



Universidad de Concepción
Dirección de Postgrado
Facultad de Ciencias Forestales-Programa de Magíster en Cs. Forestales

**Modelamiento de impactos del cambio de uso de suelo en
la carga de sedimentos y nutrientes en la cuenca lacustre
del lago Rupanco, Región de Los Lagos, Chile**

Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias Forestales

RODRIGO ELIAS FUENTES ROBLES
CONCEPCIÓN-CHILE
2013

Profesor Guía: Cristian Echeverría Leal
Dpto. de Manejo de Bosques y Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Forestales
Universidad de Concepción

**MODELAMIENTO DE IMPACTOS DEL CAMBIO DE USO DE SUELO EN LA
CARGA DE SEDIMENTOS Y NUTRIENTES EN LA CUENCA LACUSTRE DEL
LAGO RUPANCO, REGIÓN DE LOS LAGOS, CHILE**

Comisión Evaluadora:

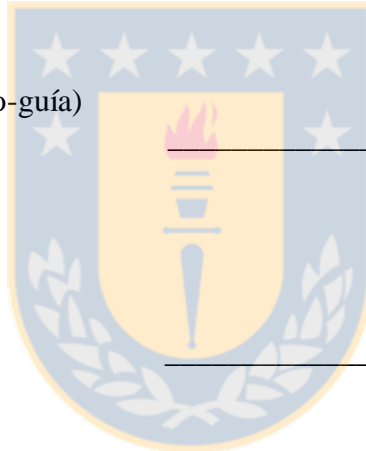
Cristian Echeverría Leal (Profesor guía)
Ingeniero Forestal, PhD.

Luis Morales S. (Profesor co-guía)
Prof. Ciencias Naturales y Física, Dr.

Carlos Oyarzún O. (Profesor co-guía)
Licenciado en Ciencias, Dr.

Director de Postgrado:

Darcy Rios.
Prof. Biología y Química, Dra.



Decano Facultad de Ciencias Forestales:

Manuel Sánchez O.
Ingeniero Forestal, Dr.

A mi familia, mi hija y mi novia Paulina. -



AGRADECIMIENTOS

Agradezco a todos quienes hicieron posible la realización de esta tesis de maestría. En primer al Dr. Cristian Echeverría, profesor Tutor, por el esfuerzo y el tiempo invertido para el logro de esta investigación. A mis co-guias Dr. Luis Morales y Dr. Carlos Oyarzún por los conocimientos entregados y consejos, los cuales sin duda, me llevaron a culminar con éxito este trabajo.

Debo agradecer además a todos quienes hicieron posible la realización de esta investigación a través de su financiamiento:

- CONICYT por otorgarme la beca de Magister en Chile en el año 2011.
- Proyecto FONDECYT 1080408, gracias al cual se pudo financiar el análisis de calidad de agua para las diversas muestras tomadas en terreno.
- A la Pontificia Universidad Católica de Chile, por la compra de las imágenes satelitales, necesarias para la realización de esta investigación.

A los alumnos del Laboratorio de Ecología de Paisaje (LEP), por la ayuda desinteresada entregada en estos años y los momentos agradables vividos.

Finalmente, y por ello no menos importante... a mi novia Paulina Sánchez por todo el apoyo entregado en la realización de este trabajo y la eterna paciencia para aguantar los momentos de mayor estrés.

Muchas gracias a todos ustedes!!!

INDICE

TEMA	N° de pág.
Resumen General de la tesis	6
Resumen en inglés	7
Introducción General	8
Capítulo I : Patrones espaciales de cambio de uso de suelo en la cuenca del Lago Rupanco, Región de Los Lagos, Chile	10
Capítulo II : Modelamiento de los impactos actuales y futuros del cambio de usos de suelo sobre componentes hidrológicos en la cuenca del Lago Rupanco, Región de Los Lagos, Chile	40
Discusión General de la Tesis	83
Conclusión General de la tesis	85
Referencias Generales	86



RESUMEN

A nivel mundial las cuencas hidrográficas son consideradas como las mayores productoras de servicios ecosistémicos, debido a que proporcionan agua pura y suelos fértiles para el bienestar humano. Sin embargo, el cambio de uso de suelo a las que han sido sometidas en los últimos años, evidenciadas por el gran aumento en las tasas de deforestación para habilitar zonas para cultivo y ganadería en zonas de gran pendiente, han generado un aumento considerable en las tasas de erosión. Lo anterior sumado a las cantidades de fertilizantes aplicados en la agricultura hace que estos sedimentos contaminados con abundantes concentraciones de Nitrógeno y Fósforo sean llevados a los cuerpos de agua produciendo eutrofización en lagos y lagunas. En Chile esto no ha sido distinto, representado por el gran dinamismo que han tenido los usos de suelo en el último siglo, generando aumentos considerables en las tasas de erosión, lo cual se ven reflejado en los altos volúmenes de sedimentos que transportan los ríos en el país. Los lagos del sur de Chile han sido considerados a través del tiempo como oligotróficos, es decir, han sido poco intervenidos y sus niveles de calidad de agua han permanecido casi inalterables a través del tiempo.

El presente trabajo evaluó espacialmente el efecto que tienen los cambios en los patrones espaciales del paisaje sobre los procesos ecológicos que ocurren a la escala de una cuenca lacustre, y como esta relación patrón-proceso impacta sobre los componentes hidrológicos de esta cuenca, afectando su capacidad de producción de bienes y servicios ecosistémicos. En el capítulo 1 se cuantificaron los cambios en las coberturas de usos de suelo que tuvo la cuenca del lago Rupanco en 25 años. Se analizaron las trayectorias de estos cambios y se determinaron los principales procesos que llevaron al cambio en la configuración del paisaje, finalmente se analizó la pérdida de bosque nativo mediante análisis de fragmentación y tasas de pérdida anual de estas masas boscosas. El capítulo 2 demuestra mediante modelamiento espacialmente explícito, el efecto del cambio del uso de suelo producido en la cuenca sobre las tasas de pérdida de suelo y disminución en la calidad de agua.

ABSTRACT

Globally watersheds are considered the largest producers of ecosystem services because they provide pure water and fertile soils for human welfare. However, the change in land use to which they have been subjected in recent years, as evidenced by the large increase in deforestation rates to enable areas for cultivation and animal husbandry in steep areas, has generated a considerable increase in erosion rates. This coupled with the quantity of fertilizers used in agriculture makes these watersheds contaminated with sediment containing high concentrations of nitrogen and phosphorus which is carried to water bodies causing eutrophication in lakes and ponds. In Chile this same pattern has been observed. Land use has changed in the last century, generating significant increases in erosion rates, which are reflected in the high volume of sediment transport in rivers throughout the country. The lakes of southern Chile have been considered over time as oligotrophic, that is, they have been little affected and water quality levels have remained almost unchanged over time.

This study spatially evaluated the effect that changes in landscape spatial patterns have on ecological processes that occur on the scale of a lake basin, and how the relationship between the patterns and processes impacts the hydrologic components of the basin, affecting its ability to provide ecosystem goods and services. In Chapter 1 the changes in the coverage of land uses in the Lake Rupanco basin over 25 years were quantified. Trajectories of these changes were analyzed and the major processes that led to the change in landscape architecture are determined. Finally the loss of native forest was analyzed by analysis of annual rates of fragmentation and loss of these woodlands. Chapter 2 demonstrated by spatially explicit modeling, the effect of changing land use in the basin on rates of soil loss and decreased water quality.

INTRODUCCION.

En el mundo, los últimos años han marcado un aumento de habitantes a tasas exponenciales (Alberti *et al.* 2007; Su *et al.* 2010), lo cual ha provocado una creciente demanda por suplir necesidades básicas de la población como alimentos y energía (Harvey y Pilgrim, 2011). Estas demandas, ha llevado a la sobreexplotación de los recursos naturales como agua y suelos fértiles (Millenium EA, 2005; Wirsenius *et al.* 2010), los cuales dada la intensidad a la cual son manejados, van perdiendo su potencial obligando a productores a habilitar nuevas áreas para mantener las tasas de producción y retornos económicos (Wirsenius *et al.* 2010; Schneider *et al.* 2011). En términos generales se ha estimado que entre el 30% y el 50% de la superficie de la tierra ha sido transformada o degradada por efecto de diversas actividades antrópicas (Aguayo *et al.* 2009; Mendoza *et al.* 2011). Además, diversos estudios afirman que de mantenerse las tasas actuales de crecimiento demográfico y la intensificación agrícola, la agricultura necesitaría una superficie equivalente a la mitad de la superficie terrestre para el año 2030, superficie que se elevaría a dos tercios para el año 2070, para satisfacer los niveles actuales de consumo de alimentos per cápita (Gerbens- Leenes *et al.* 2010; Rask y Rask, 2011; Schneider *et al.* 2011).

Dentro del país, la zona centro sur ha sido el ejemplo más claro de la sobreexplotación de este recurso (Camus, 2006; Aguayo *et al.* 2009), debido al alto dinamismo que ha presentado en los cambios de uso del suelo, lo cual ha llevado a la pérdida de grandes masas boscosas siempreverdes para la habilitación de áreas productivas, ya sea agrícolas-ganaderas o mediante la forestación con especies exóticas de rápido crecimiento (monocultivos) (Echeverría *et al.* 2006; Aguayo *et al.* 2009; Patterson y Hoalst-Pullen, 2011; Nahuelhual *et al.* 2012), y la constante extracción de maderas para comercialización de leña (Echeverría *et al.* 2008; Schulz *et al.* 2010), procesos que han ido produciendo un mayor número de parches de bosquetes pequeños condenándolos a una pronta desaparición (Armenteras *et al.* 2003; Cayuela *et al.* 2006; Echeverría *et al.* 2006; Altamirano *et al.* 2007).

La expansión agrícola en la zona sur del país ha tenido además una serie de repercusiones negativas sobre la calidad de las aguas en los diferentes lagos presentes (Oyarzún y Huber, 2003; Palma *et al.* 2004; Alfaro y Salazar, 2005; León-Muñoz *et al.* 2007), los cuales han sido catalogados como ultraoligotróficos por diferentes investigadores, debido a la pureza y claridad de sus aguas (Oyarzún *et al.* 1997; Oyarzún y Huber, 2003; León-Muñoz *et al.* 2007; León- Muñoz *et al.* 2013); Sin embargo es de amplio conocimiento el efecto nocivo que tiene sobre la calidad de las aguas la excesiva aplicación de fertilizantes, los cuales son absorbidos por el suelo llegando a las napas subterráneas descargándose grandes cantidades de estos a diferentes cuerpos de agua como ríos, lagos, esteros, etc. (Ribbe *et al.* 2008; Zhu y Mazumder, 2008; Rao *et al.* 2009; León-Muñoz *et al.* 2013). Sin embargo son pocos los estudios que abordan este problema a escala de paisaje, entendiendo como los patrones en los cambios de cobertura afectan los procesos que ocurren dentro de estas cuencas, como lo es la pérdida de suelo y la disminución en la calidad de sus aguas. Este estudio, abordara bajo un enfoque de modelación espacialmente explícita, los efectos que tienen sobre los componentes hidrológicos de una cuenca lacustre (medidos en términos de pérdida de suelo y calidad de agua), los patrones de cambio de uso de suelo, proyectando además los efectos potenciales que se tendrían en un futuro cercano si mantienen las tasas de conversión de terrenos hacia la agricultura.

CAPÍTULO 1.

PATRONES ESPACIALES DE CAMBIO DE USO DE SUELO EN LA CUENCA DEL LAGO RUPANCO, REGIÓN DE LOS LAGOS, CHILE

RESUMEN

La zona centro sur del país ha tenido a lo largo de la historia una serie de cambios en términos de coberturas de suelo, pasando de ser dominada casi únicamente por masas densas de bosque nativo a la llegada de los primeros colonos, a ser transformada casi a la totalidad en áreas de agricultura y ganadería extensiva en las zonas planas, relegando las masas de bosque nativo solo a los sectores más inaccesibles y de mayor pendiente. Estos cambios se deben a que en las últimas décadas y con la firma de nuevos tratados de libre comercio, se han abierto nuevos mercados para los cuales requiere una mayor tecnología, productividad y extensión de superficie cultivable con el fin de satisfacer las demandas de estos mercados, produciendo un considerable aumento en la frontera agrícola. A partir de imágenes satelitales de los años 1986 y 2011, y mediante la técnica de clasificación supervisada, fueron mapeadas las 8 principales coberturas de suelo de la cuenca lacustre del Lago Rupanco, con la finalidad de calcular en 25 años los cambios de uso de suelo que tuvo esta cuenca, se analizaron además las principales transiciones que tuvieron los usos de suelo a través de *Land Change Modeler* y además se calcularon métricas de paisaje para evaluar la fragmentación que presentó el bosque nativo dentro de la cuenca. Los resultados indican que los procesos que dominaron el paisaje fueron la degradación de bosques adultos, la deforestación y la expansión de zonas agropecuarias. El bosque nativo perdió una superficie aproximada de 9000 ha y por contraparte los bosques secundarios incrementaron su superficie en 4400 ha. Además se evidencian procesos de fragmentación del bosque nativo debido al aumento del número de parches, los que aumentaron considerablemente de 3944 en 1986 a 5216 en el año 2011.

ABSTRACT

The south central area of the country has had throughout history a number of changes in terms of land cover, from being almost entirely dominated by dense stands of native forest to the arrival of the first settlers, to be transformed almost in all areas of agriculture and cattle ranching in the flat areas, relegating the masses of native forest only to inaccessible areas and steeper. These changes are due to past decades and signing new free trade agreements , have opened new markets for which requires further technology, productivity and expansion of arable land in order to meet the demands of these markets producing a considerable increase in the agricultural frontier. From satellite images of 1986 and 2011, and by the technique of supervised classification, were mapped 8 main land cover of the lake basin of Lake Rupanco, in order to calculate in 25 years, changes in land use held this basin is further analyzed the major transitions that took land uses through Land Change Modeler and also landscape metrics were calculated to assess the present fragmentation of native forest within the watershed. The results indicate that the processes that dominated the landscape were adult forest degradation, deforestation and expansion of agricultural areas. The native forest lost an area of 9000 ha and counterparty secondary forests increased their surface 4400 ha. Further fragmentation processes of native forests due to increased number of patches are evident, which increased significantly from 3944 in 1986 to 5216 in 2011.

INTRODUCCION

En los últimos años el cambio de uso de suelo (CUS) ha sido catalogado como uno de los principales conductores del cambio global (Baillie *et al.* 2004; Mace *et al.* 2005; Díaz *et al.* 2006; Aguayo *et al.* 2009). Se ha relacionado el CUS con una disminución considerable de los diversos servicios que proveen los ecosistemas para el bienestar humano tales como la formación y retención de suelo fértil, regulación de condiciones climáticas y nutrientes en el ciclo del agua (Millenium EA, 2005; Díaz *et al.* 2006).

El bosque templado ha sido el principal bioma forestal afectado por el CUS, debido a que su distribución se encuentra principalmente en latitudes medias y dentro de zonas densamente pobladas (Burrascano *et al.* 2013), razón por la cual ha disminuido drásticamente su superficie por efecto de la sustitución del bosque nativo que lo conforma, por otros tipos de usos de suelo, principalmente plantaciones de especies exóticas, agricultura, áreas de pastoreo y zonas urbanas. Esto conlleva la pérdida de hábitat para algunas especies y puede conducir a la disminución y extinción de especies (Lindenmayer, 2010).

