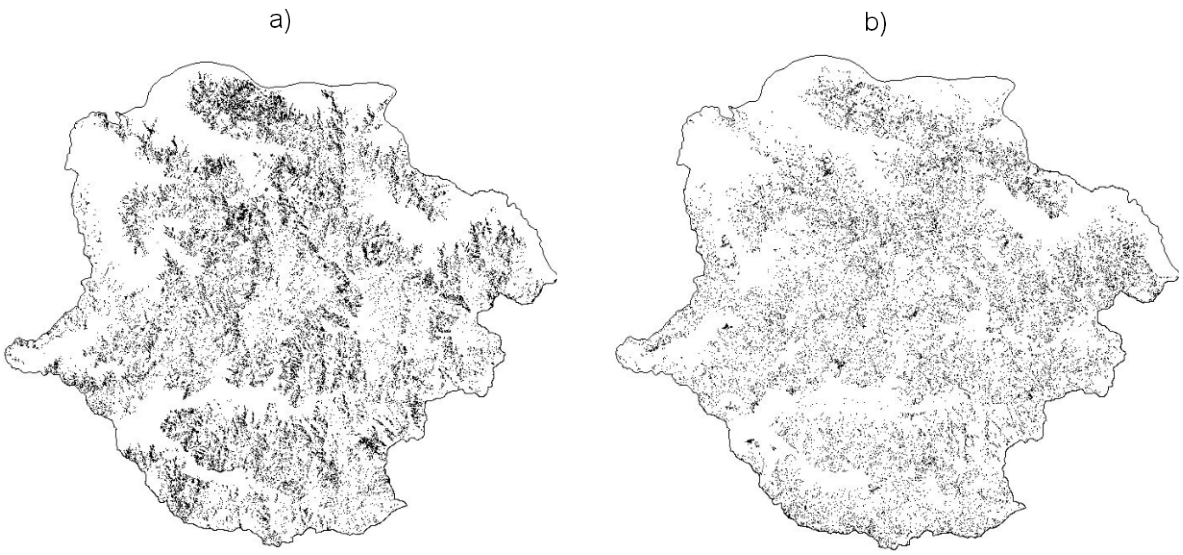


Figura 10: Mapas de deforestación en Altos de Cantillana para el periodo 1989-1999 (a) y para el periodo 1999-2003 (b). Las áreas negras corresponden aquellas zonas deforestadas en cada uno de los periodos.

5.2 Variables relacionadas con la deforestación del bosque nativo

5.2.1 Periodo 1989-1999

Las variables consideradas en los modelos después de eliminar las altamente correlacionadas fueron: elevación, áreas húmedas, poblados, distancia a caminos y distancia a ciudades. De éstas variables, la distancia a poblados fue la única que explicó en

alguna medida la probabilidad de deforestación en el Cordón de Cantillana ($t = -3{,}35; P < 0{,}01$) (Cuadro 4).

5.2.2 Periodo 1999-2003

En este periodo, las variables incluidas en los modelos después de eliminar las correlacionadas fueron: pendiente, distancia a poblados, distancia a caminos, distancia a ciudades, proporción de zonas semisecas y proporción de zonas húmedas. En los modelos todas estas variables explicaron en alguna medida la probabilidad de deforestación por lo que ingresaron simultáneamente en el modelo lineal múltiple. Éste determinó que para el periodo la probabilidad de deforestación se relacionó negativamente con la distancia a ciudades ($t = -2{,}62; P < 0{,}05$), con la proporción de áreas semihúmedas ($t = -4{,}64; P < 0{,}001$) y con la proporción de áreas húmedas ($t = -3{,}94; P < 0{,}001$) (Cuadro 4).

Cuadro 4. Variables dependientes y explicatorias incorporadas en los modelos de regresión múltiple. Las variables sin valor *t* corresponden a aquellas que no ingresaron a los modelos de regresión múltiple debido a que resultaron no significativas en los modelos de regresión simple.

Variables	Periodo 1989-1999		Periodo 1999-2003	
	valor *t*	*p valor*	valor *t*	*p valor*
Variables dependientes				
deforestación 1989-1999	-	-	-	-
deforestación 1999-2003	-	-	-	-
Variables explicatorias				
Variables ambientales				
elevación	-	n.s	-	n.s
pendiente	-	n.s	-0,3	n.s
exposición				
plano	-	n.s	-	n.s
seco	-	n.s	-	n.s
semiseco	-	n.s	-	n.s
semihúmedo	-	n.s	-4,64	***
húmedo	-	n.s	-3,92	***
Variables antrópicas				
distancia a agricultura	-	n.s	-	n.s
distancia a poblados	-3,35	***	-1,60	n.s
distancia a caminos	-	n.s	0,33	n.s
distancia a ciudades	-	n.s	-2,62	*

N=100, ***p <0.001;**p <0.01;*p <0.05

5.3 Modelamiento de Paisaje

5.3.1 Validación del modelo

Al comparar la imagen modelada desde el periodo 1989-1999 a 2003 con la imagen real de este año el índice Kappa para ninguna información registró un acuerdo del 91%. Mientras que el índice Kappa estándar fue de 83%, los índices Kappa para cantidad y ubicación fueron de 84% para ambos casos.

5.3.2 Análisis del cambio de uso de suelo entre 1989 y 2020

Al comparar los modelos de uso de suelo de acuerdo a los escenarios de conservación aplicados no se registran diferencias netas en la superficie de las coberturas. Esto se debe a que los mapas están supeditados a la matriz de áreas de transición generados en el proceso markoviano de acuerdo a las imágenes de los años 1989 y 1999. Esta matriz determina el área total, de cada uno de los usos de suelo, que cambiará en cada uno de los periodos modelados, por cuanto no se registran diferencias en el área de los usos de suelo en ambos escenarios debido a que el área total de cada uno de las coberturas susceptible a ser reemplazada será la misma para los dos años modelados (Cuadros 5 y 6). No obstante, sí se registran diferencias en la configuración espacial de los usos de suelo, especialmente del bosque nativo.

Cuadro 5: Matriz de áreas (Ha) de transición periodo 2003-2015. Las filas representan los usos de suelo pasados y las columnas los usos de suelo futuros

	Vegetación Escasa	Lagunas y embalses	Matorral	B.Nativo	Suelo desnudo	Agricultura	Tranque
Vegetación Escasa	66.831	112	126.588	25.613	8.926	50.13	5.568
Lagunas y embalses	124	11.977	38	131	8	899	285
Matorral	91.32	37	542.226	363.565	5.373	27.78	4.265
B.Nativo	21.913	25	403.826	419.45	612	5.754	2.318
Suelo desnudo	9.706	15	5.88	782	1.355	12.377	358
Agricultura	72.882	1023	15.207	1.385	9.91	192.38	1.218

Cuadro 6: Matriz de áreas (Ha) de transición periodo 2015-2020

	Vegetación Escasa	Lagunas y embalses	Matorral	B.Nativo	Suelo desnudo	Agricultura	Tranque
Vegetación Escasa	50.246	160	125.14	40.582	6497	54.751	6.391
Lagunas y embalses	147	11.933	57	128	13	890	295
Matorral	91.281	68	502.398	391.3	6.375	37.349	5.796
B.Nativo	33.287	36	433.48	373.76	1.371	8.866	3.098
Suelo desnudo	7.647	27	7614	1443	897	12.384	460
Agricultura	74.098	1.224	27.463	2.387	9.944	177.068	1.822
Tranque	22	267	627	953	1	6	16.612

Dicho esto, del análisis de los cambios en la superficie desde el año 1989 se desprende una variación en la superficie de los usos de suelo hacia el año 2020 (Figura 11). Se observa una tendencia hacia la disminución de la superficie de vegetación escasa entre los años 1989 y 1999 de 32.272 ha a 23.049 ha., respectivamente. En el año 2003 se observó un aumento en la superficie de este uso de suelo que luego se revierte hacia el año 2020 hasta llegar a una superficie de 21.369 ha. En tanto, la variación de la superficie agrícola registró una tendencia hacia el incremento hasta el año 2003 con 25.074 ha para luego disminuir ligeramente a 23.696 ha en 2015 y volver a aumentar para el año 2020 llegando a 23.929 ha. Una clara tendencia hacia el incremento de superficie de matorral se evidencia entre los periodos considerados. Entre los años 1989 y 2003 la superficie de matorral se incrementó desde 66.579 ha. a 89.373 ha. para el año 2020, siendo el uso de suelo con las mayores ganancias en su superficie en el periodo real (1989-2003) y modelado (2015-2020). Esta cobertura cubría una proporción del 33% del paisaje en el año 1989, aumentando a 41% y 42% en los años 1999 y 2003, respectivamente, constituyéndose como el uso de suelo con mayor representatividad de Altos de Cantillana (Figura 11).

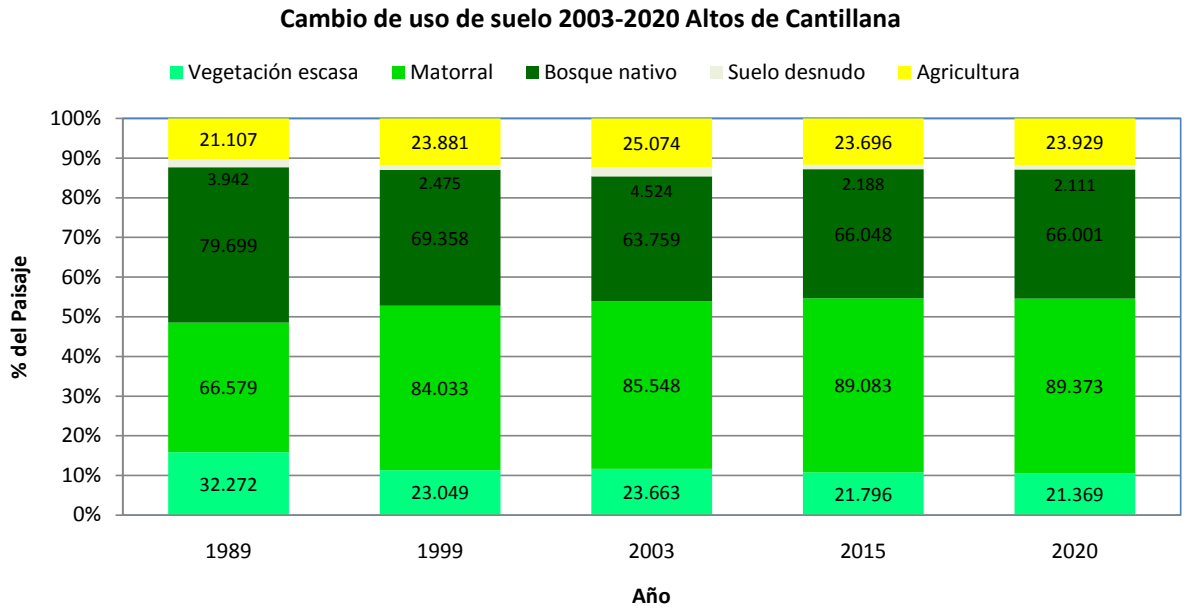


Figura 11: Superficie en hectáreas de los principales usos de suelo en Altos de Cantillana entre 2003 y 2020

5.3.2.1 Variaciones en la superficie de Bosque Nativo

En el año 1989 el bosque nativo era el uso de suelo que cubría la mayor proporción del paisaje en Altos de Cantillana (39%). Sin embargo, desde el año 1999 disminuyó progresivamente su representatividad hasta llegar a 31% en el año 2003. No obstante, el modelo de paisaje predice un leve aumento del porcentaje de bosque en el paisaje a 32% para los años 2015 y 2020 (Figura 11).