En Chile, el bosque templado ha sido catalogado como un “Hotspot” de la conservación de la biodiversidad por su alto nivel de endemismo (Myers *et al.* 2000), e incluida entre las ecorregiones más amenazadas del mundo por la iniciativa 200 de WWF (World Wild life Fund) y el banco Mundial (Dinerstein, 1996; Oyarzún *et al.* 2005), sin embargo a través del tiempo ha sufrido procesos de deforestación y degradación, los cuales se han ido incrementando en las últimas décadas debido al CUS (Wilson *et al.* 2005; Echeverría *et al.* 2006; Altamirano *et al.* 2007; Aguayo *et al.* 2009), principalmente por efectos de la expansión agrícola y praderas ganaderas (Alfaro y Salazar, 2005), además del aumento considerable de las plantaciones de especies exóticas de rápido crecimiento (Echeverría *et al.* 2006; Rivas *et al.* 2009; Nahuelhual *et al.* 2012).

Con respecto a estos procesos, diversos estudios han enfocado sus esfuerzos en cuantificar las consecuencias del CUS que afecta a las masas boscosas, principalmente en términos de pérdida de biodiversidad (Nagendra *et al.* 2013), erosión de suelos (Cotler y Ortega-Larrocea, 2006; Birkinshaw *et al.* 2010; Mohammad y Adam, 2010), régimen hídrico (Buytaert *et al.* 2007; Little *et al.* 2009), calidad de agua (Tu, 2009; Smith *et al.* 2012) y aumentos de centros urbanos (Pauchard *et al.* 2006; Tavares *et al.* 2012).

El rápido desarrollo de sistemas de información geográfica y tecnologías de teledetección en la ecología de paisaje (Luque, 2000; Newton *et al.* 2009; Peng *et al.* 2010), unido a la mayor disponibilidad de programas gratuitos como *Fragstat* (Mcgarigal *et al.* 2002), permitió desarrollar y aplicar métricas de paisaje para evaluar espacialmente el grado de amenaza de los ecosistemas (Luque, 2000; Armenteras *et al.* 2003; Lin *et al.* 2007) y efectuar además la planificación territorial en diversos usos de suelo (Crist *et al.* 2005; Sano *et al.* 2009).

Las métricas de paisaje pueden ser agrupadas en 8 diferentes clases: de área, parche, borde, forma, área núcleo, vecino más cercano, diversidad y de contagio (Frank *et al.* 2012) y además estas pueden estar disponibles a diversos niveles de escalas: a nivel parche, nivel de clase y nivel de paisaje (Mcgarigal *et al.* 2002; Frank *et al.* 2012). En los últimos años, estas métricas se volvieron muy populares, debido a que representan un simple y efectivo método de cuantificación de patrones de paisaje (Mcgarigal *et al.* 2002; Frank *et al.* 2012; Uuema *et al.* 2013). Contrario a ello, algunas de estas métricas de paisaje han sido criticadas por ser redundantes, por poseer diferente escala con respecto a los procesos estudiados, por la poca claridad en sus usos y por lo contradictorio de sus resultados (Li y Wu, 2004; Sano *et al.* 2009; Szabo *et al.* 2014).

En relación al uso de métricas, diversos son los estudios que han evaluado los impactos del CUS sobre la configuración espacial del paisaje en diversos biomas forestales (Cayuela *et al.* 2006; Echeverría *et al.* 2006; Schulz *et al.* 2010) y como estos cambios han impactado sobre los diversos procesos ecológicos (Birkinshaw *et al.* 2010; León-Muñoz *et al.* 2013). Sin embargo, la mayor cantidad de estudios de pérdida y fragmentación de bosques, evaluados en base a datos de imágenes satelitales, han sido desarrollados en bosques tropicales (Potapov *et*

al. 2012), especialmente en el bosque amazónico (Sierra, 2000; Matricardi *et al.* 2010), debido a la gran extensión que presenta este bosque, el cual ha sido considerado como el área de estudio más grande del mundo (Laurance *et al.* 2000; Sierra, 2000) y además por la alta disponibilidad de información tanto espacial como temporal que presentan estas imágenes a partir de diferentes plataformas de información (Wulder *et al.* 2012; Blackman, 2013).

La zona centro sur de Chile ha estado sometida históricamente a grandes cambios de coberturas y/o usos de suelo (Camus, 2006). A mediados del siglo XIX, la llegada de los primeros colonos a la zona significó una disminución importante de bosques densos presentes en la zona, ya que se sustituyó aproximadamente el 40% de la superficie original de estos bosques en zonas agrícolas para la producción de trigo y maíz (Woelfl *et al.* 2003; León-Muñoz *et al.* 2007; Oyarzún *et al.* 2007), además de habilitación de zonas para la práctica ganadera (Alfaro y Salazar, 2005).

El objetivo de este estudio se centra en analizar espacial y temporalmente los patrones en el cambio de la configuración del paisaje de la cuenca lacustre del Lago Rupanco, a partir de la cuantificación de los cambios ocurridos en cada una de sus coberturas y/o usos de suelo. Además se evaluará mediante métricas de paisaje, como estos patrones de CUS afectan la configuración espacial de las masas de bosque nativo presente dentro de la cuenca en un periodo de 25 años.

METODOLOGIA

Área de estudio.

La cuenca hidrográfica del lago Rupanco se encuentra ubicada entre las comunas de Puyehue y Lago Ranco (Figura 1). Posee una superficie de drenaje de 710,8 Km² con un porcentaje de cobertura nativa arbórea de 57,8% respecto a la superficie total (CONAF *et al.* 1999). Las formaciones boscosas presentes en esta cuenca corresponden al tipo forestal siempreverde, dominado por especies del género *Nothofagus*. Su condición climática está caracterizada por un clima mediterráneo más xerófilo aumentando sus condiciones oceánicas de norte a sur (Di Castri y Hajek, 1976; Bertrand *et al.* 2010) con temperaturas que varían entre los 6°C y 17,1°C y una elevada precipitación media anual que oscila entre los 2000 y 5000 mm. al año (Soto y Campos, 1995).

Este lago pertenece a los llamados lagos Araucanos, los cuales se caracterizan por presentar una condición oligotrófica, monomítica y ser de origen glaciar (Campos, 1984; Soto, 2002; Woelfl, 2007). La principal actividad económica de la zona corresponde a praderas ganaderas las que representan el 45% del total nacional, además posee una industria acuícola y recursos naturales hídricos de gran valor turístico (INE, 2002; Alfaro y Salazar, 2005).

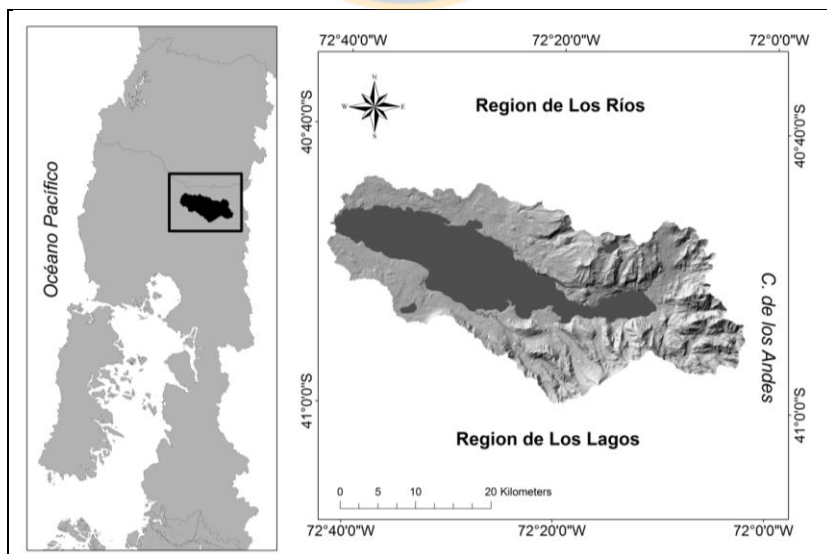


Figura 1. Localización de la cuenca del Lago Rupanco.

Imágenes Satelitales

Para analizar espacial y temporalmente el cambio de uso de suelo de la cuenca, fueron utilizadas dos imágenes Landsat (Path 233, Row 088) correspondientes a los años 1986 (Thematic Mapper, TM) y 2011(TM). Para ser seleccionadas estas escenas no debían presentar nubosidad y además la captura debía ser de una fecha cercana a primavera o verano, debido a la presencia de bosques caducifolios. Las imágenes Landsat poseen una resolución espacial de 30 metros con una revisita de 16 días (Chuvieco, 2002).

Pre-procesamiento de imágenes

- Corrección geométrica

La corrección geométrica fue realizada mediante la extensión *Georeferencing* de Arc Gis 9.3 (ESRI, 2009) y usando un modelo matemático polinomial de tercer orden. Se seleccionaron puntos de control escogidos al azar entre una base cartográfica digitalizada compuesta por los caminos y ríos de la zona de estudio obtenidos del Ministerio de Obras Públicas con la respectiva imagen satelital. La imagen georeferenciada originalmente sirvió como base cartográfica para la corrección de la imagen siguiente. A cada imagen satelital se le aplicó entre 90 y 120 puntos de control reduciendo el error de corrección a 0,01-0,1 pixel de la imagen es decir a 0,3- 3 metros.

- Corrección radiométrica y atmosférica

Se aplicaron correcciones radiométricas para disminuir los efectos atmosféricos en la calidad de las imágenes (Chávez, 1996; Chuvieco, 2002) con el fin de minimizar factores tales como la degradación del sensor, la variación de distancia tierra-sol y ángulo de incidencia (Matricardi *et al.* 2010) entre otros. Este proceso conlleva la transformación de los valores digitales de los pixeles en valores de radianza, los que finalmente son transformados en

reflectancia usando los diferentes datos adquiridos desde la cabecera de la imagen además de los coeficientes de calibración radiométrica (Chávez, 1996; Chander y Markham, 2003; Vagen, 2006; Vicente-Serrano *et al.* 2008; Chander *et al.* 2009). Los valores digitales son transformados en radianza usando la fórmula que a continuación se detalla.

$$L\lambda = G_{\text{rescale}} * DN + B_{\text{rescale}} \quad (1)$$

Donde $L\lambda$ es la radianza en $W m^{-2} sr^{-1} \mu m^{-1}$ para la banda λ , G_{rescale} y B_{rescale} son los factores escalares específicos para cada banda.

La radianza es transformada en valores de reflectancia de acuerdo a

$$\rho p = \frac{\pi * L\lambda * d^2}{ESUN_{\lambda} * \cos \theta_s} \quad (2)$$

Donde ρp es el valor de reflectancia en la banda p , $L\lambda$ es la radianza para la banda λ , d es la distancia tierra sol, $ESUN_{\lambda}$ es la radianza solar exoatmosférica para la banda λ y θ_s es el ángulo solar cenital en grados.

- Corrección topográfica

Para la eliminación de las sombras proyectadas por la topografía del lugar se procedió a realizar una corrección topográfica utilizando la metodología del factor C (Teillet *et al.* 1982; Hanston y Chuvieco, 2011; Reese y Olson, 2011), el cual corresponde a un ajuste semi-empírico del cociente entre el ángulo cenital del sol y el ángulo de incidencia de este en la imagen, el cual depende del ángulo solar y la pendiente del lugar (Chuvieco, 2002). Este procedimiento fue realizado mediante la extensión *Statistic* de IDRISI (Clark, 2006), a partir la fórmula que a continuación se detalla

$$\rho_{h,i} = \rho_i \frac{\cos \theta_i + C_k}{\cos \gamma_i + C_k} \quad (3)$$

Donde $\rho_{h,i}$ es la reflectividad de un pixel en sentido horizontal, ρ_i es la reflectividad de un pixel en la pendiente, θ_i corresponde al ángulo cenital solar sobre el plano, γ_i es el ángulo de incidencia del sol sobre la escena y C_k es la constante empírica para cada banda k que se relaciona con la rugosidad promedio de esa banda.

Clasificación de las imágenes

La clasificación supervisada fue realizada usando el programa ENVI 4.2 mediante el estadístico de máxima verosimilitud y los puntos de entrenamiento, los cuales representan los patrones de los tipos de cobertura de suelo para realizar la clasificación (Chuvieco, 2002; Segura y Tricado, 2003). Para la clasificación de la imagen satelital más reciente, los puntos de entrenamiento fueron tomados en diversas campañas en terreno y para la clasificación de la imagen de 1986 fueron utilizadas fotografías aéreas del sector estudiado. La definición de cada clase de uso del suelo de la cuenca estuvo basada en las categorías y criterios usados en el catastro de bosque nativo realizado por CONAF, mapas temáticos realizados en base a fotointerpretación y análisis de imágenes satelitales (CONAF *et al.* 1999).

Para el realce de la vegetación, las imágenes fueron procesadas mediante el uso de falso color a fin de poder discriminar entre las plantaciones forestales y las masas de bosque nativo en una combinación de bandas 4 (banda del infrarrojo cercano), 5 (banda del infrarrojo lejano), 3 (banda del rojo).

La precisión de las clasificaciones fue evaluada mediante matrices de confusión construidas a partir de dos fuentes distintas de información dependiendo el año de la imagen: i) la imagen del año 1986 fue validada mediante fotografías aéreas escala 1:15000 y datos extraídos del catastro de bosque nativo, ii) para la clasificación del año 2011 se utilizaron 300 puntos de validación tomados en diversas campañas de terreno.

Índices de vegetación

Para aumentar la precisión de la clasificación fueron utilizados diversos índices de vegetación los cuales son un grupo de dos categorías basados en la suposición de la orientación de las líneas de vegetación con respecto a las líneas de suelo en el espectro del rojo y el infrarrojo cercano (Jackson y Huete, 1991; Wu *et al.* 2007). Los índices utilizados se detallan en la tabla 1.

Tabla 1. Índices de vegetación utilizados y sus referencias

Índice	Fórmula	Referencia
NDVI	$\frac{NIR - RED}{NIR + RED}$	Rouse <i>et al.</i> 1974
SR	$\frac{NIR}{RED}$	Tucker, 1979
SAVI	$(1 + L) \frac{NIR - RED}{NIR + RED + L}$	Huete, 1988
LSWI	$\frac{NIR - SWIR}{NIR + SWIR}$	Xiao <i>et al.</i> 2002

Clases de coberturas de uso de suelo

Las clases de coberturas o usos de suelos seleccionados para la cuenca fueron bosque nativo adulto (bosques siempreverdes prístinos originados de una sucesión natural), bosque secundario (regeneración de bosques posterior a un disturbio, ya sea natural o antrópico), bosque achaparrado, plantaciones exóticas (plantaciones comerciales, principalmente del género *Eucalyptus*), matorral, sectores agropecuarios (cultivos agrícolas/praderas ganaderas), suelo descubierto y cuerpos de agua.

Análisis temporal de cambios en la cobertura

Los cambios de cobertura producidos por el CUS en los últimos 25 años, fueron analizados mediante estadísticas de variación de área extraídos desde la variación en el número de píxeles de cada clase a partir de los mapas temáticos producidos mediante clasificación supervisada. Además de esto, se analizaron todas las transiciones producidas entre este periodo de tiempo mediante la extensión *Land Change Modeler* de IDRISI (Clark, 2006). Este permitió generar diversos mapas de pérdida y ganancia de cada una de las clases de cobertura, así como las superficies de cambio neto entre cada una de ellas. Esta información permitió conocer las zonas dentro de la cuenca donde se produjeron los mayores cambios en la configuración del paisaje y permitió relacionarlas con los cambios en las tasas de exportación de sedimentos y nutrientes mediante análisis estadístico.