En términos de superficie, entre los años 1989 y 1999 se registró una disminución de 10.341 ha. de superficie de bosque nativo. Esta reducción estuvo determinada principalmente por su conversión hacia el uso matorral, abarcando un total de 10.317 ha. (Castillo, 2007). Marginalmente, también se registró un reemplazo hacia terrenos agrícolas y el tranque de relave. Del mismo modo, en el período comprendido entre los años 1999 y 2003, del total de 5.599 ha deforestadas, 4.479 ha fueron reemplazadas por matorral, mientras que el resto de la superficie fue convertida hacia vegetación escasa (505 ha.), agricultura (295 ha.) y suelo desnudo principalmente (281 ha.)(Castillo, 2007). Pese a que los modelos de cambio de uso de suelo, independiente de los escenarios utilizados, predicen un aumento de la superficie de bosque nativo, en el año 2020 no se alcanzaría la superficie de boque presente 21 años antes (1999). Analizando esta variación de acuerdo a los escenarios modelados al año 2015, las diferencias están concentradas principalmente en

la magnitud de la pérdida de superficie debido al avance de la agricultura y una ganancia en el resto de los usos. En el escenario proyectado con la aplicación de estrategias de conservación se observó un menor reemplazo de bosque por terrenos agrícolas que en el escenario sin aplicación de estrategias de conservación. Adicionalmente, se observa una conversión desde otros usos de suelo hacia bosque nativo cuando se aplican estrategias de conservación, siendo el reemplazo desde matorral, suelo desnudo y vegetación escasa los más significativos (Figura 12). En total, en el periodo 2003-2015 hay un mayor reemplazo de usos de suelo hacia bosque nativo bajo en escenario en que se aplican estrategias de conservación. Esta dinámica varía sustancialmente en los escenarios del año 2020, en donde no hay diferencias sustanciales en el reemplazo hacia bosque en ambos escenarios. En aquel sin estrategias de conservación se evidencia una disminución de 177 ha. de bosque nativo en reemplazo por terrenos agrícolas y un aumento de 106 ha. por reemplazo de vegetación escasa. Sin embargo, con la aplicación de estrategias de conservación se observa una leve disminución de la pérdida de bosque producto de la sustitución por agricultura (de 177 a 155 ha.) y una disminución producto por el avance de matorral no ocurrido en el escenario anterior. Por otro lado, en la superficie de vegetación escasa ocurre un importante reemplazo por bosque nativo en este escenario (Figura 13).

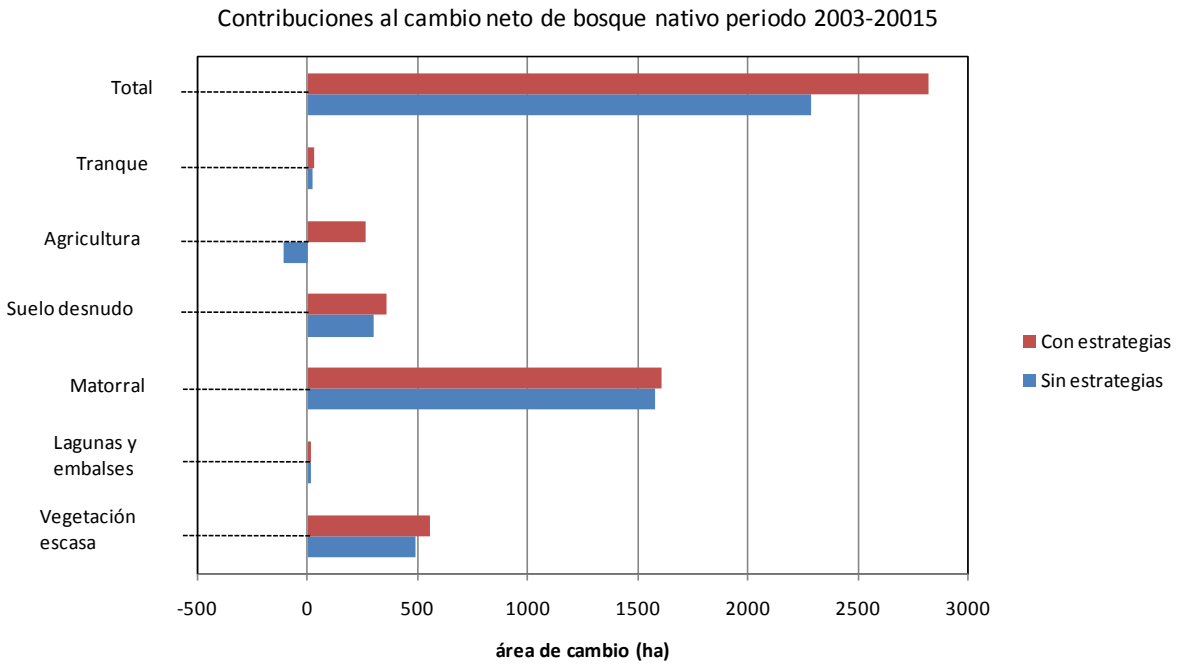


Figura 12: Contribuciones de los usos de suelo hacia bosque nativo en el periodo 2003-2015

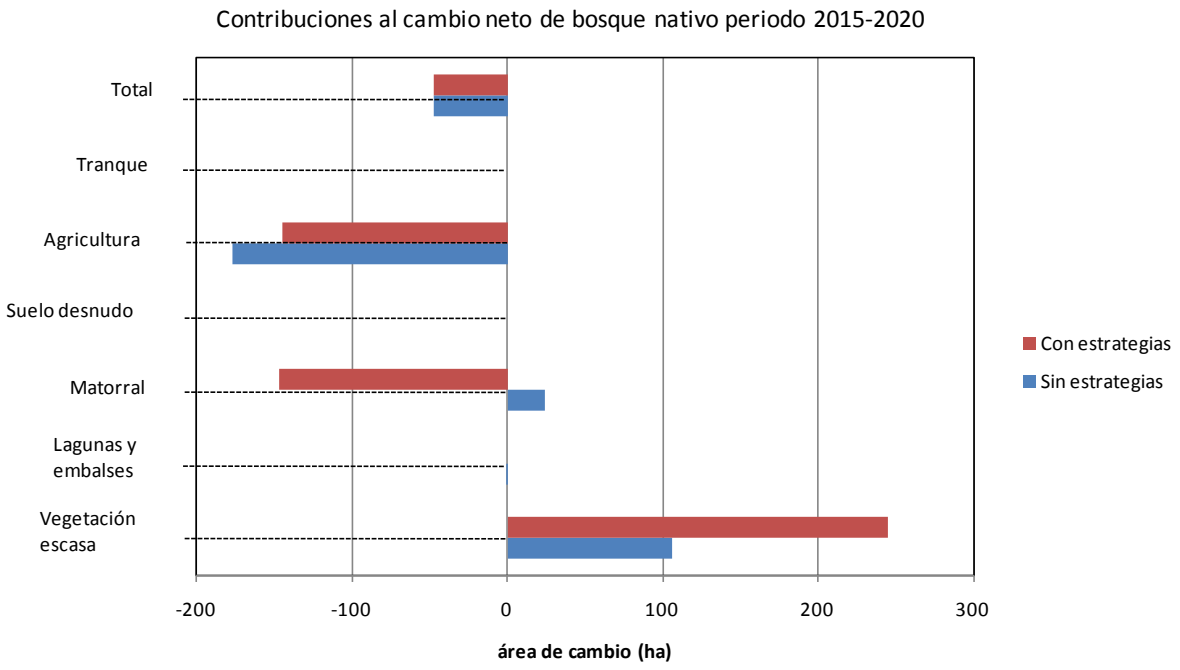


Figura 13: Contribuciones de los usos de suelo hacia bosque nativo en el periodo 2015-2020

5.3.3 Comparación de la estructura espacial de bosque nativo entre escenarios

En el análisis de la variación de la estructura espacial del bosque nativo, en todos los periodos de estudio se evidencian claras diferencias de acuerdo a la aplicación o no de estrategias de conservación. Si bien en ambos escenarios se registra un aumento del área media de los parches, se observa un sustancial aumento de este índice cuando se aplica la estrategia de conservación propuesta por el centro EULA. La evolución del área media de los parches registra un valor de 22 ha. en el año 1989, la que disminuyó a 14 ha. en 1999 y aumentó levemente a 16 ha. al año 2003. Sin embargo, esta área aumenta a 80 ha. y 85 ha. para los años 2015 y 2020, respectivamente, con la puesta en práctica la estrategia de EULA. En la ausencia de ésta el índice sólo registra un incremento a 58 ha. y 60 ha. en los mismos años (Figura 14).

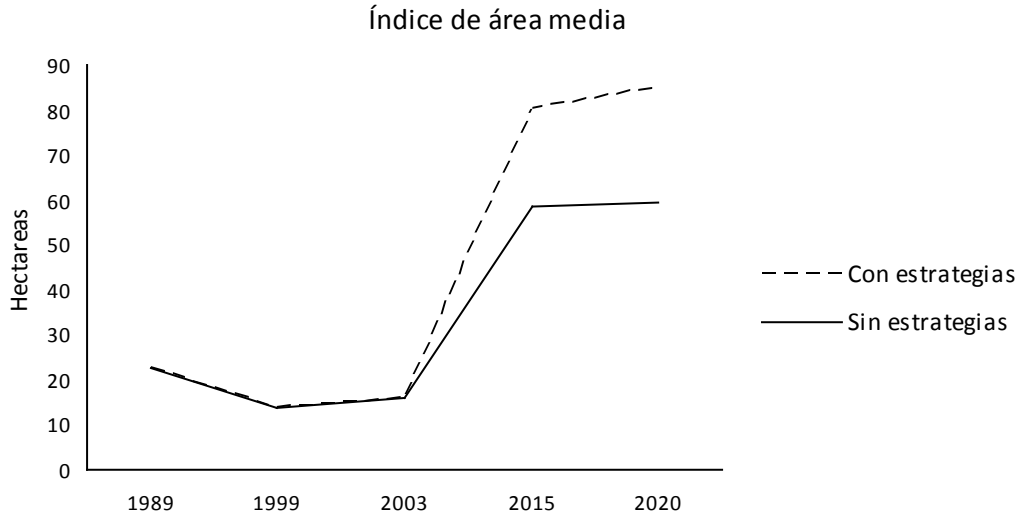


Figura 14: Variación en el índice de área media de los parches de bosque nativo según la estrategia de conservación aplicada.

Más explícito que el anterior resultó ser la evolución del Índice de Proximidad Media. Éste registró una marcada disminución con un valor que varió desde 13.793 en 1989 a 8.995 en 1999 y 6.154 en 2003 (Figura 15), tendencia que continúa en 2015 con la ausencia de estrategias de conservación (4.776) después de lo cual se evidencia un ligero aumento a 5.804 en el año 2020. Contrariamente, con la aplicación del plan de conservación propuesto se observa un aumento del índice a 1.910 en 2015 y 1.933 al año 2020 (Figura 15).

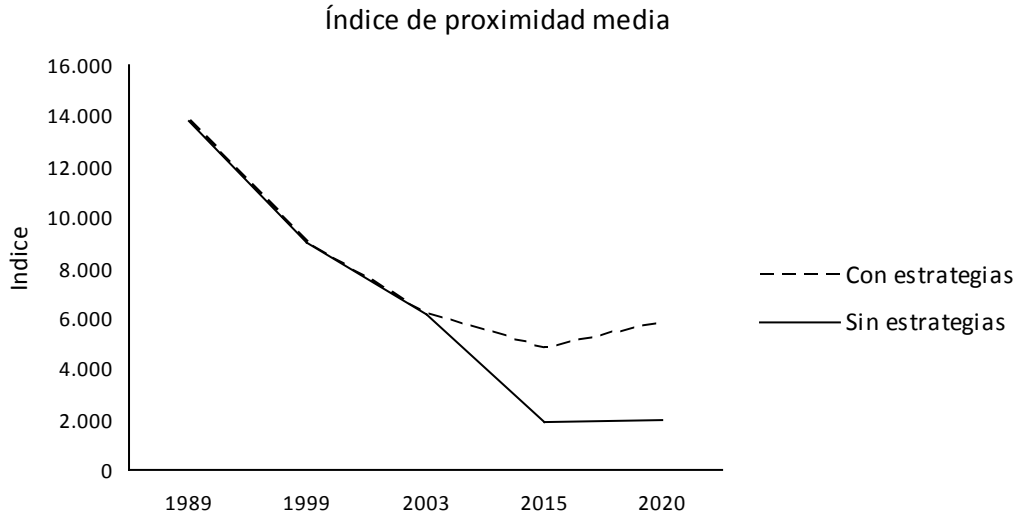


Figura 15: Variación en el índice de proximidad media de los parches de bosque nativo según la estrategia de conservación aplicada.

Una tendencia similar al Índice de Proximidad Media se observa en el Índice del Parche más grande. Éste registra una disminución desde el 13%. en 1989 a 11% en 1999 y 10% en

2003, tendencia que continúa en ausencia de plantes de conservación hasta alcanzar el 8% en los años 2015 y 2020. Esta realidad se revierte en el escenario con vocación conservacionista, aumentando a 12% en los dos últimos dos años, pero sin alcanzar los valores registrados en los primeros años del estudio (Figura 16).

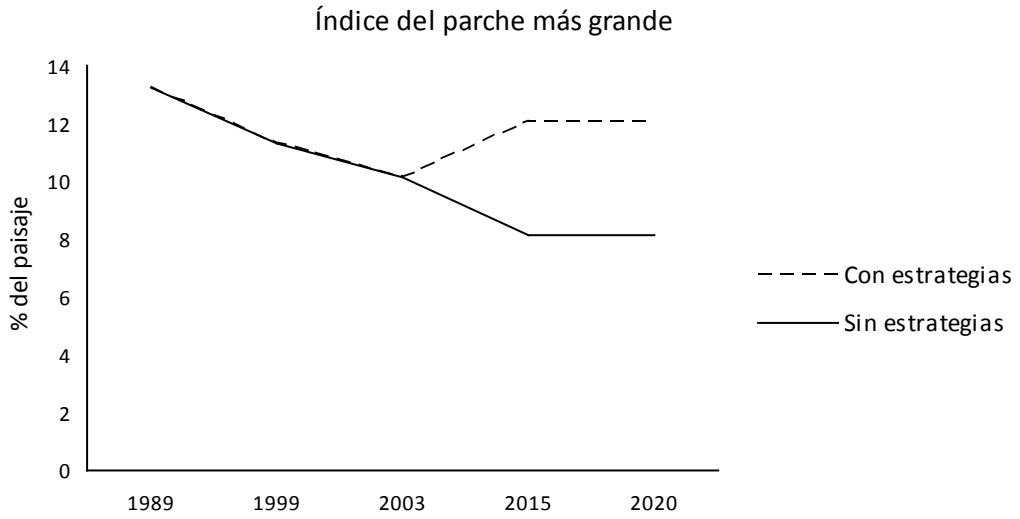


Figura 16: Variación en el índice del parche más grande de bosque nativo según la estrategia de conservación aplicada.

6. DISCUSIÓN

6.1 Deforestación del bosque Nativo

El bosque nativo en el Cordón de Cantillana ha sufrido una marcada deforestación durante los 14 años de análisis (1,59% año^{-1}), siendo el periodo correspondiente a los últimos 4 años en los que se produjo la mayor pérdida de bosque (2,1% año^{-1}). Las tasas de deforestación registradas aquí, en general, son altas comparadas con estudios similares. Así por ejemplo, en el Oeste de Oregon, la tasa de deforestación entre los años 1972 y 1995 varió desde 0.5% a 1.2%, impactando cerca del 20% del área total de bosque (Cohen *et al*., 2002). En la ecoregión Klamath-Siskiyou, USA, se registró una tasa de 0.53% anual de bosques de coníferas entre los años 1972 y 1992 (Staus *et al*., 2002). En Ecuador, Greenberg *et al*. (2005) midieron en el Parque Nacional Yasuní una tasa anual de 0.11% entre los años 1992 y 2001, menor a la tasa de 0.6% observada por Sierra (2000) en la zona inmediata al Parque Nacional para el período 1986-1996. Asimismo, Frosini de Barros *et al*. (2005) documentaron, en el período 1984-2002, tasas anuales de 2% en el estado de Rôndonia de Brasil producto de la explotación maderera y el despeje de terrenos para agricultura y pastoreo. En Chiapas, México, Cayuela *et al*. (2006) registraron una tasa de deforestación anual de 2,7%. Una tasa de 5%, mayor a la registrada en el presente estudio, fueron descritas entre 1992 y 1999 para el bosque deciduo del Chaco argentino (Boletta *et al*., 2006). En Santa Cruz, Bolivia, una tasa de 6% fue documentada para mediados de 1990 (Steininger *et al*., 2001), una de las mayores reportadas a nivel mundial.

En Chile, una variedad de estudios han documentado altas tasas de deforestación del bosque nativo. La mayoría de estas investigaciones se han concentrado en la zona centro-sur de Chile. Entre los ríos Maule y Cobquecura, Echeverría *et al*., 2006 estimaron, para el período 1975-2000, una tasa de 4.5% anual, la que estuvo fuertemente asociada con el incremento del área de plantaciones de especies exóticas. Mayor fue la tasa determinada por Bustamante y Castor (1998) para los bosques de ruil (*Nothofagus alessandrii*) ubicados en la cordillera de la costa de la VII Región entre los años 1981 y 1990. Basados en análisis de fotografías aéreas los autores establecieron una tasa anual de 8.15%, una de las más altas documentadas en la literatura.

Por otro lado, Lara *et al*. (1989), en un estudio que abarcó la cordillera de la costa de la región del Maule y Bio-Bio, dieron cuenta de la pérdida de bosque entre los años 1978 a 1987 a tasas que variaron entre 2.0% y 3.5%. Olivares (2000), en tanto, reportó en dos

áreas de la precordillera de los Andes de la zona centro-sur de Chile tasas entre 0.5% y 1.4% en el período 1987-1996.

6.2 Variables relacionadas con la deforestación del bosque nativo

En los resultados se presenta una diferencia entre los tipos de variables asociadas con la deforestación. Mientras que en el primer periodo el proceso se asoció a factores antrópicos como la distancia a poblados, en el segundo periodo se asoció principalmente a factores relacionados con el gradiente de humedad. Estos resultados pueden sugerir una disminución de la presión directa por factores netamente antrópicos sobre los bosques. En el primer periodo de estudio la deforestación del bosque nativo pudo estar asociada a la fuerte presión que sufrió debido a actividades como la ganadería, la corta de leña para combustible y carbón, actividades comunes y extendidas hasta los años 90' (EULA, 2004; UCHILE, 2007; Flores & Díaz, 2008). Por cuestiones de costo y accesibilidad estas prácticas ocurren en áreas de bosque cercana a poblados, esta realidad, que data de los primeros años de la república (Camus, 2006), puede ser en la actualidad un factor que explique la pérdida de boque en gran parte de la zona central. En el segundo periodo de estudio, la deforestación se relacionó negativamente con la distancia a ciudades y con laderas húmedas. La primera asociación puede tener aspectos similares con lo ocurrido en el primer periodo debido tal vez a la degradación del bosque nativo producto de la extracción de tierra de hoja. Esta es un práctica muy común en la actualidad y abastece principalmente a los jardines y áreas verdes de las ciudades aledañas (EULA, 2004; UCHILE, 2007). Esta actividad puede limitar sustantivamente la recuperación del bosque dado la sustracción del banco de semillas bajo el dosel. Por cuestiones de costos, esta práctica puede ocurrir preferentemente en aquellos sectores más cercanos a zonas urbanas destinadas a su venta, lo que explicaría su relación con la deforestación. Es interesante mencionar que de ser esta la realidad, la actividad de extracción de tierra de hoja sería tan intensa que tendría una expresión a escala de paisaje. Aun más, dada la dinámica demográfica del país, donde la mayoría de la población se encuentra asentada en ciudades, es esperable un aumento de la población en éstas (INE, 2005), del mismo modo, la demanda de bienes del bosque nativo como la tierra de hoja para abastecer los requerimientos de las áreas verdes se incrementaría similarmente.

La relación entre la pérdida de bosque nativo en aquellas laderas con menor contenido de humedad puede estar asociada a dos factores ligados entre sí: la ocurrencia de incendios en sectores secos y semisecos, y las restricciones hídricas de estos sectores que dificultaría su recuperación. Las laderas secas de Chile Central están más expuestas a la ocurrencia de

incendios muy comunes en el periodo estival En éstas los incendios son de mayor intensidad y determinan el patrón espacial de la vegetación (Segura et al., 1998), lo que constituiría una perturbación que se suma a la ya establecida por la ganadería, corta para leña y carbón, y obtención de tierra de hoja. La alteración de la vegetación por incendios constituye una alteración importante en Cantillana. Por ejemplo, entre 1999 y 2003 se registraron un total de 510 incendios en las comunas donde se inserta el área de estudio. Estos incendios afectaron un total de 2.564 de bosque nativo principalmente en sectores de exposición norte, noreste y noroeste (CONAF, datos no publicados). Lo mismo ocurrió en el periodo1989-1999, en donde 457 incendios afectaron un total de 5.355 ha. Estos datos revelan la sustantiva influencia que tienen los incendios en la deforestación y degradación del bosque nativo. Las causas de los incendios en esta zona están relacionadas casi totalmente con factores netamente antrópicos (Montenegro *et al*., 2004). Montenegro et al. (2004) resaltan la capacidad de rebrote de las especies arbóreas del bosque nativo de Chile Central después de los incendios, lo que facilitaría su capacidad de recuperación. Sin embargo, dado que estas especies no están adaptadas a este tipo de fenómenos se encuentra limitada la regeneración por semillas. Esta situación podría ser importante en la capacidad de recuperación del bosque nativo de Chile Central dada la importancia del banco de semillas en la lenta regeneración del mismo (Jimenez & Armesto, 1992). Los mismos autores resaltan la importancia que fragmentos de matorral o bosque pueden tener en la aceleración de los procesos sucesionales y del relevante rol de especies de fauna asociadas a la dispersión de semillas. En términos de la vulnerabilidad a incendios, el caso contrario lo constituirían las laderas con mayor contenido de humedad dado que presentan una menor acumulación de biomasa seca para ignición (Montenegro *et al*., 2004) y una mejor condición para la germinación de semillas que permitan el mantenimiento del bosque.