Fragmentación del bosque nativo

La cobertura de bosque nativo adulto fue para ambos años fue analizada mediante Arc Gis 9.3, específicamente a través de las extensiones de análisis espacial. La tasa de deforestación anual ocurrida para el periodo de estudio fue calculada a partir de la fórmula propuesta por FAO (1995) y Echeverría *et al.* (2007).

$$P = \left[\left(\frac{A2}{A1} \right)^{\frac{1}{(t2-t1)}} - 1 \right] * 100 \quad (4)$$

Donde A1 y A2 es la cobertura de bosque nativo adulto en t1 (1986) y t2 (2011), respectivamente. P es el porcentaje de pérdida de bosque nativo adulto por año

Fueron calculados varias métricas de paisaje mediante FRAGSTAT 3.3 (Mcgarigal *et al.* 2002; Echeverría *et al.* 2006), las cuales fueron evaluadas para ambos periodos de estudio con el fin de evaluar los cambios en la configuración del paisaje. Se calcularon las siguientes métricas de paisaje a) área total de los parches (ha), b) número de parches, c) índice de proximidad media (razón entre el tamaño y la proximidad de todos los parches dentro de 200 metros), d) índice del parche más grande (% del paisaje cubierto por el parche más grande), e) densidad de parches (número de parches en 100 hectáreas), f) Índice de agregación (% de adyacencia entre pixeles de diferente tipo de cobertura) y g) Índice de adyacencia (longitud de borde entre el bosque nativo adulto y los otros tipos de cobertura, medido en kilómetros)

RESULTADOS

Precisión de clasificaciones

La fiabilidad global para la clasificación del año 1986 fue de un 85.2%, dentro de la cual los valores más altos de precisión fueron alcanzados por el bosque adulto (86.2%) y las zonas de agricultura y pradera (87.5%) debido a la gran extensión que tienen estas zonas dentro de la cuenca (Tabla 1A); el valor más bajo de precisión correspondió a los matorrales (73.2%) (Tabla 1A). Para la clasificación del año 2011, la fiabilidad global alcanzó un 87.7% y al igual que la clasificación del año 1986 las mayores exactitudes correspondieron a la clase agrícola-pradera y bosque adulto (97.4% y 88.2% respectivamente). El valor más bajo correspondió a las plantaciones exóticas (73.2%), debido a la respuesta espectral similar que presentaron las plantaciones jóvenes respecto a los matorrales (Tabla 2A).

Cambios en las coberturas de uso de suelo

A partir de los mapas temáticos (Figura 2), fue posible obtener que la cobertura de bosque nativo adulto disminuyó de 42915 ha a 33768 ha entre 1986 y 2011. Un total de 9147 ha de bosque nativo adulto fueron convertidas a otras clases de coberturas de suelo, principalmente a renovales mediante procesos de degradación de este bosque. Los terrenos agrícolas y praderas ganaderas aumentaron desde 12141 ha a 13850 ha, es decir aumentaron alrededor de un 2% principalmente en zonas de baja pendiente donde originalmente existía bosque nativo adulto o matorrales (Tabla 2).



Figura 2. Mapas temáticos de coberturas para los años 1986 y 2011 del área de estudio

Tabla 2. Superficie de coberturas de uso de suelo en los años 1986 y 2011.

Tipo de cobertura	1986		2011	
	ha	%	ha	%
Agricultura/Pradera	12141	12.8	13850	14.6
Bosque nativo adulto	42915	45.2	33768	35.5
Renoval	733	0.8	5129	5.4
Bosque achaparrado	1522	1.6	1826	1.9
Plantaciones	0	0.0	120	0.1
Matorral	7238	7.6	9969	10.5
Agua	23910	25.2	23910	25.2
Suelos desnudos	6530	6.9	6417	6.8
Total	94989	100	94989	100

Las contribuciones al cambio neto del bosque adulto indican que desde el año 1986 al año 2011 perdió un 21.3% de su superficie original, principalmente por procesos de degradación debido a que gran parte de este porcentaje paso a formar parte de renovales (4777 ha) y matorrales (761 ha) (Figura 3a). Por otra parte, la habilitación de zonas para el cultivo y praderas ganaderas produjo un aumento de su superficie de aproximadamente 1700 ha, de las cuales un 53,4% proviene del bosque adulto y un 39,5% desde matorrales. Sin embargo, 80 ha. de praderas fueron convertidas a plantaciones de exóticas (Figura 3b). Finalmente se observó que los matorrales, aumentaron su presencia dentro de la cuenca en un 59% principalmente desde la degradación del bosque adulto (2678 ha) y los renovales (500 ha) (Figura 3c).

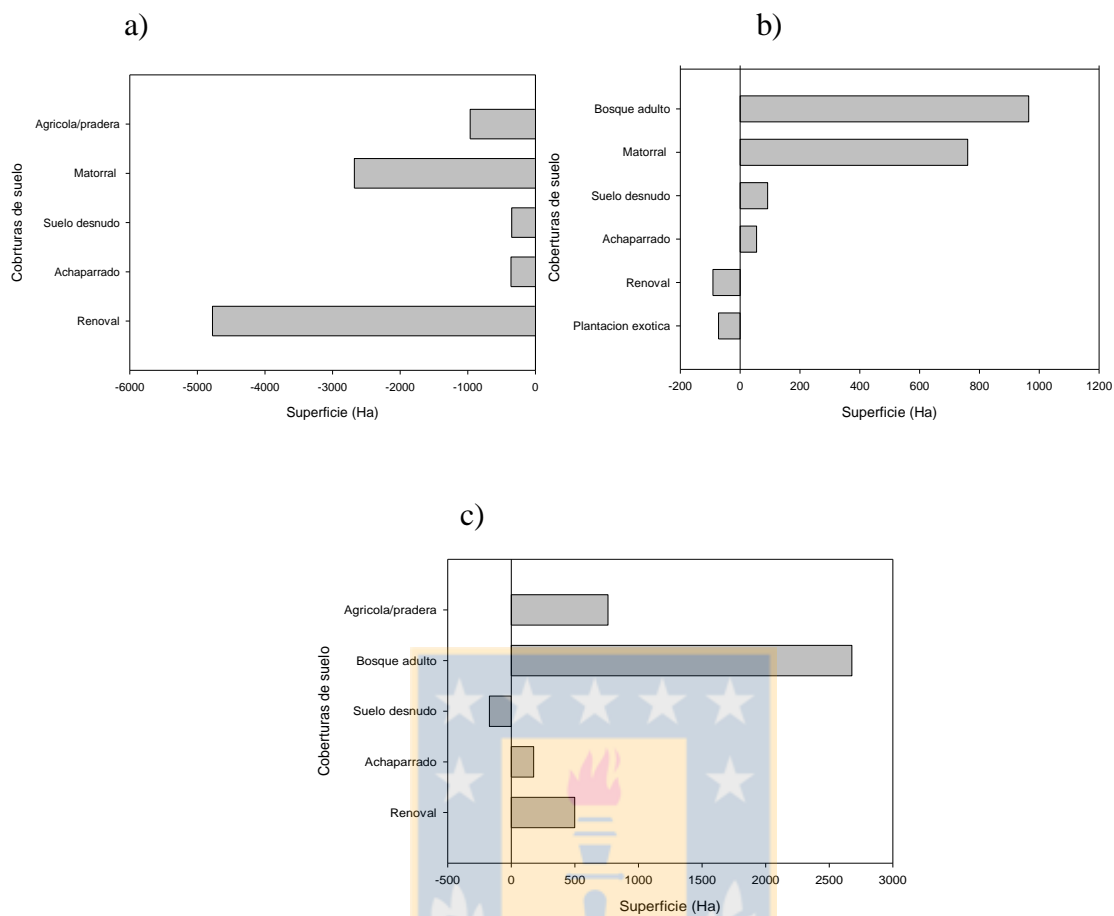


Figura 3. Gráficos de contribución al cambio neto en superficie de a) bosque adulto, b) agricultura/pradera y c) matorral.

Cambios en la configuración de bosque adulto

En el período comprendido entre 1986 y 2011, la superficie cubierta por bosques adultos dentro de la cuenca del Lago Rupanco disminuyó un 25% aproximadamente (Tablas 2 y 3) alcanzando una tasa de pérdida anual cercana al 1% año⁻¹. La mayor pérdida de las masas boscosas de esta cuenca se debió a procesos de fragmentación, lo cual quedó demostrado al aumentar el número de parches presentes en la zona, los cuales crecieron desde 3944 a 5216 (Tabla 3), lo que produjo un incremento en la densidad de parches en 25 años, pasando de 2.09 en el año 1986 a 2.77 en el año 2011. El índice del parche más grande disminuyó desde 13.21 a 10.56 durante el período de estudio, el cual muestra los continuos procesos de degradación y

deforestación en el área de estudio. Finalmente el índice de proximidad medio no presentó mayores diferencias durante el periodo de estudio, ya que el aislamiento solamente ocurrió en pequeños fragmentos ubicados en sectores bajos de la cuenca, los cuales por efecto de la habilitación de terreno para la agricultura aumentaron el espaciamiento entre ellos. Sin embargo, hacia sectores altos de la cuenca, el bosque adulto permaneció más bien inalterado, debido a que se encuentra habitando en terrenos con alta pendiente, disminuyendo su posibilidad de ser fragmentado o degradado.

Tabla 3. Índices de paisaje aplicados al bosque adulto presente en la cuenca

Métricas de paisaje	1986	2011
Area total (ha)	42914	33767
Número de parches	3944	5216
Proximidad media	10598± 20282	10286±17779
Índice del parche más grande	13.21	10.56
Densidad de parches	2.093	2.769

Relación espacial y temporal del bosque nativo adulto y los otros usos de suelo dentro de la cuenca

En el año 1986, el bosque adulto presente en el área de estudio presentaba una alta adyacencia entre sus bordes, representando casi un único gran parche (índice de agregación mayor a 90%). Además, altas adyacencias a coberturas similares presentaron las áreas agropecuarias y matorrales, las cuales registraron valores de agregación de 82% y 62% respectivamente; finalmente los renovales presentaron una agregación cercana al 55%. Para el año 2011, la agregación del bosque adulto disminuyó a un 87% y por contraparte se registró un aumento en

la agregación de los renovales debido al considerable aumento de la degradación del bosque adulto.

Con respecto a conexión de bordes de los parches de bosque nativo con otros usos de suelo/cobertura, el índice de adyacencia indica que en el año 1986 el bosque nativo adulto compartía una mayor adyacencia a matorrales, y en menor medida con zonas agropecuarias y terrenos de escoria volcánica (suelos desnudos) (Figura 4). Para el año 2011 la situación fue diferente, debido a los procesos de degradación que afectaron al bosque nativo adulto, ya que la mayor adyacencia se produjo entre estos y las coberturas de bosques secundarios (renovales) y matorrales (Figura 4).

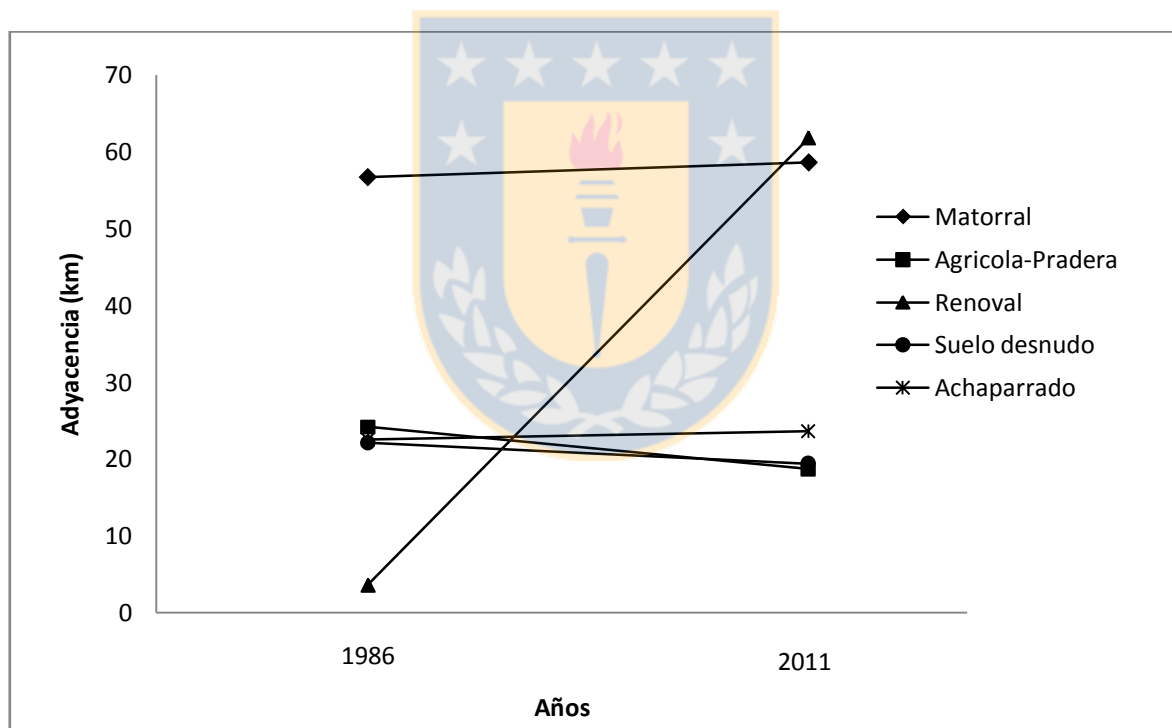


Figura 4. Cambios temporales en el índice de adyacencia.

DISCUSIÓN

Cambio en la cobertura de bosques adultos

En la cuenca del Lago Rupanco, los procesos de degradación y deforestación produjeron en 25 años una pérdida de bosque adulto de 9147 ha, lo que se tradujo en una tasa de pérdida anual de 0.95%. Esta tasa de pérdida de bosque es similar a la reportada por Echeverría *et al.* (2008) quienes reportaron una tasa anual de deforestación de 0.78%, para una zona costera cercana al Lago Rupanco. Por otra parte, Altamirano *et al.* (2013), reportan una tasa de 1.6% año⁻¹ para el margen oriental de la cordillera de Nahuelbuta en la Región de la Araucanía, resultados similares a los reportados por Aguayo *et al.* (2009), quienes registraron una pérdida anual de bosque de 1.6% en la depresión intermedia de las Regiones del Biobío y la Araucanía entre los años 1979 y 2000, debido al reemplazo de bosque nativo por plantaciones forestales y habilitación de zonas agrícolas. Echeverría *et al.* (2006), reportan una tasa de pérdida de 4.5% año⁻¹ en bosques secundarios de la región del Maule por efecto del constante incremento de las plantaciones forestales, la cual representa la tasa más alta de pérdida de bosques templados registrada en el país. Hacia latitudes más secas, específicamente en bosques esclerófilos de la zona central del país, Schulz *et al.* (2010), reportaron tasas de deforestación de 1.7% año⁻¹ a causa de la expansión agrícola, las plantaciones forestales y el uso de madera nativa como combustible. En base a estudios realizados en otras latitudes, Cayuela *et al.* (2006), reportaron una tasa de deforestación anual de 3.05% en 25 años en el “hotspot” de los bosques tropicales mesoamericanos, ubicados en las altas cumbres de México debido al establecimiento de las plantaciones de café y expansión agrícola. Finalmente Grinand *et al.* (2013), registran tasas de pérdida de hasta 2.33% año⁻¹ en bosques secos y 1.17% año⁻¹ en bosques tropicales de Madagascar entre los años 2000 y 2010 mediante el uso de imágenes de satélite.