En cuanto a las relaciones antrópicas con la deforestación del bosque nativo, los resultados de este estudio se asemejan con la realidad de otros bosques nativos del planeta. Por ejemplo, en la cuenca del Amazonas la deforestación ocurrió principalmente alrededor de los caminos, siendo la densidad poblacional y el clima importantes predictores (Laurance *et al.*, 2002). En la misma cuenca del Amazonas, otros autores han demostrado la importancia de la expansión agrícola como una variable que explica la pérdida de bosque nativo, en ésta área la deforestación ocurrió cercana a los cursos de agua debido a las necesidades productivas agrícolas y ganaderas de la región (Cardille & Folley, 2003). De igual manera, en Australia, la deforestación se asoció al pastoreo, la agricultura y la tala (Seabrook *et al*., 2006).

En otros estudios la densidad poblacional es comúnmente citada como una determinante de la pérdida de bosque nativo (Cropper *et al*., 1999; Laurance, 1999; Geist & Lambin, 2002). Diversos autores argumentan que esta relación es más probable encontrarla en países en vías de desarrollo, donde los bosques son sustituidos dada la necesidad de alimentar a las poblaciones rurales de rápido crecimiento (Laurance *et al*., 2002; Seabloom *et al*., 2002; Ewers *et al*., 2006). En cambio, en países como Nueva Zelandia no se presenta esta relación debido a la baja tasa de crecimiento poblacional y la alta concentración de población urbana (Ewers *et al*., 2006). Es posible que las relaciones con la distancia a poblados y a ciudades identificadas en este estudio estén asociadas con estos argumentos; en Chile central se concentra cerca del 37% de la población total del país, gran parte de la cual se encuentra distribuida en áreas urbanas como Santiago, Rancagua, Valparaíso, Viña del Mar y otras ciudades menores. Como se mencionó anteriormente, la alta demanda de estas áreas urbanas por bienes provenientes de áreas boscosas aledañas podría estar afectando estos ecosistemas.

La inexistencia de una relación entre la deforestación y la elevación en Altos de Cantillana sugiere que el proceso de deforestación es independiente de esta variable y responde más a las variables analizadas anteriormente. Esta situación de puede deber a que el área no presenta altitudes lo suficientemente altas como para restringir el uso del bosque. Similarmente, la inexistencia de relación entre el proceso de deforestación con la cercanía a la agricultura sugiere, a la escala de análisis del presente estudio, que el aumento de la deforestación no ha ocurrido dependiendo de su cercanía a terrenos agrícolas. Esto expresa que la disminución refleja, que en el área de Cantillana, no ha ocurrido una sustitución de bosque por terrenos agrícolas, sino que, tal como lo expresa Castillo (2007), lo que ha ocurrido es un cambio de cobertura desde bosque hacia matorral. Esta situación podría significar que el fenómeno principal en Cantillana es la pérdida, por medio de la degradación, de bosque nativo que está siendo convertido hacia matorral. Si bien este fenómeno tiene una expresión a escala de paisaje podría constituir al mismo tiempo una oportunidad para la ejecución de acciones dirigidas hacia la restauración del bosque nativo en el área.

6.3 Modelos de Paisaje

6.3.1 Validación

En los últimos años se han incrementado los estudios que discuten la necesidad de mejorar el cálculo de índices en la comparación de mapas (Pontius, 2000; Pontius, 2002; Pontius *et al*., 2004). De estas investigaciones han surgido nuevas propuestas en la validación de modelos de proyección como las aplicadas en el presente estudio. La necesidad de cuantificar los ajustes relacionados con la cantidad y ubicación de los píxeles del mapa aumentan la precisión de la validación de los mapas modelados y son complemento de los índices tradicionalmente utilizados. Por ejemplo, en el caso del índice de acuerdo Kappa estándar, Pontius (2000) señala que este índice confunde el error de cuantificación con el error de localidad, razón por la cual propone los índices complementarios aplicados en este estudio, además del índice Kappa estándar. Es así que el índice Kappa para ninguna información obtenido en este estudio (91%) representa una buena predicción del modelo, mayor al registrado por Pontius *et al*. (2000) en Massachusetts, USA, pero menor al calculado por Schneider & Pontius, 2001 en el mismo estado en mapas proyectados utilizando la misma combinación entre Cadenas de Markov y Autómatas Celulares aplicados en el presente estudio. En tanto, el índice Kappa estándar registrado aquí (83%) es mayor al calculado por Cabral y Zamyatin (2006), quienes aplicaron una metodología similar para modelar el cambio de uso del suelo en Portugal. El valor de este índice obtenido en este estudio es considerado como excelente por Monserud & Leemans (1992).

6.3.2 Escenarios de Uso de Suelo

En el análisis de los periodos hasta el año 2003 y de la proyección hasta el año 2020 es sustantivo el aumento continuo del Matorral. Esta cobertura abarca la mayor proporción de la superficie de uso en el sector de Cantillana. Como se explicó, su aumento se sostiene principalmente en la disminución de la superficie de bosque (Castillo, 2007) y podría ser una expresión de su degradación.

Ambos escenarios de uso de suelo predicen un aumento de la cobertura de bosque nativo a partir del año 2003. Dado que la matriz de áreas de transición fue equivalente para uno y otro, no fue posible hallar diferencias en cuanto a la extensión de bosque nativo en ambos casos. No obstante, la aplicación de métricas de paisaje permitió comparar los efectos de estos escenarios sobre la estructura espacial del bosque nativo.

En Altos de Cantillana, las variaciones de la superficie de bosque nativo están estrechamente relacionadas con las transiciones experimentadas por el matorral (Castillo, 2007). Dada la proximidad entre ambas y la similitud de los atributos geográficos que determinan sus distribuciones (Figuras 4-6), es posible inferir una fuerte dinámica entre estas dos coberturas. En general, la disminución del bosque nativo se relaciona con un aumento en la superficie de matorral y viceversa, incluso en los escenarios modelados. Esta misma interdependencia general es posible observar entre los usos agricultura y vegetación escasa.

El aumento en la superficie de bosque nativo observado a partir de 2003 constituye un cambio en la pendiente de la curva de evolución de esta cobertura dado que, desde el año 1989, venía en decremento continuo. Este incremento, podría estar relacionado con el cambio en la vocación agrícola experimentada por el país en la última década, que ha visto acrecentado la industrialización de la agricultura y la diversificación de las actividades económicas del hogar. Esto podría significar, como consecuencia, una disminución de la demanda de bienes provenientes del bosque nativo como la madera para leña y carbón con una consecuente disminución de la deforestación. Sobre este tema, Jha & Bawa (2004) compararon el índice de desarrollo humano (IDH) con las tasas de deforestación en los hotspots de biodiversidad mundial (dentro de los cuales se encuentra Chile Central) y notaron que la tasa de deforestación es inversamente proporcional al IDH que registran estos países con alta biodiversidad, incluso cuando la tasa de crecimiento poblacional es alta. En el presente, el desarrollo del país ha permitido una mejor calidad de vida a sus habitantes. La evolución del Índice de Desarrollo Humano de Chile es prueba fehaciente de estas transformaciones. En efecto, Chile presenta un incremento constante de su IDH en las últimas décadas, y hoy se sitúa entre los países que tienen un desarrollo humano alto (valores IDH sobre 0,800), ocupando además un lugar de avanzada en el contexto latinoamericano (PNUD, 2009). Esta realidad, considerando lo expuesto por Jha & Bawa (2004), podría explicar el aumento de la superficie de bosque nativo como resultado de una disminución en la demanda de sus bienes tales como madera para leña y carbón. No obstante lo anterior, el desarrollo de las ciudades y la demanda de tierra de hoja pueden también afectar negativamente el estado del bosque nativo desde otra perspectiva, ya no a través de la corta sino que de la degradación del hábitat.

Los resultados de este estudio se diferencian de lo observado por Echeverría *et al*. (2008), quienes proyectan un aumento de la deforestación del bosque siempreverde del sur de Chile para el año 2020. Otros modelos, predicen leves aumentos de la deforestacion en bosques del este norteamericano (Schneider & Pontius, 2001).

Al analizar las diferencias en la estructura espacial entre escenarios, es posible observar una menor fragmentación del bosque nativo cuando se aplican estrategias de conservación. En este contexto, la cobertura de bosque nativo estará constituida por fragmentos de mayor área que en aquel escenario con la aplicación de estrategias de conservación, lo que redundaría en una mayor aptitud para servir de hábitat para las especies (Faharing, 2003). El mismo comportamiento describen los índices de proximidad y del parche más grande en el escenario con aplicación de estrategias de conservación, lo que deriva en una mayor aptitud para el mantenimiento de la biodiversidad con un bosque más cohesionado y parches menos fragmentados en distribución. Respecto de la evolución del Índice de Proximidad Media, éste se condice con el aumento registrado en la superficie de bosque nativo a partir de 2003 dado que está relacionado estrechamente con la deforestación (Faharing, 2003). En suma, los índices de paisaje muestras una fuerte disminución de la fragmentación del bosque nativo en aquel escenario con aplicación de estrategias de conservación.

7. CONCLUSIONES

El presente estudio ha dado cuenta de las variaciones sufridas por la superficie de bosque nativo en Altos de Cantillana y de las variables asociadas a estos cambios. Del mismo modo, predice escenarios probables de uso de suelo de acuerdo a planes de manejo aplicados en el área. En Altos de Cantillana se evidencian tasas de deforestación moderadas entre los años 1989 y 2003. Esta deforestación ocurrió principalmente en sectores cercanos a poblados en el primer periodo (1989-1999) y en aquellos sectores con restricciones de humedad en el segundo periodo (2003).

Los modelos de uso de suelo proyectan un aumento continuo del matorral para el año 2020 en ambos escenarios, constituyéndose éste como el uso de suelo con mayor expresión en Altos de Cantillana. También se proyecta una leve disminución de la agricultura y de la vegetación escasa.

Si bien los modelos de uso de suelo resultantes no logran identificar variaciones en el área de bosque nativo entre escenarios, sí es posible mencionar que, con la aplicación de estrategias de conservación, se incrementará el intercambio desde matorral, suelo desnudo y vegetación escasa hacia bosque nativo, y disminuirá la conversión desde este uso de suelo a terrenos agrícolas. Del mismo modo, también se espera una disminución de la fragmentación del bosque, el cual se constituiría de parches más grandes y próximos entre sí. Por lo tanto, se proyectan resultados positivos en el Cordón de Cantillana si se aplican estrategias para la conservación del bosque nativo.

El análisis de la deforestación y sus variables causales inmediatas permite entender con mayor exactitud la pérdida de boque nativo en Chile Central, sumando herramientas para la comprensión y manejo de los ecosistemas nativos de la zona. Esto, junto a la generación de modelos de uso de suelo de acuerdo a estrategias de conservación a aplicar, pueden ser una herramienta importante para la planificación y manejo de los ecosistemas nativos no sólo de Chile central sino que también de los bosques del sur del país.

En suma, la asociación del cambio en el patrón espacial del bosque con indicadores de actividad humana y ambiental, y la proyección de estos cambios permite entender de mejor manera la ocurrencia de estas variaciones y entrega herramientas de utilidad en el estudio, manejo y conservación de los bosques del área

8. BIBLIOGRAFÍA

ANTROP, M. 2000. Changing patterns in the urbanized countryside of Western Europe. Landscape Ecology 15: 257-270

APAN, A., RAINE, S. AND PATERSON, M. Quantifying Landscape Fragmentation in the Lockyer Valley Catchment, Queensland: 1973 – 1997. The 28th Annual Conference of AURISA Hyatt Coolum Resort, Coolum QLD, 20-24 November 2000

ARROYO MTK, L CAVIERES, C MARTICORENA & M MUÑOZ-SCHICK. 1995. Convergence in the mediterranean floras in central Chile and California: insights from comparative biogeography. En: Arroyo MTK, PH Zedler & MD Fox, (eds). Ecology and Biogeography of Mediterranean Ecosystems in Chile, California, and Australia. Springer-Verlag, New York. Pp. 43-88.

AUGUST, P., EVERSON, L. and NUGRANAD, J. 2002. Human conversion of terrestrial habitats. pp 198-224. In: Gutzwiller, K (Ed). Applying landscape ecology in biological conservation. Springer-Verlag, New Cork, USA. 518 pp.

BADANO, E., CAVIERES, L., MOLINA-MONTENEGRO, M. AND QUIROZ, C. 2005. Slope aspect influences plant association patterns in the Mediterranean matorral of central Chile. Journal of Arid Environments 62:93-108.

BAGUETTE, M., SCHITICKZELLE, N., 2003. Local population dynamics are important to the conservation of metapopulations in highly fragmented landscapes. Journal of Applied Ecology. 40: 404–412.

BENNET, A. 2003. Linkages in the landscape. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. UICN, Gland, Switzerland and Cambrigde, UK. 254 pp.

BERRY, B, CONKLING, E, AND RAY, D. 1990. The Global Economy: Resource Use, Locational Choice, and International Trade. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ, USA.

BOLETTA, P., RAVELO, A., PLANCHUELO, A.M. AND GRILLI, M. 2006. Assessing deforestation in the Argentine Chaco. Forest Ecology and Management 228: 108–114.

BRESEE, M.K., LE MOINE, J., MATHER, S., BOROFSKE, K.D., CHEN, J., CROW, T.R. AND RADEMACHER, J. 2004. Disturbance and landscape dynamics in the Chequamegon National Forest Wisconsin, USA, from 1972 to 2001. Landscape Ecology 19: 291-309.

BROUN BLANQUET, J. 1932. Plant sociology, the study of plant communities. McGraw-Gill Book Company. New York and London. 439 pp.

BÜRGI, M., HERSPERGER, A. AND SCHNEEBERGER, N. 2004. Driving forces of landscape change – current and new directions. Landscape Ecology 19:857-868.

BUSTAMANTE, R. AND CASTOR, C. 1998. The decline of an endangered temperate ecosystem: the ruil (*Nothofagus alessandrii*) forest in central Chile. Biodiversity and Conservation 7: 1607-1626.

BUSTAMANTE, R., SEREY, I. AND PICKETT, S. 2003. Forest fragmentation, plant regeneration and invasion processes in Central Chile. pp. 145-160. In: Bradshaw, G., Marquet, P. and Mooney, H. (Ed). How Landscapes Change: Human Disturbance and Ecosystem Fragmentation in the Americas. Springer-Verlag, New York, USA. 383 p.

BUSTAMANTE, R., SIMONETTI, J., GREZ, A. y SAN MARTÍN, J. 2005. Fragmentación y dinámica de regeneración del bosque maulino, diagnóstico actual y perspectivas futuras. pp. 529-539. In: Smith-Ramírez, C., Armesto, J. y Valdovinos, C. (Ed). Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 708 p.

BUTLER, B., SWENSON, J. AND ALIG, R. 2004. Forest fragmentation in the Pacific Northwest: quantification and correlations. Forest Ecology and Management 189: 363–373

CABRAL, P. AND ZAMYATIN, A. 2006. Three land change models for urban dynamics analysis in sintra-cascais area. 1st EARSeL Workshop of the SIG Urban Remote Sensing Humboldt-Universität zu Berlin, 2-3 March 2006.

CAMUS, P. 2006. Ambiente, Bosques y Gestión Forestal en Chile, 1541-2005. LOM Ediciones. Santiago, Chile. 390 pp.

CARR, L., FAHRING, L. and POPE, SHEALAGH. Impacts of landscape transformation by roads. Pp 225-243. In: Gutzwiller, K (Ed). Applying landscape ecology in biological conservation. Springer-Verlag, New Cork, USA. 518 pp.

CARDILLE, J. AND FOLEY, J. 2003. Agricultural land-use change in Brazilian Amazônia between 1980 and 1995: Evidence from integrated satellite and census data. Remote Sensing of Environment 87: 551–562.

CASTILLO, Y. 2007. Detección de cambios en la vegetación mediante percepción remota. Sitio Cordón de Cantillana, Región Metropolitana. Tesis de grado Ingeniería en Recursos Naturales Renovables, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile.

CAYUELA, L., REY BENAYAS, J. AND ECHEVERRÍA, C. 2006. Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the Highland of Chiapas, Mexico (1975-2000). Forest Ecology and Management 226: 208-218.

CHASE, T.N., PIELKE, R.A., KITTEL, T.G.F., NEMANI, R.R. AND RUNNING, S.W., 1999. Simulated impacts of historical land cover changes on global climate in northern winter. Climate Dynamics 16, 93–105. Houghton, R.A., Hackler, J.L., Lawrence, K.T., 1999. The U.S. carbon budget:contributi on from land-use change. Science 285, 574–578.

CHUBEY, M. AND HATHOUT, S. 2004. Integration of RADARSAT and GIS modelling for estimating future Red River flood risk. GeoJournal 59: 237–246

CHURCHER, P.B. AND LAWTON, J.H. 1987. Predation by domestic cats in an English village. Journal of. Zoology. 212: 439-455.

CLARK UNIVERSITY. 2006. Idrisi Andes 14.0. Worcester, MA.

COHEN, W., SPIES, T., ALIG, R., OETTER, D., MAIERSPERGER, T. AND FIORELLA, M., 2002. Characterizing 23 years (1972-95) of stand replacement disturbance in western Oregon forest with Landsat imagery. Ecosystems 5: 122-137.

CONAF/CONAMA. 2004. Catastro de Usos del Suelo y Vegetación. Monitoreo y Actualización, Quinta Región de Valparaíso.

CONSIGLIO, T., SCHATZ, G., MCPHERSON, G., LOWRY II, P., ABENANTOANDRO, J., ROGERS, Z., RABEVOHITRA, R. AND RABEHEVITRA, D. Deforestation and Plant Diversity of Madagascar's Littoral Forests. Conservation Biology 20: 1799–1803

COPPEDGE, B., ENGLE, D. AND FUHLENDORF, S. 2007. Markov models of land cover dynamics in a southern Great Plains grassland region. Landscape Ecology 22:1383–1393.

COWLING R, RUNDEL, P., LAMONT, B., ARROYO, MK. AND ARIANOUTSOU, M. 1996. Plant diversity in mediterranean-climate regions. Trends in Ecology and Evolution 11: 362-366.

CROPPER, M., GRIFFITHS, C., AND MANI, M., 1999. Roads, population pressures, and deforestation in Thailand, 1976–1989. Land Economics 75, 58–73.

D'ANTONA, A., VANWEY, L. AND HAYASHI, C. 2006. Property Size and Land Cover Change in the Brazilian Amazon. Population and Environment 27:373–396

DALE, V.H., R.V. O'NEILL, M. PEDLOWSKI, AND F. SOUTHWORTH. 1993. Causes and effects of land-use change in Central Rhondonia, Brazil. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 59: 997-1005.

DALE, V.H., S. BROEN, R. A. HAEUBER, N.T. HOBBS,. N. HUNTLY, R.J. NAIMAN, W.E. RIEBSAME, M. G. TURNER AND T.J. VALONE. 2000. Ecological principles and guidelines for managing the use of land: a report from the Ecological Society of America. Ecological Applications 10: 639:670.

DI CASTRI, F. AND HAYEK, E. 1976. Bioclimatología de Chile. Imprenta Editorial Universidad Católica, Santiago. 163 PP.

DONOSO, C. 1993. Bosques templados de Chile y Argentina: variación, estructura y dinámica. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 483 pp.

ECHEVERRÍA, C., COOMES, D., SALAS, J., REY BENAYAS, J.M., LARA, A. AND NEWTON, A. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of chilean temperate forests. Biological Conservation 130: 481-494.

ECHEVERRÍA, C., NEWTON, A., LARA, A., REY BENAYAS, J.M. AND COOMES, D. 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. Global Ecology and Biogeography 16: 426-439.

ECHEVERRIA, C., COOMES, D., HALL, M. AND NEWTON, A. 2008. Spatially explicit models to analyze forest loss and fragmentation between 1976 and 2020 in southern Chile. Ecological Modelling 2 1 2: 439–449

EMANUELLI, P. 1996. Bosque Nativo, Antecedentes Estadísticos 1985-1994. Corporación Nacional Forestal. 22 p.

ENGELEN G, WHITE R., AND DE NIJS, T. 2003. The environment explorer: spatial planning support system for integrated assessment of socio-economic and environmental policies in the Netherlands. Integrated Assessment 4:97–105.

ESRI, 1999. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, CA, USA.

EULA, 2004. Establecimiento de un ordenamiento territorial orientado a la protección y uso sustentable del área del Cordón de Cantillana. 213 pp.

EWERS, R., KLISKEY, A., WALKER, S., RUTLEDGE, D. HARDING, J. AND DIDHAM, R. 2006. Past and future trajectories of forest loss in New Zealand. Biological Conservation 133: 312 –325

FAHRING, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 34: 487-515.

FAN, F., HUANG, Y. AND WANG, Z. 2008. Temporal and spatial change detecting (1998–2003) and predicting of land use and land cover in Core corridor of Pearl River Delta (China) by using TM and ETM+ images. Environmental Monitoring Assessment 137: 127-147.

FAO. 2005. Situación de los bosques del mundo. Organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación. Roma. 166 pp.

FEARNSIDE, P. M. (1993). Deforestation in Brazilian Amazonia: The effect of population and land tenure. Ambio, 22, 537–545.

FELLER, W., 1968. , third ed. An introduction to probability theory and its applications, 1. Wiley, New York, USA.

FLORES, D. Y DIAZ, M. (Eds) 2008. La conservación del Boque Esclerófilo en el paisaje natural y cultural de Chile Central. Actas del primer coloquio sobre herencia natural de Chile. Universidad de Chile. Santiago, Chile. 121 pp.

FRANKLIN, S. 2001. Remote sensing for sustainable forest management. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA. 407 pp.

FRANKLIN, J., SYPHARD, A.D., MLADENOFF, D.J., HE, H.S., SIMONS, D.K., MARTIN, R.P., DEUTSCHMAN, D. AND O'LEARY, J.F., 2001. Simulating the effects of different fire regimes on plant functional groups in Southern California. Ecological Modelling 142: 261–283.

FROSINI DE BARROS, S., VETTORAZZI, C.A., THEOBALD, D.M. AND RAMOS, M.V. 2005. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Randônia, Brazil: assessment and future scenarios. Forest Ecology and Management 204: 67-83.

FORMAN, R. 1995. Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 632 pp.

FORMAN, R.T.T., AND ALEXANDER, L.E. 1998. Roads and their major ecological effects. Annual Review of Ecology and Systematics. 29:207-231.

FORMAN, R. AND GODRON, M. 1986. Landscape ecology. John Willey & Sons (Ed). New York, USA. 587 pp.

GAVEAU, D. WANDONO, H. AND SETIABUDI, F. 2007. Three decades of deforestation in southwest Sumatra: Have protected areas halted forest loss and logging, and promoted re-growth?. Biological Conservation 135: 495-504.

GEIST, H.J. AND LAMBIN, E.F., 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. BioScience 52:143–150.

GIOVANNINI, G., VALLEJO, R., LUCCHESI, S., BAUTISTA, S., CIOMPI, S. AND LLOVET, J. 2001. Effects of landuse and eventual fire erodibility in dry mediterranean conditions.Forest Ecology and Management 147: 15-23.