Análisis de patrones fragmentación

Las métricas de paisaje son uno de los métodos más populares para la cuantificación de los patrones del paisaje (Uuemaa *et al.* 2013), la cuantificación y comparación de la configuración espacial a través de estas métricas, entrega información importante acerca del cambio del paisaje a lo largo del tiempo (Imbernon y Branthomme, 2001; Armenteras *et al.* 2003). En la cuenca del lago Rupanco el número de parches y la densidad de estos parches tuvieron una considerable alza en 25 años, principalmente la cantidad de estos parches, los cuales se elevaron en más de mil doscientos, reflejando los procesos de fragmentación que ocurrieron en el bosque nativo presente en esta cuenca. Sin embargo este aumento de fragmentos bosque nativo, es significativamente menor a los reportados por otros estudios en bosques templados (Echeverría *et al.* 2006, Altamirano *et al.* 2007), bosques tropicales (Ranta, 1998; Cayuela *et al.* 2006) y bosque secos (Alhamad *et al.* 2011), alrededor del mundo. Con respecto al índice del parche más grande (LPI), los resultados reflejan solo una pequeña reducción, debido a que la ubicación de estos parches está hacia zonas más altas de la cuenca y las que solo pueden ser fragmentados por causas naturales como deslizamientos de tierra. Echeverría *et al.* 2006, reportan una alta disminución del parche más grande en el bosque templado maulino, disminuyendo desde un parche que ocupaba un 6.91 % del paisaje, a uno que ocupaba solo el 1.30 % luego de un periodo de 25 años. La disminución en el tiempo de los parches de bosque nativo, además de eliminar la protección natural que posee el suelo contra la erosión, disminuye la calidad de los hábitats, poniendo en peligro la conservación de algunas especies de flora y fauna (Bustamante y Castor, 1998; Altamirano *et al.* 2007; El Kateb *et al.* 2013).

La expansión agrícola, junto con la degradación del bosque adulto presente en la parte más baja de la cuenca para su uso como combustible, son las causantes del cambio en la configuración del bosque nativo durante el periodo de estudio. Muestra de ello es el aumento en la agregación que presentó el bosque secundario (bosque degradado), en desmedro del bosque nativo, que vio disminuida su agregación por efecto de la fragmentación. En 1986 el bosque adulto se encontraba compartiendo bordes (rodeado) por coberturas de matorrales, una condición normal dentro de las masas boscosas de la zona, sin embargo para el año 2011 esta situación cambio drásticamente debido a que las masas de bosque adulto se encontraban

rodeadas por bosque secundario, demostrando que estas masas se encuentran en los primeros estados de transformación del paisaje, prueba de ello son los resultados reportados por Echeverría, *et al.* (2012), quienes identifican la zona baja del Lago Rupanco dentro de un paisaje de transformación de fase III, los cuales se caracterizan por la abundante presencia de zonas agrícolas y ganaderas, con pérdidas de bosque nativo que puede llegar hasta el 90% en comparación a su extensión original, procesos ocurren a tasas entre 0.4 y 1% anual.



CONCLUSION

La degradación por efecto de la extracción de madera para combustible y la habilitación de terrenos para la agricultura, resultaron ser los principales procesos que llevaron al cambio del paisaje dentro de la cuenca lacustre del lago Rupanco. Estos procesos fueron mayormente localizados en sectores bajos de la cuenca, los cuales presentan una dificultad menor de tránsito, tanto para personas como para animales. Los sectores altos de la cuenca, los cuales se encuentran en zonas poco transitables debido a su alta pendiente, presentaron nulas alteraciones antrópicas, encontrándose solo alteraciones naturales producto de derrumbes.

Si bien, el área de estudio al cual corresponde esta investigación, no presenta altos niveles de alteración en su configuración como las zonas más densamente pobladas localizadas hacia la zona centro del país, las métricas de paisaje aplicadas demuestran la constante fragmentación que está sufriendo el bosque adulto de esta cuenca producto de la expansión agrícola, lo cual está generando una continua aislación de los fragmentos remanentes, disminuyendo la protección que le brindan estas masas vegetales al suelo.

El reemplazo de las masas boscosas por áreas agropecuarias, podría tener efectos negativos a largo plazo sobre los servicios ecosistémicos producidos por esta cuenca lacustre, los cuales se verían más acentuados si la frontera agrícola avanza hacia sectores con mayor pendiente, debido a que se produciría mayores tasas de pérdida de suelo, disminución en la calidad de sus aguas y pérdida de fertilidad de los suelos por efecto de la excesiva lixiviación que producirían las intensas lluvias que se registran en la zona. Por lo cual se hacen necesarias investigaciones que relacionen de manera espacial y temporal la relación entre los cambios de la configuración del paisaje sobre la provisión de servicios ecosistémicos a escala de cuencas.

REFERENCIAS

- Aguayo M, A Pauchard, G Azócar y O Parra. (2009). Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82, 361-374.
- Alfaro M y F Salazar. (2005). Ganadería y contaminación difusa, implicancias para el sur de Chile. *Agricultura Técnica*, 65 (3), 330-340.
- Alhamad MN, MA Alrababah, RA Feagin y A Gharaibeh. (2011). Mediterranean drylands: The effect of grain size and domain of scale on landscape metrics. *Ecological Indicators*, 11, 611-621.
- Altamirano A, C Echeverría y A Lara. (2007). Efecto de la fragmentación forestal sobre la estructura vegetal de las poblaciones amenazadas de *Legrandia concinna* (Myrtaceae) del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 80, 27-42.
- Altamirano A, P Aplin, A Miranda, L Cayuela, AC Algar y R Field. (2013). High rates of forest loss and turnover obscured by classical landscape measures. *Applied Geography*, 40, 199-211
- Armenteras D, F Gast y H Villareal. (2003). Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation*, 113, 245-256.
- Baillie J, C Hilton-Taylor y S Stuart. (2004). IUCN Red List of Threatened Species: A Global Species Assessment. *Gland (Switzerland): IUCN*.
- Bertrand S, M Sterken, L Vargas-Ramirez, M De Batist, W Vyverman, G Lepoint, *et al.* (2010). Bulk organic geochemistry of sediments from Puyehue Lake and its watershed (Chile, 40°S): Implications for paleoenvironmental reconstructions. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 294, 56-71.
- Birkinshaw SJ, JC Bathurst, A Iroumé y H Palacios. (2010). The effect of forest cover on peak flow and sediment discharge—an integrated field and modelling study in central–southern Chile. In (Vol. 25, pp. 1284-1297). John Wiley & Sons, Ltd.
- Blackman A. (2013). Evaluating forest conservation policies in developing countries using remote sensing data: An introduction and practical guide. *Forest Policy and Economics*, 34 (0), 1-16.
- Burrascano S, WS Keeton, FM Sabatini y C Blasi. (2013). Commonality and variability in the structural attributes of moist temperate old-growth forests: A global review. *Forest Ecology and Management*, 291 (0), 458-479.

- Bustamante R y C Castor. (1998). The decline of an endangered temperate ecosystem: the ruiñ forest (*Nothofagus alessandrii*) in central Chile. *Biodiversity and Conservation*, 7, 1607-1626.
- Buytaert W, V Iñiguez y BD Bièvre. (2007). The effects of afforestation and cultivation on water yield in the Andean páramo. *Forest Ecology and Management*, 251 (1–2), 22-30.
- Campos H. (1984). Limnological study of Araucanian lakes (Chile) *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Limnologie*, 22, 1319-1327.
- Camus P. (2006). Ambiente, Bosques y gestión forestal en Chile. 1541-2005. Colección Sociedad y cultura. Santiago, Chile. 386 p.
- Cayuela L, JMR Benayas y C Echeverría. (2006). Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the Highlands of Chiapas, Mexico (1975–2000). *Forest Ecology and Management*, 226 (1–3), 208-218.
- Chander G y B Markham. (2003). Revised Landsat-5 Radiometric Calibration Procedures and Postcalibration Dynamic Ranges *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41 (11), 2674-2677.
- Chander G, BL Markham y DL Helder. (2009). Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment*, 113 (5), 893-903.
- Chávez P. (1996). Image-based atmospheric corrections. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62, , 1025-1036.
- Chuvieco E. (2002). *Teledetección Ambiental. La observación de la tierra desde el espacio.*(Vol. 1), Barcelona.
- Clark L. (2006). IDRISI Andes. Guide to GIS and Image Processing *Clark University*, 327.
- CONAF, Conama, BIRF, UAd Chile, PUCd Chile y UCd Temuco. (1999). Catastro y Evaluación de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile. Santiago. Chile.
- Crist MR, BO Wilmer y GH Aplet. (2005). Assessing the value of roadless areas in a conservation reserve strategy: biodiversity and landscape connectivity in the northern Rockies. *Journal of Applied Ecology*, 42 (1), 181-191.
- Cotler H y MP Ortega-Larrocea. (2006). Effects of land use on soil erosion in a tropical dry forest ecosystem, Chamela watershed, Mexico. *CATENA*, 65 (2), 107-117.
- Díaz S, J Fargione, ISC F. y D Tilman. (2006). Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being *PLoS Biology*, 4 (8), 1300-1305.

- Dinerstein E. (1996). The Global 200: Key Ecoregions for Saving Life on Earth. World Wildlife Fund. US Washington D.C.
- Di Castri F y E Hajek. (1976). Bioclimatología de Chile *Santiago: Ediciones Universidad Católica de Chile*.
- Echeverría C, A Huber y F Taberlet. (2007). Estudio comparativo de los componentes del balance hídrico en un bosque nativo y una pradera en el sur de Chile. *Bosque*, 28 (3), 271-280.
- Echeverría C, D Coomes, J Salas, JM Rey-Benayas, A Lara y A Newton. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation*, 130 (4), 481-494.
- Echeverría C, A Newton, L Nahuelhual, D Coomes y JM Rey-Benayas. (2012). How landscapes change: Integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. *Applied Geography*, 32 (2), 822-831.
- El Kateb H, H Zhang, P Zhang y R Mosandl. (2013). Soil erosion and surface runoff on different vegetation covers and slope gradients: A field experiment in Southern Shaanxi Province, China. *Catena*, 105, 1-10.
- ESRI. (2009). Environmental Systems Research Institute, Inc. In, 380 New York St., Redlands, CA92373-8100, USA.
- FAO. (1995). Forest Resources Assessment 1990. In *Global Synthesis*, Rome, Italy.
- Frank S, C Fürst, L Koschke y F. Makeschin. (2012). A contribution towards a transfer of the ecosystem service concept to landscape planning using landscape metrics. *Ecological Indicators*, 21, 30-38.
- Grinand C, F Rakotomalala, V Gond, R Vaundry, M Bernoux y G Vieilledent. (2013). Estimating deforestation in tropical humid and dry forests in Madagascar from 2000 to 2010 using multi-date Landsat satellite images and the random forests classifier. *Remote Sensing of Environment*, 139, 68-80.
- Hantson S y E Chuvieco. (2011). Evaluation of different topographic correction methods for Landsat imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 13 (5), 691-700.
- Huete AR. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing*, 25, 53-70.
- INE. (2002). Instituto nacional de estadísticas. Censo
- Imbernon J y A Branthomme. (2001). Characterization of landscape patterns of deforestation in tropical rain forests. *International Journal of Remote Sensing* 22: 1753–1765.

- Jackson R y A Huete. (1991). Interpreting vegetations indices. *Preventive Veterinary Medicine*, 11, , 185-200.
- Laurance WF, HL Vasconcelos y TE Lovejoy. (2000). Forest loss and fragmentation in the Amazon: implications for wildlife conservation. *Oryx*, 34, 39-45.
- León-Muñoz J, C Echeverría, R Marcé, W Riss, B Sherman y J Iriarte. (2013). The combined impact of land use change and aquaculture on sediment and water quality in oligotrophic Lake Rupanco (North Patagonia, Chile, 40.8°S). *Journal of Environmental Management*, 128, 283-291.
- León-Muñoz J, D Tecklin, A Farías y S Díaz. (2007). Salmonicultura en los Lagos del Sur de Chile - Ecorregión Valdiviana. Historia, tendencias e impactos mediambientales *Sociedad Chilena de Limnología*, 40.
- Li H y J Wu. (2004). Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology*, 19, 389-399.
- Lin Y-P, N-M Hong, P-J Wu, C-F Wu y PH Verburg. (2007). Impacts of land use change scenarios on hydrology and land use patterns in the Wu-Tu watershed in Northern Taiwan. *Landscape and Urban Planning*, 80 (1-2), 111-126.
- Lindenmayer DB. (2010). Landscape change and the science of biodiversity conservation in tropical forests: A view from the temperate world. *Biological Conservation*, 143 (10), 2405-2411.
- Little C, A Lara, J McPhee y R Urrutia. (2009). Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. *Journal of Hydrology*, 374 (1-2), 162-170.
- Luque S. (2000). Evaluating temporal changes using Multi-Spectral Scanner and Thematic Mapper data on the landscape of a natural reserve: the New Jersey Pine Barrens, a case study. *International Journal of Remote Sensing*, 21, 2589-2611.
- Mace G, H Masundire, J Baillie, T Ricketts y T Brooks. (2005). Biodiversity. In: Hassan R, Scholes R, Ash N, editors. *Ecosystems and human well-being: Current state and trends: Findings of the Conditions and Trends Working Group*. Washington (D. C.). *Island Press*, 77-122.
- Matricardi EAT, DL Skole, MA Pedlowski, W Chomentowski y LC Fernandes. (2010). Assessment of tropical forest degradation by selective logging and fire using Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 114 (5), 1117-1129.
- Mcgarigal K, SA Cushman, MC Neel y E Ene. (2002). FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps.
- Millenium EA. (2005a). *Ecosystems and Human well-being: Biodiversity synthesis*. Washington (D.C.). *World Resorces Institute*.

- Mohammad AG y MA Adam. (2010). The impact of vegetative cover type on runoff and soil erosion under different land uses. *CATENA*, 81 (2), 97-103.
- Myers N, R Mittermeier, C Mittermeier, Gd Fonseca y J Kent. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.
- Nagendra H, B Reyers y S Lavorel. (2013). Impacts of land change on biodiversity: making the link to ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5 (5), 503-508.
- Nahuelhual L, A Carmona, A Lara, C Echeverría y ME González. (2012). Land-cover change to forest plantations: Proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landscape and Urban Planning*, 107 (1), 12-20.
- Newton A, R Hill, C Echeverria, D Golicher, JMR Benayas, L Cayuela, *et al.* (2009). Remote sensing and the future of landscape ecology. *Progress in Physical Geography*, 33 (4), 528-546.
- Oyarzún C, C Aracena, P Rutherford, R Godoy y A Deschrijver. (2007). Effects of Land Use Conversion from Native Forest to Exotics Plantations on Nitrogen and Phosphorus Retention in Catchments of Southern Chile *Water Air Soil Pollut*, 179, 341-350.
- Oyarzún C, L Nahuelhual y D Núñez. (2005). Los servicios ecosistémicos del bosque templado lluvioso: producción de agua y su valoración económica *Revista Ambiente y Desarrollo*.
- Pauchard A, M Aguayo, E Peña y R Urrutia. (2006). Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: The case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biological Conservation*, 127 (3), 272-281.
- Peng J, Y Wang, Y Zhang, J Wu, W Li y Y Li. (2010). Evaluating the effectiveness of landscape metrics in quantifying spatial patterns *Ecological Indicators*, 10, 217-223.
- Potapov PV, SA Turubanova, MC Hansen, B Adusei, M Broich, A Altstatt, *et al.* (2012). Quantifying forest cover loss in Democratic Republic of the Congo, 2000–2010, with Landsat ETM+ data. *Remote Sensing of Environment*, 122 (0), 106-116.
- Ranta P, T Blom, J Niemela, E Joensuu M Siitonen. (1998). The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity and Conservation*, 7, 385–403.
- Reese H y H Olsson. (2011). C-correction of optical satellite data over alpine vegetation areas: A comparison of sampling strategies for determining the empirical c-parameter. *Remote Sensing of Environment*, 115 (6), 1387-1400.