GORE RMS. 1998. Proyecto OTAS, Primera Etapa. Compilación escala 1:100.000, de cartografía regular 1:50.000, del Instituto Geográfico Militar.

GREENBERG, J., KEFAUVER, S., STIMSON, H., YEATON, C. AND USTIN, S. 2005. Survival analysis of a neotropical rainforest using multitemporal satellite imagery. Remote Sensing of Environment 96: 202 – 211

GUSTAFSON, E.J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art, Ecosystems 1: 143–156.

HAGOORT, M., GEERTMAN, S. AND OTTENS, H. 2006. Spatial externalities, neighbourhood rules and CA land-use modeling. Annals of Regional Science. Special issue.

HALL, C., TIAN, H., QI, Y., PONTIUS, G. AND CORNELL, J. 1995 Modelling Spatial and Temporal Patterns of Tropical Land Use Change. Journal of Biogeography 22: 753-757.

HANSKI, I., 1999. Habitat connectivity, habitat continuity, and metapopulations in dynamic landscapes. Oikos 87: 209–219.

HAIGH, M., JANSKY, L. AND HELLIN, J. 2004. Headwater deforestation: a challenge for environmental management Global Environmental Change 14: 51-61

HAWBAKER, T.,. RADELOFF, V., CLAYTON, M., HAMMER, R. AND GONZALEZ-ABRAHAM, CH. 2006. Road development, housing growth, and landscape fragmentation in northern wisconsin: 1937–1999. Ecological Applications, 16: 1222–1237

HAYES, D., SADER, S. AND SCHWARTZ, N. 2002. Analyzing a forest conversion history database to explore the spatial and temporal characteristics of land cover change in Guatemala's Maya Biosphere Reserve. Landscape Ecology 17: 299–314.

HERSPERGER, A.M. AND BÜRGI, M. 2007. Driving forces of landuse change and their implications for landscape management. 793-794. In: y Bunce, R.G.H., Jongman, R.H.G., Holas, L. and Weel, S. 25 Years of landscape ecology: scientific principles in practice. Poceedings of the 7th IALE world congress-part 2. Wageningen, The Netherlands. Julio, 2007. IALE. Wageningen, The Netherlands.

HIJMANS, R.J., GUARINO, L., BUSSINK, C., MATHUR, P., CRUZ, M., BARRENTES, I. *et al*. 2004. DIVA-GIS. Vsn. 5.0. A geographic information system for the analysis of species distribution data. (Disponible en: http://www.diva-gis.org). Leido el 30 de Octubre de 2007

HINSLEY, S.A., BELLAMY, P.E., NEWTON, I. AND SPARKS, T.H.1995. Habitat and landscape factors influencing the presence of individual breeding bird species inwoodland fragments. Journal of. Avian Biology 26:94–104

HOUGHTON, R. 1990. The future role of tropical forests in affecting the CO 2 concentration of the atmosphere. *Ambio* 19:204-209.

HOUHGTON, R., SKOLE, D. AND LEFKOWITZ, D. 1991. Changes in landscape of Latin America between 1850 and 1985, II: Net release of CO2 to the atmosphere. Forest Ecology and Management 38:173–199.

HUANG, C., S. KIM, A. ALTSTATT, J. R. G. TOWNSHEND, P. DAVIS, K. SONG, C. J. TUCKER, O. RODAS, A. YANOSKY, R. CLAY, AND J. MUSINSKY. 2007. Rapid loss of Paraguay's Atlantic forest and the status of protected areas -A Landsat assessment. Remote Sensing of Environment 106:460-466.

INE, 1992. Censo de población y vivienda. Chile. 748 pp. Disponible en: http://www.ine.cl/canales/usuarios/cedoc_online/censos/pdf/censo_1992.pdf. Leído el 7 de Marzo de 2009.

INE, 2005. Chile: Ciudades, pueblos, aldeas y caseríos. Instituto Nacional de Estadísticas, Santiago, Chile. 300 pp. Disponible en: http://www.ine.cl/canales/chile_estadistico/demografia_y_vitales/demografia/demografia.php. Leído el 7 de Marzo de 2009.

JHA, S.AND BAWA, K. 2006. Population Growth, Human Development, and Deforestation in Biodiversity Hotspots. Conservation Biology Volume 20: 906–912

JENERETTE, G. AND WU, J. 2001. Analysis and simulation of land-use change in the central Arizona –Phoenix region, USA. Landscape Ecology 16: 611–626.

JIMENEZ, H. AND ARMESTO, J. 1992. Importance of the Soil Seed Bank of Disturbed Sites in Chilean Matorral in Early Secondary Succession. Journal of Vegetation Science 3:. 579-586.

KENNEDY, R. AND SPIES, TH. 2004. Forest cover changes in the Oregon Coast Range from 1939 to 1993. Forest Ecology and Management 200: 129-147

KO, D., HE, H. AND LARSEN, D. 2006. Simulating private land ownership fragmentation in the Missouri Ozarks, USA. Landscape Ecology 21:671–686

LAMBIN , E. 1994. Modelling Deforestation Processs , A Review. European Commission , Institute for Remote Sensing Applications , European Space Agency. S .113 pp.

LAMBIN, E.,TURNER, B., GEIST, H., AGBOLA, S., ANGELSEN, A., BRUCE, J., COOMES, O., DIRZO, R., FISCHER, G., FOLKE, C., GEORGE, P., HOMEWOOD, K., IMBERNON, J., LEEMANS, R., LI, X., MORAN, E., MORTIMORE, M ., RAMAKRISHNAN, P., RICHARDS, J., SKANES, H., STEFFEN, W., STONE, G., SVEDIN, U., VELDKAMP, T., VOGEL, C. AND XU, J. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. Global Environmental Change 11: 261-269.

LARA, A., ARAYA, L., CAPELLA, J., FIERRO, M. AND CAVIERES, A. 1989. Evaluación de la destrucción y disponibilidad de los recursos forestales nativos en la VII y VIII regiones. Santiago, Chile, no publicado.

LAURANCE, W., 1999. Reflections on the tropical deforestation crisis. Biological Conservation 91, 109–117.

LAURANCE, W., ALBERNAZ, A., SCHROTH, G., FEARNSIDE, P., BERGEN, S., VENTICINQUE, E. AND DA COSTA, C. 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. Journal of Biogeography, 29: 737–748

LEGENDRE, P. 1993. Spatial Autocorrelation: Trouble or New Paradigm?. Ecology. 74:1659-1673.

LIN, Y., HONG, N., WU, P. AND LIN, C. 2007. Modeling and assessing land-use and hydrological processes to future land-use and climate change scenarios in watershed land-use planning. Environmental Geology. 53:623–634.

LI, H., AND J. F. REYNOLDS. 1994. A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. Ecology 75:2446–2455.

LUEBERT, F y PLISCOFF, P. 2006. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria, Santiago de Chile. 316 pp.

LUDEKE A.K., MAGGIO R.C. AND REID L.M. 1990. An analysis of anthropogenic deforestation using logistic regression and GIS. Journal of Environmental Management 31: 247–259.

MCGARIGAL, K., CUSHMAN, S., NEEL, M. AND ENE, E. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Disponible en: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.

MACARTHUR, R.H. AND WILSON, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton . New Jersey, USA.

MCGARIGAL, K., AND B.J. MARKS, 1994. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Dolores (CO): P.O. Box 606. 67 p.

MCGARIGAL, K., AND W. C. MCCOMB. 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. Ecological Monographs 65(3):235-260.

MEYER, W. AND TURNER, B. 1992. Human population growth and global land-use/cover change. Annual Review of Ecological Systems 23:39-61.

MINISTERIO DE AGRICULTURA. 2006. Decreto Nº 95. Crea comisión asesora del ministro de agricultura para la industria alimentaria chilena, octubre 2006. 5 pp.

MLADENOFF, D. 2004. LANDIS and forest landscape models. Ecological Modelling. 180: 7–19.

MLADENOFF, D. AND BAKER, W. 1999. Development of forest and landscape modeling approaches In: D.J. Mladenoff and W.L. Baker, Editors, Spatial Modeling of Forest Landscape Change: Approaches and Applications, Cambridge University Press, Cambridge, UK , pp. 1–13.

MLADENOFF, D., HOST, G., BOEDER, J. AND CROW, T. 1993. LANDIS: a model of forest landscape succession and management at multiple scales. Proceedings of the Annual US Landscape Ecology Symposium. Oak Ridge, TN, USA, p. 77.

MONSERUD, R.A. AND LEEMANS, R., 1992. Comparing global vegetation maps with the Kappa statistic. Ecological Modelling. 62: 275–293.

MONTENEGRO G., GINOCCHIO R., GÓMEZ M., SEGURA A AND E. KEELY. 2004. Fire regimes and vegetation responses in two Mediterranean- climate regions. Revista Chilena de Historia Natural. 77(3):455 - 464.

MORENO P, VILLAGRÁN, C., MARQUET, P. AND MARSHALL, L. 1994. Quaternary paleobiogeography of northern and central Chile. Revista Chilena de Historia Natural 67: 487-502.

MULLER, M. AND MIDDLETON, J. 1994. A Markov model of land-use change dynamics in the Niagara Region, Ontario, Canada. Landscape Ecology 9: 151-157

MYERS, N., MITTERMEIER, R., MITTERMEIER, C., DA FONSECA, G. AND KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403: 853-858.

NAGASHIMA, K., SANDS, R., WHYTE, A.G.D., BILEK, E.M. AND NAKAGAGOSHI, N. 2002. Regional landscape change as a consequence of plantation forestry expansion: an example in the Nelson region, New Zealand. Forest ecology and Management 163: 245-261

NAGENDRA, H., SOUTHWORTH, J. AND TUCKER, C. 2003. Accessibility as a determinant of landscape transformation in western Honduras: linking pattern and process. Landscape Ecology 18: 141- 158

NAVEH, Z. AND LIEBERAN, A.S. 2002. Landscape ecology: theory and applications. Springer, New York, USA. 356 pp.

NEPSTAD, D., G. CARVALHO, A.C. BARROS, A. ALENCAR, J.P. CAPOBIANCO, J. BISHOP, P. MOUTINHO, P. LEFEBRE, U. L. SILVA JR AND E. PRINS. 2001. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. Forest Ecology and Management 154: 395-407.

NIKLITSCHEK,M. Y GAYOSO, J. 2006. Liberalización comercial y medio ambiente: la expansión de la tierra forestada en chile. Cuadernos del MEFO Nº13. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile.

OCHOA-GAONA, S. AND GONZALEZ-ESPINOZA, M. 2000. Land use and deforestation in the highlands of Chiapas, Mexico. Applied Geography 20: 17–42

OJIMA, D., GALVIN, K. AND TURNER II, B. 1994. The global imact of landuse change. Bioscience 44:300-304.

OLIVARES, P., 2000. Evaluación de la sustitución de bosque nativo en dos sectores de la precordillera andina de la Región del Maule entre los anos 1987 y 1996. Tesis Ingeniero Forestal. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. Valdivia, Chile. 95 p.

O'NEILL, R, KRUMME, R.J., GARDNER, R., SUGIHARA, G., JACKSON, B., DEANGELIST, D.L., MILNE, B. TURNER, M. AND ZYGMUNT, B., CHRISTENSEN, S.,. Dale, V., Graham, R. 1988. Indices of landscape pattern. Landscape ecology 1: 153-162.

PAUCHARD, A., AGUAYO, M., PEÑA, E. AND URRUTIA, R. 2006. Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: The case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). Biological Conservation 127: 272-281.