- Rivas Y, C Oyarzún, R Godoy y E Valenzuela. (2009). Mineralización del nitrógeno, carbono y actividad enzimática del suelo en un bosque de *Nothofagus obliqua* (Mirb) Oerst y una plantación de *Pinus radiata* D. Don. del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82, 119-134.
- Rouse JW, RH Haas, JA Schell y DW Deering. (1974). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. . *Proceedings of the Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium*, 301-317. Greenbelt, MD: NASA.
- Sano M, A Miyamoto, N Furuya y K Kogi. (2009). Using landscape metrics and topographic analysis to examine forest management in a mixed forest, Hokkaido, Japan: Guidelines for management interventions and evaluation of cover changes. *Forest Ecology and Management*, 257, 1208-1218.
- Schulz JJ, L Cayuela, C Echeverría, J Salas y JM Rey Benayas. (2010). Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975–2008). *Applied Geography*, 30 (3), 436-447.
- Segura R y G Trincado. (2003). Cartografía digital de la Reserva Nacional Valdivia a partir de imágenes satelitales Landsat TM. *Revista Bosque*, 24 (2), 43-52.
- Sierra R. (2000). Dynamics and patterns of deforestation in the western Amazon: the Napo deforestation front, 1986–1996. *Applied Geography*, 20 (1), 1-16.
- Smith HG, P Hopmans, GJ Sheridan, PNJ Lane, PJ Noske y LJ Bren. (2012). Impacts of wildfire and salvage harvesting on water quality and nutrient exports from radiata pine and eucalypt forest catchments in south-eastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 263 (0), 160-169.
- Soto D. (2002). Oligotrophic patterns in southern Chilean lakes: the relevance of nutrients and mixing depth. *Revista Chilena de Historia Natural*, 75, 377-393.
- Soto D y H Campos. (1995). Los lagos oligotróficos asociados al bosque templado húmedo del sur de Chile. In *Armesto J, M Khalin & C Villagran. Ecología de los bosques templados de Chile* (pp. 134-148), Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Szabó S, Z Túri y S Márton. (2014). Factors biasing the correlation structure of patch level landscape metrics. *Ecological Indicators*, 36, 1-10.
- Tavares AO, RL Pato y MC Magalhães. (2012). Spatial and temporal land use change and occupation over the last half century in a peri-urban area. *Applied Geography*, 34 (0), 432-444.
- Teillet PM, B Guidon y DG Goodeonugh. (1982). On the slope-aspect correction of multispectral scanner data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 8., 84-106.

- Tu J. (2009). Combined impact of climate and land use changes on streamflow and water quality in eastern Massachusetts, USA. *Journal of Hydrology*, 379 (3–4), 268-283.
- Tucker CJ. (1979). Red and Photographic Infrared Linear Combinations for Monitoring Vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8 (2), 127-150.
- Uuemaa E, Û Mander y R Marja. (2013). Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: A review. *Ecological Indicators*, 28, 100-106.
- Vagen T-G. (2006). Remote sensing of complex land use change trajectories-a case study from the highlands of Madagascar. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 115, 219-228.
- Vicente-Serrano SM, F Pérez-Cabello y T Lasanta. (2008). Assessment of radiometric correction techniques in analyzing vegetation variability and change using time series of Landsat images. *Remote Sensing of Environment*, 112 (10), 3916-3934.
- Wilson K, A Newton, C Echeverría, C Weston y M Burgman. (2005). A vulnerability analysis of the temperate forests of south central Chile. *Biological Conservation*, 122 (1), 9-21.
- Woelfl S, L Villalobos y O Parra. (2003). Trophic parameters and method validation in Lake Riñihue (North Patagonia: Chile) from 1978 through 1997. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76, 459-474.
- Woelfl S. (2007). The distribution of large mixotrophic ciliates (Stentor) in deep North Patagonian lakes (Chile): First results. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 37 (1), 28-36.
- Wu J, D Wang y ME Bauer. (2007). Assessing broadband vegetation indices and QuickBird data in estimating leaf area index of corn and potato canopies. *Field Crops Research*, 102 (1), 33-42.
- Wulder MA, JG Masek, WB Cohen, TR Loveland y CE Woodcock. (2012). Opening the archive: How free data has enabled the science and monitoring promise of Landsat. *Remote Sensing of Environment*, 122 (0), 2-10.
- Xiao X, S Boles, W Frohling, W Salas, B Moore III, C Li, *et al.* (2002). Observation of flooding and rice transplanting of paddy rice fields at the site to landscape scales in China using VEGETATION sensor data. *International Journal of Remote Sensing*, 23, 3009-3022.

ANEXOS

Anexo A. Matrices de confusión para validar clasificaciones supervisadas

Tabla 1A. Matriz de confusión para clasificación del año 1986.

	REFERENCIA								Total	Exactitud Usuario	Error Comisión
	Bosque adulto	Agrícola- Pradera	Renoval	Plantación Exótica	Bosque Achaparrado	Agua	Matorral	Suelo desnudo			
Bosque Adulto	50	0	6	0	0	0	2	0	58	86.2	13.8
Agrícola-Pradera	0	35	0	0	0	0	4	1	40	87.5	12.5
Renoval	2	0	22	0	0	0	2	0	26	84.6	15.4
Plantación Exótica	1	0	2	17	0	0	2	0	22	77.3	22.7
Bosque Achaparrado	0	0	0	0	22	0	5	0	27	81.5	18.5
Agua	0	0	0	0	0	26	0	0	26	100.0	0.0
Matorral	2	3	0	3	3	0	30	0	41	73.2	26.8
Suelo desnudo	0	2	0	0	0	0	0	28	30	93.3	6.7
Total	55	40	30	20	25	26	45	29	270		
Exactitud Productor	90.9	87.5	73.3	85.0	88.0	100.0	66.7	96.6		85.2	
Error Omisión	9.1	12.5	26.7	15.0	12.0	0.0	33.3	3.4			

Tabla 2A. Matriz de confusión para clasificación del año 2011.

	REFERENCIA								Total	Exactitud Usuario	Error Comisión
	Bosque adulto	Agrícola- Pradera	Renoval	Plantación Exótica	Bosque Achaparrado	Agua	Matorral	Suelo desnudo			
Bosque Adulto	60	0	1	4	0	0	3	0	68	88.2	11.8
Agrícola-Pradera	0	38	0	0	0	0	0	1	39	97.4	2.6
Renoval	5	0	47	0	0	0	4	0	56	83.9	16.1
Plantación Exótica	6	0	0	22	0	0	2	0	30	73.3	26.7
Bosque Achaparrado	0	0	0	0	25	0	5	0	30	83.3	16.7
Agua	0	0	0	0	0	62	0	0	62	100.0	0.0
Matorral	0	3	0	0	6	0	29	0	38	76.3	23.7
Suelo desnudo	0	3	0	0	0	0	0	24	27	88.9	11.1
Total	71	44	48	26	31	62	43	25	350		
Exactitud Productor	84.5	86.4	97.9	84.6	80.6	100.0	67.4	96.0		87.7	
Error Omisión	15.5	13.6	2.1	15.4	19.4	0.0	32.6	4.0			

CAPÍTULO 2.

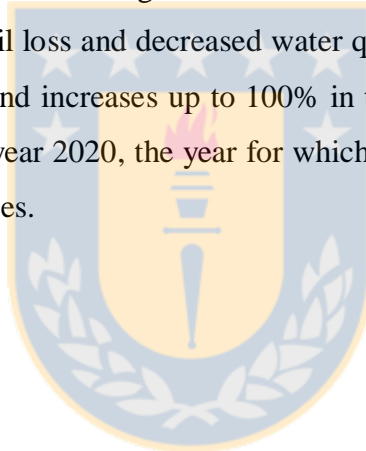
MODELAMIENTO DE LOS IMPACTOS ACTUALES Y FUTUROS DEL CAMBIO DE USOS DE SUELO SOBRE COMPONENTES HIDROLÓGICOS EN LA CUENCA DEL LAGO RUPANCO, REGIÓN DE LOS LAGOS, CHILE

RESUMEN

Los denominados Lagos araucanos o nor patagónicos se localizan dentro de una zona caracterizada por el alto dinamismo en la conversión de sus usos de suelo. Este estudio evaluará cómo los patrones de cambio de uso de suelo han aumentado las tasas de sedimentación, afectando la calidad del agua en uno de estos los lagos en un período de 25 años. El monitoreo temporal fue realizado mediante imágenes satelitales y fotografías aéreas para analizar el cambio en la composición de esta cuenca lacustre, información espacialmente explícita que fue ingresada como una de las diversas variables de entrada hacia el programa N-Spect, el cual modelo a través del tiempo la cantidad de pérdida de suelo (Ton/Ha/Año) y las concentraciones de contaminantes en los cuerpos de agua ($\mu\text{g/L}$). Además fue creado un escenario de deforestación a partir de modelos estadísticos de probabilidad, para ver el impacto futuro que tendría estos sobre los componentes hidrológicos. Los resultados demuestran que los procesos de degradación de las masas boscosas para la habilitación de terrenos agrícolas dentro de la cuenca, resultaron ser los conductores directos del aumento en las tasas de pérdida de suelo y disminución de la calidad del agua. Se registran aumentos de hasta $80 \mu\text{g/L}$ en las concentraciones de Nitrógeno y un incremento de hasta un 100% en las concentraciones de Nitrógeno y Fósforo para el año 2020, año para el cual se espera un incremento de hasta tres veces las tasas de pérdida de suelo en comparación a la actualidad.

ABSTRACT

The so-called Araucanian or North Patagonian Lakes are located within an area characterized by high turnover of land uses. This study will evaluate how changing patterns of land use have increased sedimentation rates, and affected the water quality of these lakes over a period of 25 years. The temporal monitoring was conducted using satellite imagery and aerial photographs to analyze the change in the composition of the lake basin. This spatially explicit information was entered as one of several input variables to the N- Spect program, which models the amount of soil loss (tons/ha/year) and concentrations of pollutants in water bodies ($\mu\text{g/L}$) through time. Also, a scenario of deforestation was created from statistical probability models, to see the future impact of this scenario on hydrological components. The results show that the land degradation by forest clearance for agricultural land within the watershed were the direct drivers of increased rates of soil loss and decreased water quality. Increases of up to $80 \mu\text{g/L}$ in concentrations of nitrogen and increases up to 100% in the concentrations of Nitrogen and Phosphorus were seen for the year 2020, the year for which the soil erosion rates are expected to be three times the current rates.



INTRODUCCION

A nivel mundial las cuencas hidrográficas han sido altamente modificadas debido a los patrones de CUS que las han afectado (Bakker *et al.* 2008; Boix-Fayos *et al.* 2008). Estos cambios se deben en gran medida a la expansión de los cultivos agrícolas, como también de las zonas urbanas e industriales, trayendo una alteración en los componentes hidrológicos de dichas cuencas (Oyarzún *et al.* 1997; Sharma *et al.* 2001; Chávez 2006; Thanapakpawin *et al.* ; Lin *et al.* 2007).

La habilitación de terrenos para la producción agrícola ha llevado a una gran pérdida en la cobertura vegetal, lo que se traduce en una menor intercepción por parte del follaje (Echeverría *et al.* 2007) aumentando la vulnerabilidad de los suelos presentes a ser erosionados por efecto de la excesiva escorrentía superficial por efecto de las lluvias (Bakker *et al.* 2005; Vrieling *et al.* 2008; Mohammad y Adam 2010; Ouyang *et al.* 2010). Este suelo erosionado es transportado hacia los cursos de agua cercanos llevando consigo gran cantidad de fertilizantes entre los que mayormente se encuentran Fósforo y Nitrógeno, los cuales son vertidos sobre los ríos disminuyendo considerablemente la calidad en sus aguas y además a lo largo del tiempo han sido responsables de la aceleración de los procesos de eutrofización de los lagos en los cuales son depositados (Oyarzún *et al.* 1997; Kim *et al.* 2004; Zheng *et al.* 2005; Allan y Castillo 2007; Bakker *et al.* 2008). Por lo tanto, es claro suponer que las concentraciones de nutrientes en los ríos y cuerpos de agua en general está directamente correlacionado al porcentaje de terrenos agrícolas presentes en dichas cuencas (Karlsson *et al.* 1988; Grimvall *et al.* 2000; Stålnacke *et al.* 2003)

Para cuantificar estos procesos se ha hecho cada vez más popular el desarrollo de modelos que permitan predecir las tasas de pérdida de suelo en términos de sedimento en suspensión y de exportación de nutrientes (G Fu *et al.* 2006; De Vente *et al.* 2008; B. Fu *et al.* 2009). La ventaja de estos modelos es que permiten realizar estudios comparativos a escala espacial y temporal (Wilks 1999; Parajuli *et al.* 2009), además de su capacidad de reconstruir disturbios pasados, evaluar condiciones actuales o estimar futuros escenarios de manejo (B Fu *et al.* 2010). Otra ventaja fundamental de estos modelos es que permiten obtener una interfaz

mediante datos de teledetección y/o datos de sistemas de información geográfica (Melesse *et al.* 2003). Esta característica los hacen indispensables y muy precisos para la gestión de recursos naturales, especialmente cuando las áreas a estudiar poseen datos espacialmente dispersos (S Li y Coleman 2005; Datta y Schack-Kirchner 2010). Un grupo de estos modelos son los modelos espacialmente explícitos (Zavala *et al.* 2006) los cuales permiten entender como los patrones espaciales de cambio de uso de suelo se interrelacionan con otras variables incidiendo fuertemente en los componentes hidrológicos de esa cuenca como lo son el caudal, la exportación de nutrientes y la erosión (Thanapakpawin *et al.* 2006; Pistocchi *et al.* 2010).

El modelo N-SPECT (*Non Point Source Pollution and Erosion Comparison Tools*) analiza la relación espacial entre los patrones de paisaje (ya sean naturales o antrópicas) con los aportes de nutrientes y las descargas de sedimentos a los cursos de agua. Además, permite predecir impactos que provocaría a futuro una mayor intensidad en el cambio de uso de suelo sobre la calidad del agua (NOAA 2004). Este modelo puede ser utilizado para evaluar descargas anuales o de acontecimientos específicos teniendo como datos de entrada precipitaciones, elevación e inclinación del terreno (Burke y Sugg 2006).

En Chile, la erosión de suelos constituye en la actualidad unos de los problemas ambientales más significativos del sector silvoagropecuario, especialmente en las zonas del secano costero e interior (Bonilla *et al.* 2010; CIREN 2010). Este problema de la erosión, ha sido abordada por diversas investigaciones en la últimas décadas (Oyarzún 1993; Honorato *et al.* 2001; Bonilla *et al.* 2010), evidenciando el efecto que tiene la remoción de la cobertura vegetal sobre el aumento en las tasas de erosión, llegándose a reportar tasas de pérdida de suelo superiores a las 6 ton/ha/año (Bonilla *et al.* 2010). Además el Centro de información de recursos naturales elaboró a nivel nacional un mapa temático a gran escala sobre los niveles sobre la erosión actual y potencial de los suelos del país (CIREN 2010), el cual reporta las extensas superficies del territorio que presentan altas tasas de pérdida de suelo y más aun las que se proyectan en el futuro.

Por otra parte, diversas investigaciones han reportado sobre el efecto del CUS sobre la calidad del agua en ríos y lagos, principalmente de la zona sur del país (Oyarzún y Huber 2003; Alfaro y Salazar 2005; Oyarzun *et al.* 2007; León-Muñoz *et al.* 2013), principalmente por el aumento de la contaminación de cuerpos de agua por efecto de la excesiva fertilización, tanto en cultivos agrícolas como forestales.

Si bien, estos estudios referentes a la erosión de suelos y contaminación de cuerpos de agua han aportado valiosa información, un gran número de estos han sido de carácter puntual, no tomando en consideración la escala de paisaje a la cual se realizan los CUS; lo cual tiene impacto sobre los procesos que ocurren como la erosión y contaminación de cuerpos de agua. Además son casi nulas aquellas investigaciones que se realizan bajo un enfoque de modelación. Los cuales, si bien solo son una aproximación cercana a la realidad, permiten obtener y actualizar de manera eficaz y conveniente la información para la toma de decisiones sobre el manejo de los recursos naturales (León-Muñoz *et al.* 2013)

Los lagos araucanos se encuentran entre los 39 a 52° de latitud sur en Chile. Se caracterizan por presentar los niveles más altos de oligotrofia (Campos 1984), y por sus bajos niveles de concentración de clorofila, alta transparencia en sus aguas y aparente resistencia a disturbios como aumento en contenido de Fósforo (Soto 2002; Woelfl *et al.* 2003). Sin embargo, las tasas de sedimentación y carga de nutrientes de estos lagos han aumentado como respuesta al reemplazo de bosques por agricultura y de las entradas de aguas residuales provenientes de los centros urbanos (Oyarzún *et al.* 1997; Woelfl *et al.* 2003; Rivas *et al.* 2009; León-Muñoz *et al.* 2013). Por lo cual, resulta de enorme importancia evaluar los patrones espaciales de cambio en la configuración del paisaje y evaluar cómo estos afectan los componentes hidrológicos en estas cuencas, además de predecir cómo se verían alteradas éstas en un futuro próximo si continuaran las tasas actuales de cambio del paisaje.

El objetivo de este estudio fue evaluar la relación entre el CUS y las variaciones en tasas de sedimentación y exportación de nutrientes en la cuenca del lago Rupanco, mediante el uso de técnicas de modelación espacialmente explícita. También se evaluó el impacto futuro en las tasas de erosión y contaminación de los ríos tributarios del lago Rupanco si las tendencias actuales de CUS se mantienen constantes al año 2020.



METODOLOGIA

Área de estudio

Corresponde a la hoya hidrográfica del lago Rupanco ($40^{\circ}43'$ - $41^{\circ}00'S$ y $72^{\circ}10'$ - $72^{\circ}42'O$), la cual posee una superficie de drenaje aproximada de $710,8 \text{ Km}^2$, variando su elevación entre los 120 msnm (punto de salida), hasta los 2310 msnm (Figura 1). El lago Rupanco ha sido catalogado como oligotrófico debido a la alta calidad y transparencia de sus aguas (Oyarzún *et al.* 1997; León-Muñoz *et al.* 2007; León-Muñoz *et al.* 2013), presentando bajos niveles de nutrientes, lo cual ha favorecido su uso en la industria salmonera (León-Muñoz *et al.* 2007). Esta cuenca presenta un fragmento de bosque nativo mayor al 65% de su superficie (León-Muñoz *et al.* 2013), sin embargo se encuentra inmersa dentro de una región potencialmente agropecuaria, la cual posee 2,4 millones de cabezas de ganado, lo cual representa el 45% del total nacional (INE 2001). Esta zona presenta un clima templado lluvioso, con una precipitación promedio anual de 3000 mm (Oyarzún *et al.* 1997). Los suelos de la cuenca son derivados de cenizas volcánicas, los cuales se denominan trumaos (Oyarzún *et al.* 1997; CIREN, 2000), los cuales poseen un gran potencial erosivo (CIREN, 2010).

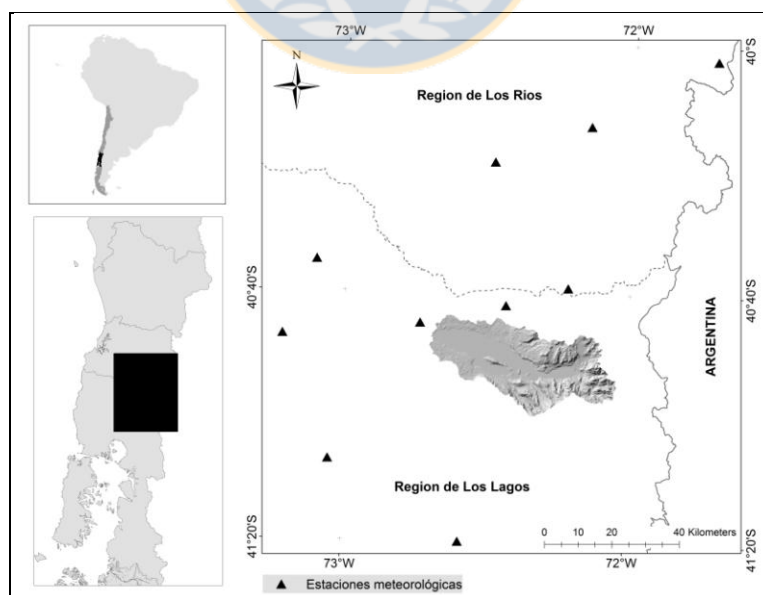


Figura 1. Localización de la cuenca lacustre del lago Rupanco.

Modelo N-SPECT

Desarrollado por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de los Estados Unidos (NOAA), el programa N-Spect (*Non Point Source Pollution and Erosion Comparison Tools*) es un modelo espacialmente explícito que examina las relaciones entre cobertura de suelo, las fuentes contaminantes no puntuales y la erosión (NOAA 2004), mediante la combinación de información del ambiente físico (elevación, inclinación, suelos, y precipitación) (Burke y Sugg 2006). N-Spect es usado como una extensión de Arc GIS 9.3 (ESRI 2009) y posee la ventaja de ser extrapolable a cualquier área de estudio en las cuales se cuente con los insumos básicos para su ejecución, independiente de las superficies que estas posean y la temporalidad del estudio.

Parametrización de N-SPECT

- Coeficiente de Cobertura de suelo (C)

Este factor es usado para reflejar el efecto de los diferentes cultivos y prácticas de manejo en las tasas de erosión. Este factor mide como el potencial de pérdida de suelo será distribuido en el tiempo durante la construcción de actividades, rotación de cultivos, y otros esquemas de manejo (Renard *et al.* 1997; G Fu *et al.* 2006)

Las diferentes clases de uso de suelo/coberturas fueron extraídas de la clasificación supervisada mencionada con anterioridad y los valores de factor de cobertura para cada uno de ellos serán estimados a partir de diversos trabajos realizados en Chile para tales efectos.

- Coeficiente de Erosividad de lluvia (R)

El poder erosivo de la precipitación es tomado en cuenta por el factor de erosividad de la lluvia y caudal (factor R), el cual combina el efecto de la duración, magnitud e intensidad de cada evento de lluvia (Angulo-Martínez y Beguería 2009; Bonilla *et al.* 2010; Bonilla y Vidal 2011) y que produce en mayor a menor grado el arrastre de partículas de suelo dependiendo de las condiciones topográficas y el tipo de suelo (Da Silva 2004).

Para este estudio, el factor R fue calculado usando datos de precipitación diaria mediante la fórmula propuesta por Angulo-Martínez y Beguería, (2009):

$$EI = EI_{30} = (\sum_{r=1}^0 e_r v_r) I_{30} \quad (1)$$

Donde e_r es la unidad de energía de la lluvia ($\text{MJ ha}^{-1} \text{mm}^{-1}$), v_r es el volumen de las precipitaciones (mm) durante un periodo r. Finalmente I_{30} es la máxima intensidad de la lluvia en los primeros 30 minutos del evento (mm h^{-1}). La unidad de energía de la lluvia (e_r) es calculada de la siguiente manera:

$$e_r = 0.29[1 - 0.72 \exp(-0.05i_r)] \quad (2)$$

Donde i_r es la intensidad de la precipitación de todo el intervalo de tiempo (mm h^{-1})

Finalmente el factor R promedio anual correspondió al valor acumulado del producto de las tormentas y la energía cinética para ese período de tiempo (Wischmeier y Smith 1978; Angima *et al.* 2003; Diodato 2004; Eltaif *et al.* 2010; J-H Lee y Heo 2011)

El factor R fue espacializado mediante métodos geoestadísticos, específicamente mediante interpolación topoclimatológica (Buytaert *et al.* 2006; Morales *et al.* 2006; Díaz *et al.* 2010), es decir, se construyó un modelo que evaluó la influencia de la altitud, latitud y cercanía al mar con la cantidad de precipitación medida en cada una de las siguientes estaciones meteorológicas cercanas a las cuencas (Tabla 1).

Tabla 1. Estaciones utilizadas para interpolar datos de precipitaciones y Factor R

Nombre estación	Longitud (UTM)	Latitud (UTM)	Altitud (msnm)	Distancia al mar (km)
Pirihueico en Pirihueico	780092	5563332	720	165
Lago Maihue	742482	5544252	100	134
Lago Ranco	713863	5533978	100	107
Adolfo Matheii	660792	5505728	72	54
Anticura	735309	5496273	300	137
Futacuhuin	716795	5491380	195	118
Rupanco	691273	5486487	122	94
Rio Negro	650452	5483721	70	55
Purranque	655849	5474353	100	61
Frutillar	663689	5446392	142	73
Lago Chapo	702126	5421324	500	26
Puerto Montt	673987	5409132	112	2

- Coeficiente de Erodabilidad de suelo (K)

La erodabilidad es definida como la susceptibilidad del suelo a sufrir erosión, por lo tanto, que un suelo presente mayor erodabilidad que otro depende en gran medida de la textura, estructura y contenido de materia orgánica que tengan estos suelos (Pérez-Rodríguez *et al.* 2007). El factor K de erodabilidad de suelo fue calculado mediante la ecuación y nomograma propuestos por Wischmeier y Smith (Wischmeier y Smith 1978; Mannaerts 1999)

$$K = \frac{[(2.1 \cdot 10^{-4} \cdot (12 - OM) \cdot M^{1.14} + 3.25(S - 2) + 2.5(P - 3))]}{100} \quad (3)$$

Donde K es el factor de erodabilidad del suelo [t./ha.MJ*ha/mm*hr], OM corresponde al porcentaje de materia orgánica, S es el código de estructura del suelo, P es el código de permeabilidad del suelo y finalmente M corresponde al producto de las fracciones del tamaño de las partículas primarias ó (% limo + % arena muy fina) * (100-% arcilla).

Para ambas cuencas, tanto las características físicas como los porcentajes de materia orgánica de cada tipo de suelo serán extraídos de las capas formato *shape* generadas en el estudio agrologico de suelos de Chile realizado por el centro de información de recursos naturales (CIREN 2003)

- Grupos hidrológicos de suelo

Este parámetro está relacionado con el método de la curva número desarrollado por el Servicio de Conservación de Recursos Naturales de Estados Unidos (Reshmidevi *et al.* 2008; Sahu *et al.* 2010), basado en el porcentaje de permeabilidad de los diferentes tipos de suelo cuyo rango varía desde 0 (100% de infiltración) para suelos arenosos hasta 1 (0% de infiltración) para suelos arcillosos (NOAA 2004). Para este estudio los grupos hidrológicos de cada serie de suelo presente en las cuencas estudiadas fueron analizados mediante datos de textura provenientes del centro de información de recursos naturales (CIREN), realizado en el año 2003 para todo el país.

Modelación con escenario futuro

- Generación de matriz de transición usando el modelo Markov

Un proceso Markov es un modelo estocástico que tiene la propiedad de que el sistema actual depende solo del estado inmediatamente anterior y no de la información histórica o externa (L Zhang y Dai 2007; Eckelman y Daigo 2008; R Zhang *et al.* 2011). El análisis por medio de las cadenas de Markov permite obtener una matriz de probabilidad de transición de uso de suelo, es decir, expresa la probabilidad que cada pixel de una clase de uso de suelo pueda cambiar a otra clase o permanecer inalterada en un determinado periodo de tiempo. Para desarrollar esta matriz de probabilidad se utilizó el módulo MARKOV de IDRISI Selva en el cual se evaluó la transición de las clases de uso de suelo desde el año 1986 al año 2011.

- Modelación espacial mediante autómatas celulares

El modelo de autómatas celulares analiza espacialmente los cambios a los cuales fue sometido un pixel de una respectiva cobertura de uso de suelo, el cual depende tanto de su condición inicial como el de sus pixeles vecinos (Guan *et al.* 2011; Yang *et al.* 2012). Esta modelación fue realizada mediante el módulo CA_MARKOV de IDRISI Selva con el fin de crear los mapas de proyección de CUS para el año 2020 los cuales se generaron a partir de tres fuentes distintas de datos (a) mapas de coberturas de uso de suelo del año 2011, (b) matriz de probabilidad de transición desde el año 1986 a 2011, y (c) colección de imágenes de transición idónea para el año 2011.

Validación del modelo

Para validar el modelo N-Spect fueron tomadas muestras de calidad de agua en distintas subcuencas de la cuenca del Lago Rupanco. Se tomaron diversas replicas a distintas profundidades del cauce en botellas plásticas de 500 cc. para evaluar el contenido de nitrógeno total y fosforo total que contenían. Los datos de sedimentos en suspensión fueron extraídos de diversos estudios realizados con anterioridad en la zona, además de información solicitada a la Dirección General de Aguas (DGA), la cual cuenta con diversas estaciones de monitoreo en la cuenca.

La bondad del modelo fue evaluada a través de dos evaluaciones cuantitativas, a) Eficiencia relativa del modelo (E_{rel}) (Krause *et al.* 2005; Thanapakpawin *et al.* 2006) y b) RMSE (Raíz media de los errores al cuadrado).

$$E_{rel} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N \left(\frac{C_i - C'_i}{C_i}\right)^2}{\sum_{i=1}^N \left(\frac{C_i - \bar{C}}{\bar{C}}\right)^2} \quad (4)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (C'_i - C_i)^2} \quad (5)$$

Donde C_i es la concentración de nutrientes observada, C'_i es la concentración de nutrientes simulada, \bar{C} es la media de las concentraciones observadas y N es el total de muestras.

Análisis estadístico a nivel de subcuencas

Para evaluar el efecto del CUS sobre los componentes hidrológicos de esta cuenca lacustre, se analizaron diversas subcuencas presentes en el sector, siendo el tamaño mínimo de estas subcuencas de 100 ha (Figura 2). Estas poseían diferentes características topográficas y configuración espacial de sus usos de suelo. En estas subcuencas se analizaron los cambios en la concentración de sedimentos en suspensión, cambios en la concentración de nitrógeno total y cambios en la concentración de fósforo total en cada una de ellas como variables respuesta. Se crearon cinco variables biogeofísicas que explicaron los cambios en los componentes hidrológicos: a) superficie deforestada (superficie de bosque adulto talado para habilitación de zonas para agricultura/pradera), b) variación de superficie de zonas agrícolas/praderas, c) pendiente media de zonas deforestadas, d) pendiente media de zonas degradadas, e) variación en superficie de matorrales y f) variación de la superficie de bosque secundario. Estas dos últimas variables fueron relacionadas a procesos de degradación de bosque nativo adulto debido a que reportan una disminución de la cobertura de copas de árboles.