PENNANEN, J., AND KUULUVAINEN, T., 2002. A spatial simulation approach to natural forest landscape dynamics in boreal Fennoscandia. Forest Ecology and Management. 164, 157–175.

PFAFF, A. 1999. What Drives Deforestation in the Brazilian Amazon? Evidence from Satellite and Socioeconomic Data. Journal of Environmental Economics and Management 37: 26-43

PICKET, S. T.A. AND WHITE, P.S. 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic press. San Diego, USA. 472 pp.

PNUD, 2009. Desarrollo humano en Chile. La manera de hacer las cosas. Programa de las naciones unidas para el desarrollo, Santiago de Chile. 266 pp

PONTIUS, R.G. 2000. Quantification error versus location error in comparison of categorical maps. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 66: 1011-1016.

PONTIUS, R.G., 2002. Statistical methods to partition effects of quantity and location during comparison of categorical maps at multiple resolutions. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 68: 1041–1049.

PONTIUS, R.G., CORNELL, J. AND HALL, C., 2001. Modelling the spatial pattern of land-use change with GEOMOD2: application and validation for Costa Rica. Agric. Ecosystems and Environments. 85, 191–203.

PONTIUS, R., HUFFAKER, D. AND DENMAN, K. 2004. Useful techniques of validation for spatially explicit land-change models. Ecological Modelling 179: 445–461.

PUEYO, Y., ALADOS, C. AND BARRANTES, O. 2006. Determinants of land degradation and fragmentation in semiarid vegetation at landscape scale. Biodiversity and Conservation 15:939–956.

PUYRAVAUD, J.P. 2003. Standardizing the calculation of annual rate of deforestation. Forest Ecology and Management 177: 593-596.

R development core team. 2006. R: A language and environment for statistical computting. Vienna, Austria. Disponible en: http://www.R-project.org.

RAU, J. AND GANTZ, A. 2001. Fragmentación del bosque nativo del sur de Chile: efectos del área y la forma sobre la biodiversidad de aves. Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción 72: 109-119.

RIGNOT, E., SALAS,W. AND SKOLE, D. 1997. Mapping Deforestation and Secondary Growth in Rondonia, Brazil, Using Imaging Radar and Thematic Mapper Data. Sensing of Environment . 59:167-179

ROWE, J. S. 1961. The level of integration concept and ecology. Ecology 42: 420-427.

SAG, 2006. Catastro vitícola nacional 2006. Gobierno de Chile, Ministerio de Agricultura. Departamento de protección agrícola, vinos y viñas. 46 pp. Disponible en:

http://www.sag.gob.cl/pls/portal/docs/PAGE/PG_SAG_BIBLIOTECA/BIBL_INSYPROD/BIBLIO_INS_VINOS/BIBLIO_INS_VINOS_INFORMES/CATASTRO2006.PDF

SALA *et al*. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science 287: 1770-1774

SALAZAR, A. 2007. Fragmentación y deforestación del bosque nativo en cuatro comunas de la Región del Maule, Chile Central. Tesis Ingeniero en Recursos Naturales Renovables. Facultad de Ciencias Agronómicas. Universidad de Chile. Santiago, Chile. 47 pp.

SAMPSON, R.N. AND DECOSTER, L., 2000. Forest fragmentation: implications for sustainable private forests. Journal of Forestry. 98: 4–8.

SCHMIEGELOW, F.K.A. AND MÖNKKÖNEN, M. 2002. Fragmentation issues in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest. Ecological Applications 12:375-389.

SCHNEIDER, L.C. AND PONTIUS, R.G. 2001. Modeling land-use change in the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. Agriculture, Ecosystems and Environment 85: 83–94.

SCHWARTZ, M.E., 1997. Conservation in Highly Fragmented Landscapes. Chapman & Hall, New York.

SEABLOOM, E.W., DOBSON, A. AND STOMS, D.M., 2002. Extinction rates under nonrandom patterns of habitat loss. Proceedings of the National Academy of Sciences 99, 11229–11234.

SEABROOK, L., MCALPINE, C. AND FENSHAM, R. 2006. Cattle, crops and clearing: Regional drivers of landscape change in the Brigalow Belt, Queensland, Australia, 1840–2004. Landscape and Urban Planning 78 :373–385.

SEGURA, A., HOLMGREN, M., ANABALÓN, J. AND FUENTES, E. 1998. The significance of fire intensity in creating local patchiness in the Chilean matorral. Plant Ecology 139: 259–264.

SEPÚLVEDA, M. 2002. Líneas Estratégicas de un plan de protección para Altos de Cantillana y las cuencas altas de Aculeo, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias forestales, Departamento de Manejo de Recursos Forestales, Memoria para optar al Título Profesional de Ingeniero Forestal.

SHIFLEY, S.R., THOMPSON, F.R., LARSON, D.R. AND DIJAK, W.D., 2000. Modeling forest landscape change in the Missouri Ozarks under alternative management practices. Computer and Electronics in Agriculture. 27: 7–24.

SIERRA, R., 2000. Dynamics and patterns of deforestation in the western Amazon: the Napo deforestation front, 1986-1996. Applied Geography 20: 1-16.

SORK, V. AND SMOUSE, P. 2006. Genetic analysis of landscape connectivity in tree populations. Landscape Ecology 21: 821–836.

SOUSA, W. P. 1984. The role of disturbance in natural communities. Annual Review of Ecology and Systematics 15:353-391.

STAUS, N., STRITTHOLT, S, DELLASALA, D. and ROBINSON, D. 2002. Rate and pattern of forest disturbance in the Klamath-Siskiyou ecoregion, USA between 1972 and 1992. Landscape Ecology 17: 455–470.

STEININGER, M., TUCKER, C., ERSTS, P., KILLEEN, T., VILLEGAS, Z. AND HECHT, S. 2001. Clearance and fragmentation of tropical deciduous forest in the Tierras Bajas, Santa Cruz, Bolivia. Conservation Biology 15: 856-866.

SUI, D. and ZENG, H. 2001. Modeling the dynamics of landscape structure in Asia's emerging desakota regions: a case study in Shenzhen. Landscape and Urban Planning 53: 37-52.

SUN, H., FORSYTHE, W. AND WATERS, N. 2007. Modeling Urban Land Use Change and Urban Sprawl: Calgary, Alberta, Canada. Networks and Spatial Economics 7:353–376

TURNER, M. G.,WEAR, D. N. AND FLAMM, R. O. 1996. Land ownership and land-cover change in the Southern Appalachian Highlands and the Olympic Peninsula. Ecological Applications 6: 1150–1172.

TURNER, M.G., GARDNER, R. AND O'NEILL, R. 2001. Landscape ecolgy in theory and practice. Pattern and process. Spring-Verlag, New York, USA. Pp. 401.

TURNER, M.G., PEARSON, S.M., BOLSTAD, P. AND WEAR, D.N. 2003. Effects of land-cover change on spatial pattern of forest communities in the Southern Appalachian Mountains (USA). Landscape Ecology 18: 449-464.

U. DE CHILE. 2007. Profundización de la línea de base ambiental y ecológica del sector de mayor valor ecológico del cordón de Cantillana. Elaborado para CONAMA-GEF-PNUD. Proyecto “Conservación de la Biodiversidad en los Altos de Cantillana, Chile”.

VAN HULIS, R. 1979. On the dynamics of vegetation: Markov chains as models of succession. Vegetatio 40: 03-14.

VILLAGRÁN C. 1995. Quaternary History of the Mediterranean Vegetation of Chile. En: “Ecology and Biogeography of Mediterranean Ecosystems in Chile, California and Australia” MT Kalin Arroyo, PH Zedler & MD Fox, (Eds.). Springer Verlag, New York.

VITOUSEK, P.M., MOONEY, H.A., LUBCHENCO, J., MELILLO, J.M., 1997. Human domination of earth’s ecosystems. Science 277, 494–499.

WAGNER, H. AND FORTIN, M.J. 2005. Spatial analysis of landscapes. Ecology, 86: 1975–1987

WICKHAM, J., O’NEILL, R. AND BRUCE JONES, K. 2000. Forest fragmentation as an economic indicator. Landscape Ecology 15: 171–179

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

WILCOVE, D.S., ROTHSTEIN, D., DUBOW, J., PHILLIPS, A. AND LOSOS, E. 1998. Quantifying threats to imperiled species en the United States. Bioscience 48:607-615.

WILSON, K., NEWTON, A., ECHEVERRÍA, C., WESTON, C. AND BURGMAN, M., 2005. A vulnerability analysis of the temperate forests of south central Chile. Biological Conservation. 122: 9–21.

WEAR, D. N., TURNER, M. G. AND NAIMAN, R. J. 1998. Land cover along urban-rural gradients. Ecological Applications 8: 619–630.

WOLFRAM, S. (1984). Cellular automata as models of complexity. Nature, 311, 419-24.

WU, J. 2006. Landscape ecology, cross-disciplinarity, and sustainability science. Landscape Ecology 21:1–4.

YULIANG, Q., YING, W. AND JUNYOU, T. 2004. Study of remote sensing monitoring of dynamics change of the Loess Plateau forest resources. Advances in Space Research 33: 302-306.

ZAR, J. 1996. Biostatistical Analysis. pp 123-161. 3th ed. Prentice-Hall, New Jersey, USA. 662 p.

ZHENG, D., WALLIN, D.O. AND HAO, Z. 1997. Rates and patterns of landscape change between 1972 and 1988 in the Changbai Mountain area of China and North Korea. Landscape ecology 12: 241-254.