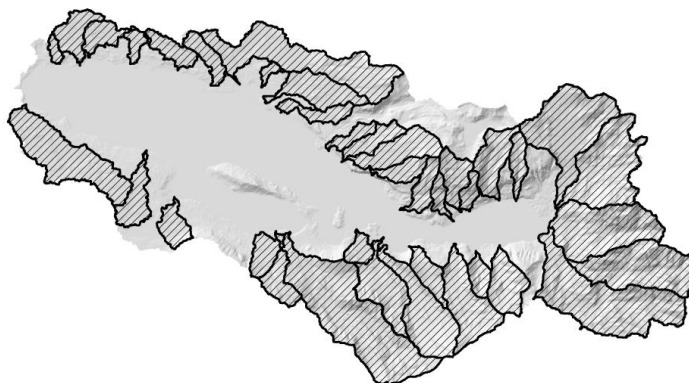


Figura 2. Distribución espacial de las 38 subcuencas seleccionadas para el estudio.

Estas variables fueron analizadas mediante modelos lineales generalizados (GLMs) a través del programa estadístico ©R versión 3.0.1 (Venables *et al.* 2013). La función “drop1” de R fue utilizada para evaluar la significancia estadística de cada una de estas variables en los modelos creados para un p -value < 0.05 mediante un test de distribución χ^2 . Las variables de menor significancia fueron removidas a fin de encontrar el modelo de más parsimonia.

RESULTADOS

Generación de información espacial

En la Figura 2B, ubicada en el apéndice de este trabajo, se detallan espacialmente todas las variables de entrada para realizar las modelaciones de sedimentos y calidad de agua en N-SPECT.

Modelaciones

- Sedimentos en suspensión a nivel de subcuencas

A nivel de subcuencas es posible observar los cambios que han tenido las diferentes subcuencas en la exportación de sedimentos (Ton/ha/año) a lo largo del período de estudio (Figura 3). En el año 1986, el 45% de la subcuencas del Lago Rupanco mantenían tasas de sedimentación menores a 0,5 Ton/ha/año, el 36% poseía tasas entre 0,5 y 1 Ton/ha/año, las subcuencas con valores de erosión entre 1 y 1,5 Ton/ha/años solo alcanzaban el 8 % y aquellas con tasas de erosión mayores a 1,5 Ton/ha/año representaban el 11% del total. Sin embargo hacia el año 2011 todas las subcuencas presentaron tasas de sedimentación mayores a 0,5 Ton/ha/año, dentro de las cuales el 34% presento tasas entre 0,5 y 1 Ton/ha/año, el 44% mostro pérdidas de suelo entre 1 y 1,5 Ton/ha/años y el 32% presento los mayores valores de erosión ($> 1,5$ Ton/ha/año).

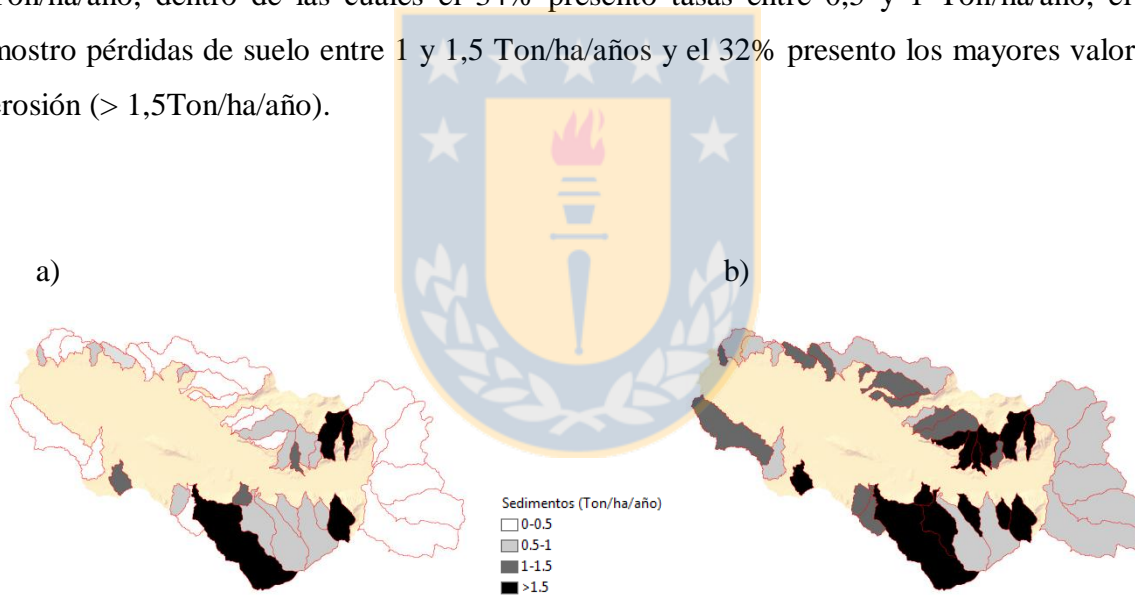


Figura 3. Niveles de exportación de sedimentos (Ton/ha/año) a nivel de subcuena para los años a) 1986 y b) 2011.

Las subcuencas que mostraron un mayor aumento en sus tasas de sedimentación (Figura 3) correspondieron aquellas en que ocurrieron las mayores tasas de degradación de bosque, lo cual queda demostrado a relacionar la superficie de degradación del bosque nativo y el aumento de las tasas de sedimentación que experimentaron cada una de las microcuencas a través del tiempo (Figura 4).

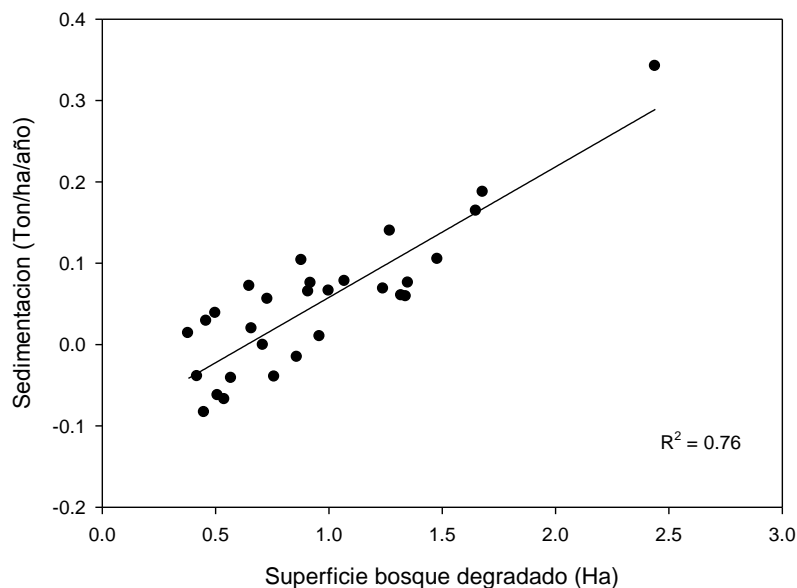


Figura 4. Relación existente entre el aumento de las tasas de sedimentación de cada una de las subcuencas y la degradación del bosque adulto (aumento de superficie de renovales y matorrales, ponderado por la superficie de cada subcuenca)

La sedimentación de cada subcuenca ($P < 0,05$), estuvo positiva y significativamente relacionada con la pendiente media de las áreas sometidas a procesos de degradación del bosque, sumado al aumento de la cobertura de matorrales y renovales dentro de cada subcuenca; es decir, las áreas degradadas en zonas con pendiente estuvieron directamente relacionadas con las tasas de sedimentación de su respectiva subcuenca. Las variables de pérdida de bosque nativo (D.f.= 1, $p = 0.425$), pendiente media de deforestación (D.f.=1, $p = 0.136$) y variación en la superficie de agricultura y pradera (D.f.=1, $p = 0.463$), no resultaron ser significativas en el modelo univariado (Tabla 2).

Tabla 2. Modelo construido en base a variables continuas que explican los procesos de sedimentación en subcuencas del Lago Rupanco.

Variabes Geofísicas	Estimate	Std. Error	t-value	p-value
(Intercept)	0.20644	0.193126	1.069	
Perdida B. Nativo	-1.566054	2.415954	-0.648	n.s
Δ Sup. Matorral	1.847389	0.840647	2.198	0.0388*
Δ Sup. Agrícola	-0.447787	0.6979	-0.642	n.s
Pend. m. defor.	0.007592	0.005408	1.404	n.s
Pend. m. degra.	0.021936	0.007579	2.894	0.008**
Δ Sup. Renoval	21.744706	9.866377	2.204	0.0383*

N=38 puntos ; *p>0.05; **p>0.01; ***p>0.001

Por lo tanto, este modelo estadístico deja de manifiesto que los cambios de sedimentación han estado fuertemente asociados a los cambios de la configuración espacial que han tenido las coberturas de uso de suelo, respuestas que se evidenciaron aun más cuando este cambio de uso de suelo ocurrió en zonas con pendiente

- Concentración de Contaminantes

Nitrógeno

Los niveles de Nitrógeno aumentaron en proporción con las zonas que presentan cultivos agrícolas y praderas ganaderas, en comparación con zonas que presentan formaciones boscosas densas (Figura 5).

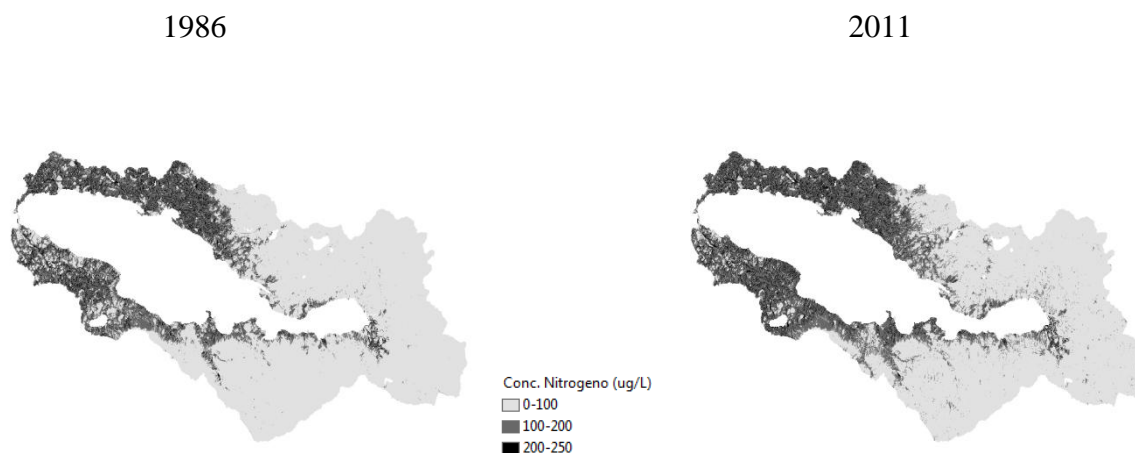


Figura 5. Modelaciones espacialmente explícitas de concentración de nitrógeno ($\mu\text{g/L}$) y rangos de concentración para ambos años.

En 1986 las zonas con concentración de Nitrógeno entre 0 y $100 \mu\text{g/L}$ alcanzaban una superficie de 50335 ha, representando un 73% del total de la cuenca. Sin embargo, 25 años más tarde, un 67% de la cuenca se encontraba en este mismo rango de concentración con una superficie de 46.295 ha. Por otra parte, las zonas que presentan una concentración entre los 100 y $200 \mu\text{g/L}$ aumentaron de 15409 ha a 18675, lo que en términos porcentuales significó un aumento del 5% de la superficie de la cuenca. Finalmente, las zonas con mayor concentración de Nitrógeno (mayores a $200 \mu\text{g/L}$), aumentaron de 3362 ha en 1986 a 4157 ha en el 2011, equivalente a un aumento de 4.8% a 6% de la superficie total de la cuenca.

Fósforo

Se observó un cambio en la configuración espacial de las concentraciones de este nutriente dentro de la cuenca en los últimos 25 años (Figura 6). Los valores máximos modelados para la zona fueron de $50 \mu\text{g/L}$, los cuales correspondieron con los sectores dominados por las coberturas de agricultura y praderas ganaderas.



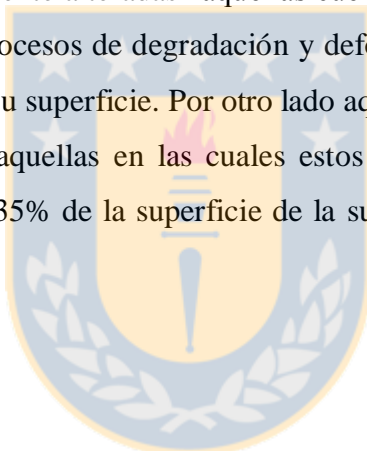
Figura 6. Modelaciones espacialmente explícitas de concentración de Fósforo ($\mu\text{g/L}$) y rangos de concentración para ambos años.

Al año 1986, 52467 ha de la cuenca poseía una concentración de Fósforo inferior a los 20 $\mu\text{g/L}$, equivalente a un 76%. Sin embargo, para el año 2011 las zonas que estaban dentro de este rango de aportes de Fósforo disminuyeron a 49153 ha, lo cual significó una reducción de superficie cercana al 5%. Las zonas con una concentración de Fósforo entre 20 y 35 $\mu\text{g/L}$ aumentaron desde 11464 ha a 13303 ha en el año 2011, lo cual significó un incremento de cercano al 4%. Las zonas que concentraban aportes mayores a 35 $\mu\text{g/L}$ aumentaron alrededor de 1500 ha, traducidos en un incremento porcentual de un 2.1%.

Análisis de contaminantes a nivel de subcuencas.

El cambio en las tasas de exportación de Nitrógeno y Fósforo en cada una de las microcuencas afluentes del lago Rupanco no estuvo solamente relacionada con el aumento de la superficie de las zonas agropecuarias, sino al cambio en los patrones de configuración de todas las clases de uso de suelo que se encontraban presentes. Para demostrar la fuerte relación entre estos cambios en la configuración espacial en la cobertura de usos de suelo y el cambio en la calidad de agua, las 38 subcuencas afluentes del Lago Rupanco fueron agrupadas en 4 grupos según el estado inicial de cobertura que poseían al inicio del estudio y los procesos de cambio de cobertura a la que fueron sometidas en los primeros 25 años de estudio (1986-2011), el primer grupo está compuesto por todas aquellas cuencas que no sufrieron algún tipo de impacto

antrópico sobre su cobertura original, es decir, a lo largo del período evaluado la cobertura predominante fue principalmente bosque nativo (> 75% de la superficie de la cuenca). El segundo grupo corresponde a aquellas cuencas altamente antropizadas, las cuales al año 1986 poseían un uso principalmente agrícola y que además fueron sometidas a procesos de habilitación de terreno aumentando aun mas su superficie cultivada (> 75% de la superficie de la cuenca), estos procesos de habilitación consistieron fundamentalmente en eliminación de matorrales y bosque secundario. Los dos grupos restantes corresponden a aquellas cuencas que originalmente poseían cobertura de bosque adulto, pero que a través del tiempo fueron sometidas a cambios de uso/cobertura de suelo debido principalmente a la expansión de la frontera agrícola dentro de la cuenca lacustre; estos grupos fueron clasificados según el grado de alteración que fue sometido el bosque adulto en cada una de las subcuencas. Fueron denominadas cuencas “fuertemente alteradas” aquellas cuencas en las cuales el bosque adulto presente en la cuenca sufrió procesos de degradación y deforestación entre un 35% a 55% en relación al tamaño original de su superficie. Por otro lado aquellas cuencas denominadas como “levemente alteradas” fueron aquellas en las cuales estos patrones de cambio de cobertura fluctuaron entre un 25% y un 35% de la superficie de la superficie de bosque adulto original (Figura 7).