APÉNDICE

Mapas utilizados en el estudio

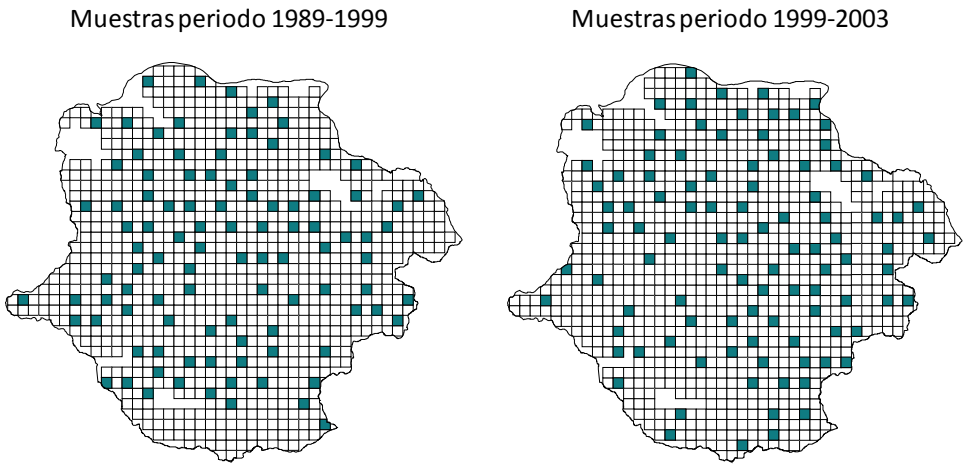
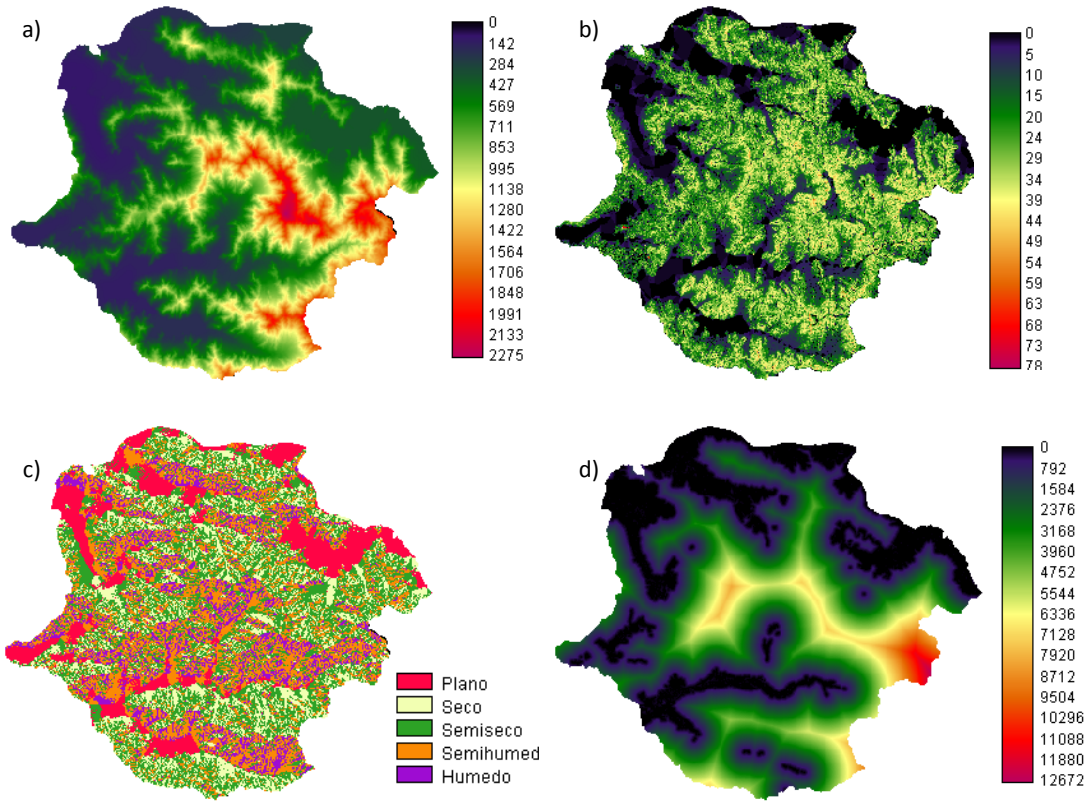


Figura 17: Muestras para el modelo de regresión lineal múltiple para ambos periodos de estudio



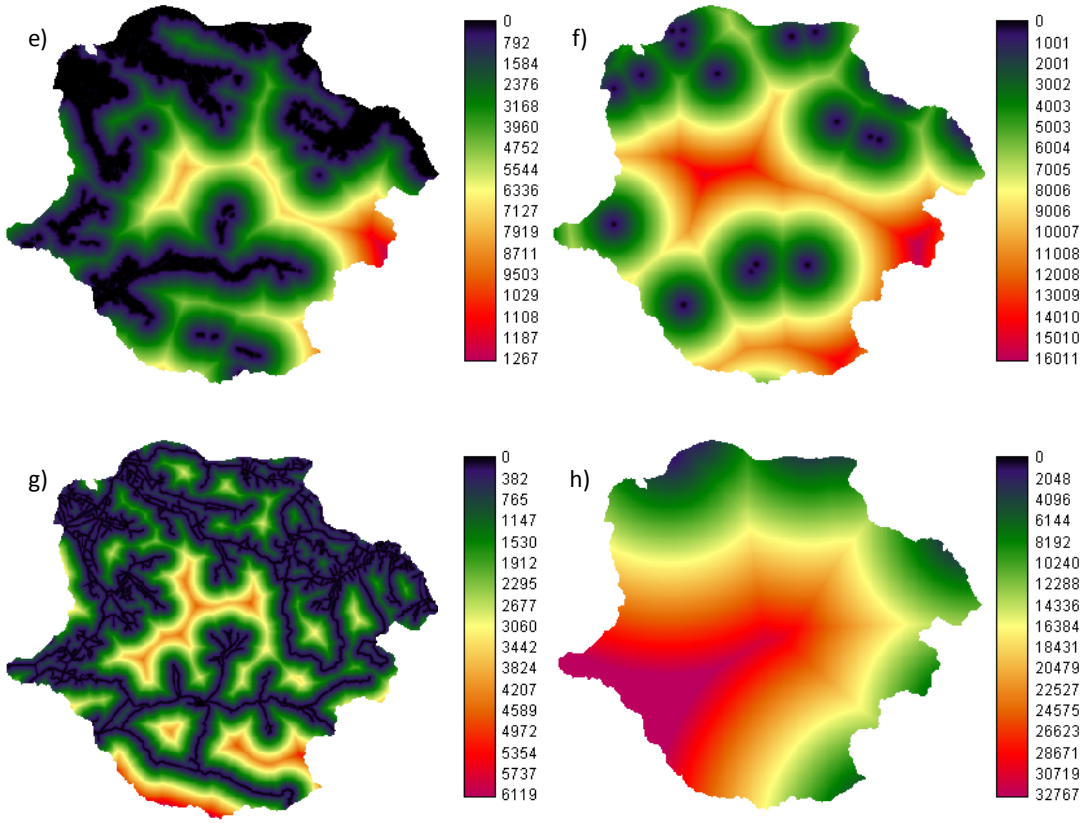
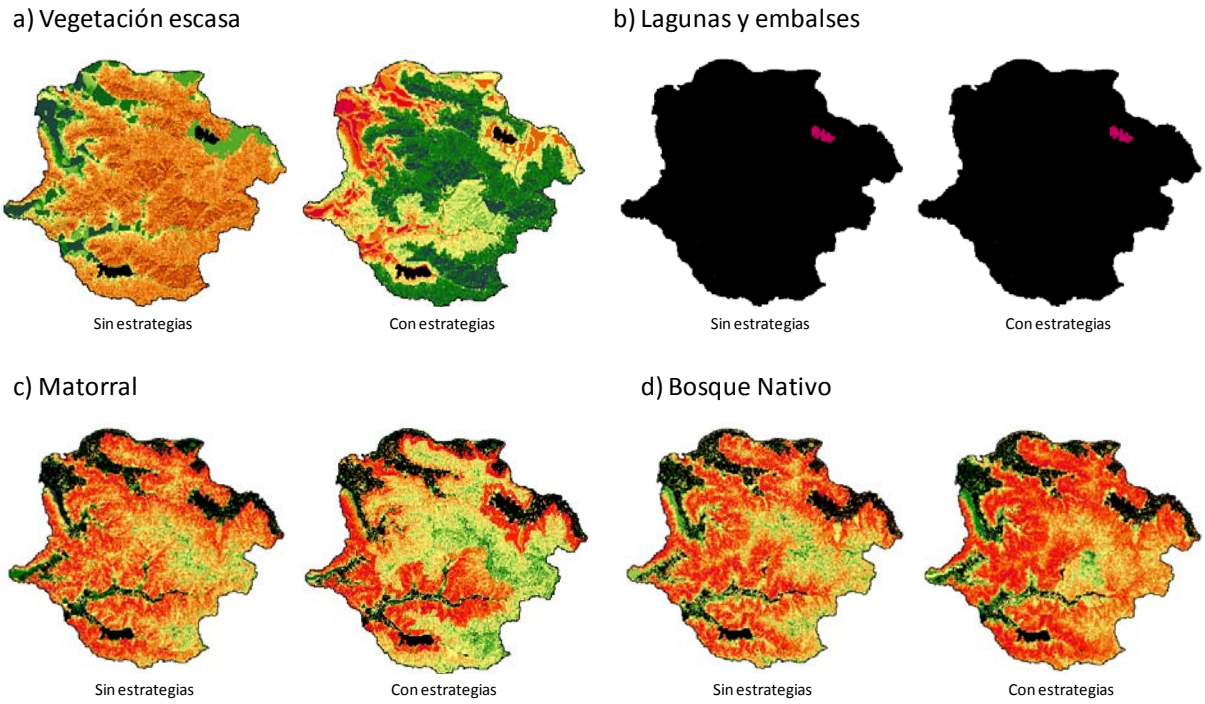


Figura 18: Mapas de variables explicatorias utilizadas en los modelos de regresión lineal múltiple. a) elevaciones, b) pendientes, c) gradientes de humedad, d) distancia a agricultura en 1989, e) distancia a agricultura en 1999, f) distancia a poblados, g) distancia a caminos y h) distancia a ciudades.



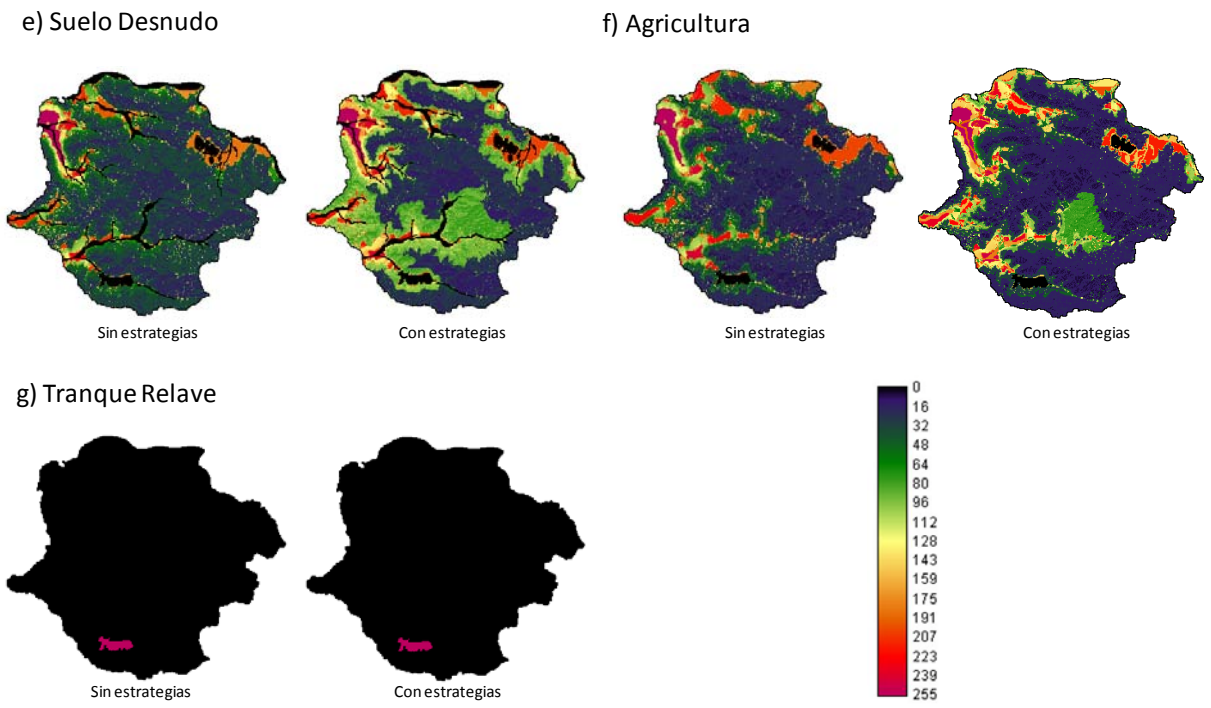


Figura 19: Mapas de adecuación de los usos de suelo producidos en la evaluación multicriterio según la aplicación o no de estrategias de conservación en Altos de Cantillana: a) Vegetación escasa, b) Lagunas y Embalses, c) Matorral, d) Bosque Nativo, e) Suelo Desnudo, f) Vegetación Agrícola y g) Tranque de Relave.