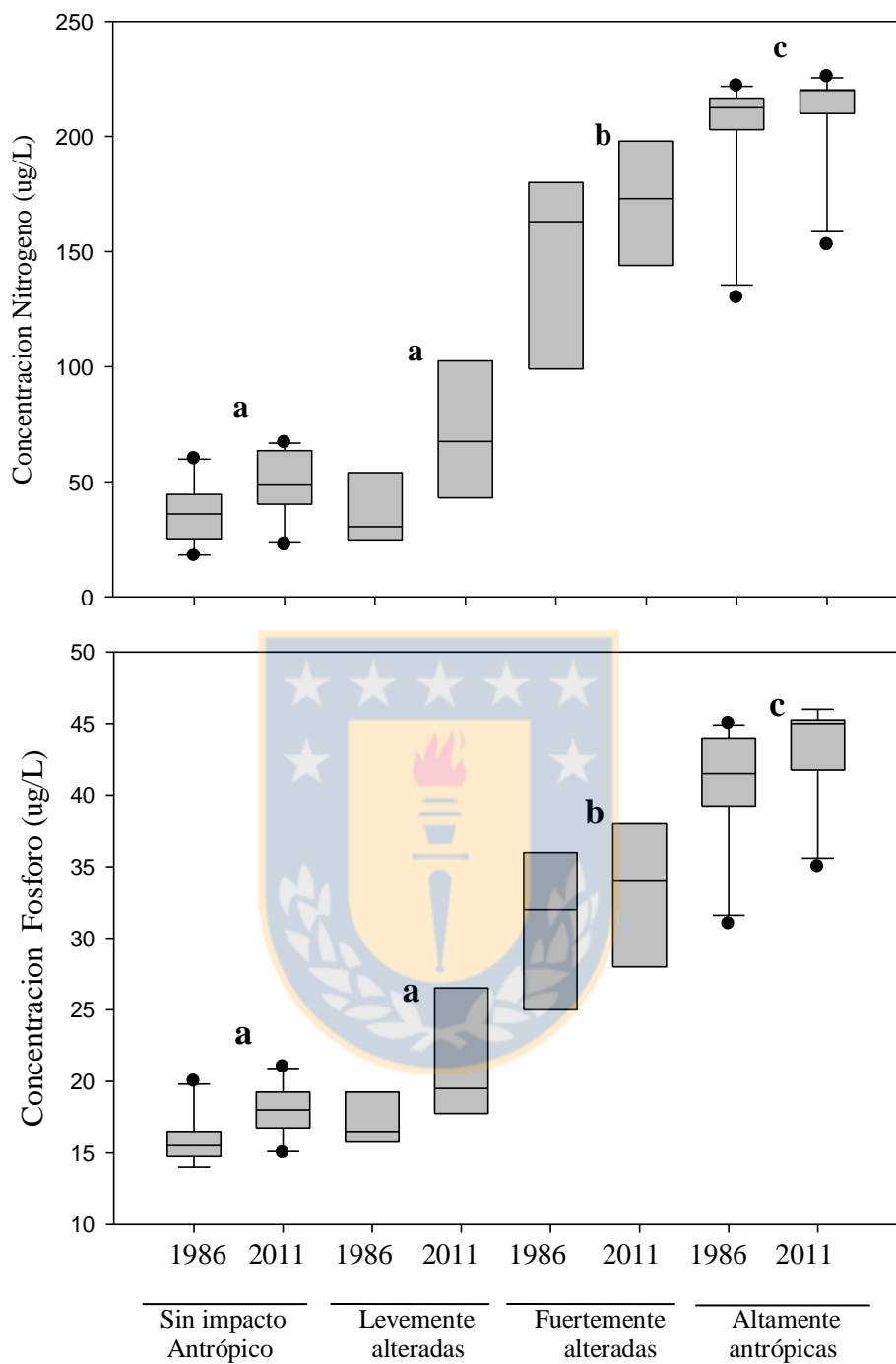


Figura 7. Cambio en las concentraciones de Nitrógeno y Fosforo para los 4 grupos de cuencas. Análisis de significancia entre cuencas a través de test de Tukey $P < 0.05$

Al observar el gráfico de la figura 7, se pueden concluir principalmente tres puntos importantes:

- 1) Las cuencas que no experimentaron procesos antrópicos en el período de estudio presentaron valores bajos en la exportación de nutrientes, tanto en la concentración de Fósforo como de Nitrógeno, lo cual marca la importancia que posee el bosque nativo adulto en la regulación de la calidad del agua.
- 2) Las cuencas altamente antropizadas, contrariamente a las anteriores, en ambos períodos de tiempo presentaron altos valores de concentración de contaminantes en sus aguas, por lo cual el incremento en la exportación de Nitrógeno y Fósforo fue marginal.
- 3) Las cuencas levemente alteradas no presentan diferencias significativas en la exportación de nutrientes con aquellas que no tuvieron intervención antrópica en el período, esta información resulta relevante ya que entrega información acerca del manejo que deben tener las cuencas de la zona de estudio para no alterar la calidad de agua.

Al analizar estadísticamente los conductores que explicaron los cambios en la concentración de Fósforo en el primer período de estudio (1986-2011) en cada una de las 38 subcuencas de la cuenca lacustre del lago Rupanco, es posible observar que esta estuvo fuertemente explicada por la expansión de áreas de producción agrícola y ganadera en zonas con algún grado de pendiente (Tabla 3), ya que ambas variables fueron estadísticamente significativas para el modelo univariado ($p > 0.05$). Las variables pérdida de bosque nativo (D.f.= 1, $p = 0.792$), Pendiente media de degradación (D.f.=1, $p = 0.193$) y variación en la superficie de matorral (D.f.=1, $p = 0.495$), no resultaron ser significativas en el modelo univariado (Tabla 3).

Tabla 3. Modelo construido en base a variables continuas que explican la diferencia de concentración de Fósforo ($\mu\text{g/L}$) en las subcuencas del lago Rupanco.

Variabes Geofísicas	Estimate	Std. Error	t-value	p-value
(Intercept)	-0.89276	0.96656	-0.924	0.3657
PerdidaB. nativo	2.61806	11.44258	0.229	n.s
Pend. m. defor	0.06326	0.02517	2.513	0.0198*
Pend. m. degra	-0.05124	0.03576	-1.433	n.s
Δ Sup. Matorral	-2.39929	3.77066	-0.636	n.s
Δ Sup. Agrícola	66.47019	5.72241	11.616	7.41e-11***
Δ Sup. Renoval	64.81902	46.49098	1.394	n.s

N=38 puntos ; * $p > 0.05$; ** $p > 0.01$; *** $p > 0.001$

Realizado el mismo análisis estadístico, esta vez para explicar los cambios en las concentraciones de Nitrógeno en las subcuencas, es posible observar en la Tabla 4 que al igual que la variaciones de la concentración de Fósforo, estuvo fuertemente ligada al aumento de la superficie agrícola y a la habilitación de tierras para esta actividad, variables que resultaron significativas para el modelo. Las variables pérdida de bosque nativo (D.f. = 1, $p = 0.239$), pendiente media de degradación (D.f. = 1, $p = 0.254$), aumento en la superficie de matorral (D.f. = 1, $p = 0.596$) y aumento de renovales (D.f. = 1, $p = 0.551$) resultaron no significativas para el modelo (Tabla 6).

Tabla 4. Modelo construido en base a variables continuas que explican la diferencia de concentración de Nitrógeno ($\mu\text{g/L}$) en las subcuencas del lago Rupanco.

Variabes Geofísicas	Estimate	Std. Error	t-value	p-value
(Intercept)	-8.1388	10.6428	-0.765	0.4526
Perdida B. nativo	-143.6046	118.6816	-1.21	n.s
Pend. m. defor	0.725	0.2568	2.824	0.0099**
Pend. m. degra	-0.4268	0.3645	-1.171	n.s
Δ Sup. Matorral	21.1839	39.373	0.538	n.s
Δ Sup. Agrícola	659.5171	82.4878	7.995	5.96e-08***
Δ Sup. Renoval	288.8614	476.6327	0.606	n.s

N=38 puntos ; * $p > 0.05$; ** $p > 0.01$; *** $p > 0.001$

Validación de modelación de nutrientes

Al realizar la comparación entre las concentraciones anuales de nutrientes observados con los estimados por el modelo en 15 ríos tributarios del Lago Rupanco (Figura 8), podemos observar que para las concentraciones de Nitrógeno los valores fueron muy bien descritos por el modelo lográndose un rendimiento del modelo de 0.92 y un RMSE de 13.52 $\mu\text{g/L}$.

Al realizar el mismo análisis, esta vez para las concentraciones de Fósforo, el modelo no operó satisfactoriamente (Figura 8), subestimando aproximadamente el 50% de los datos reales tomados el año 2011. Esto queda reflejado mediante el coeficiente de rendimiento el cual solo alcanzó un 0.73, esto debido a la poca información disponible para la calibración del modelo. Sin embargo el RMSE fue bajo en comparación a modelo de Nitrógeno (solo 3.16 $\mu\text{g/L}$), esto se explica por lo bajas concentraciones de Fósforo que son exportados por la cuenca lo que hace que la diferencia entre los valores observados versus los valores simulados sean también muy bajas.

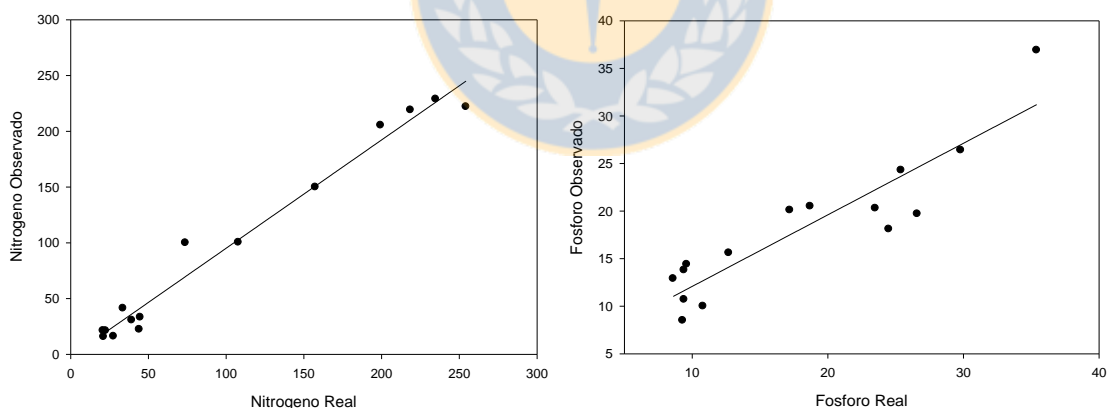


Figura 8. Comparación entre las concentraciones observadas y estimadas para a) Nitrógeno y b) Fósforo.

Escenario futuro (año 2020)

Al realizar la modelación de las coberturas al año 2020 manteniendo las tendencias de cambios actuales, es posible observar que la principal contribución al cambio neto en este periodo fue la conversión del 63% de renovales a matorrales (Figura 9), otra importante trayectoria de cambio neto fue la conversión del 15% de bosque adulto a renovales. Finalmente es posible observar el aumento de las zonas agropecuarias en la cuenca, las cuales fueron atribuidas a una pérdida del 16% de la superficie de matorrales aumentando la frontera agrícola a zonas con mayor rango de pendiente, principalmente a sectores de hasta un 25% de pendiente como promedio.

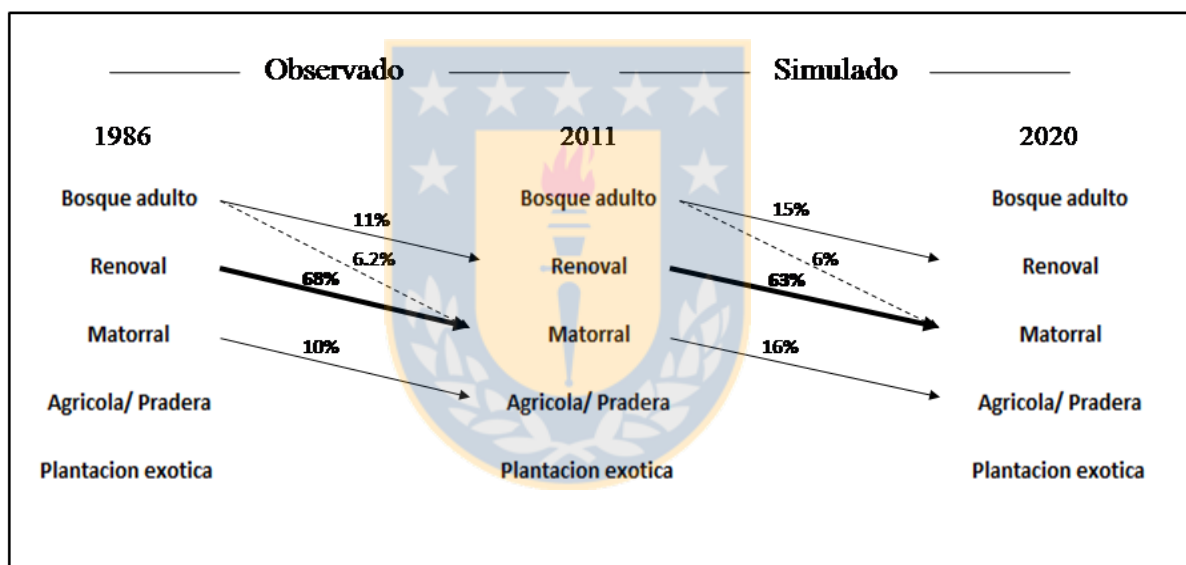


Figura 9. Principales trayectorias de cambio de coberturas y sus contribuciones al cambio neto en porcentaje (> 5%). Período 2011-2020 simulado en base a cadenas de Markov.

Debido a que el año 2020 fue simulado tomando como año inicial el año 2011 y asumiendo una probabilidad de transición de coberturas igual a la ocurrida entre el año 1986 y 2011, fueron excluidos de esta simulación factores físicos y antrópicos como los utilizados en modelos logísticos multivariados; sin embargo, esta modelación fue analizada como una primera aproximación a la configuración del paisaje al año 2020, a partir de la cual se generó el factor de cobertura vegetal para realizar la simulación de aportes de sedimento en suspensión y exportación de nutrientes para ese año.

Modelación con escenario futuro de cambio de cobertura

La variación en las concentraciones de Nitrógeno muestra que el 71% de la subcuencas no experimentó un aumento mayor al 35% respecto a la concentración del año 2011 (Figura 10). Por contraparte solo el 8% de las subcuencas experimentó un aumento superior al 70% en sus concentraciones. Estos patrones de aumento en el porcentaje, fueron relativamente similares a las diferencias de concentraciones de Fósforo. Las cuencas que experimentaron mayor variación en sus concentraciones coinciden espacialmente con las zonas donde existió la mayor probabilidad de cambio de uso de suelo, principalmente por el efecto que produce la expansión agrícola.

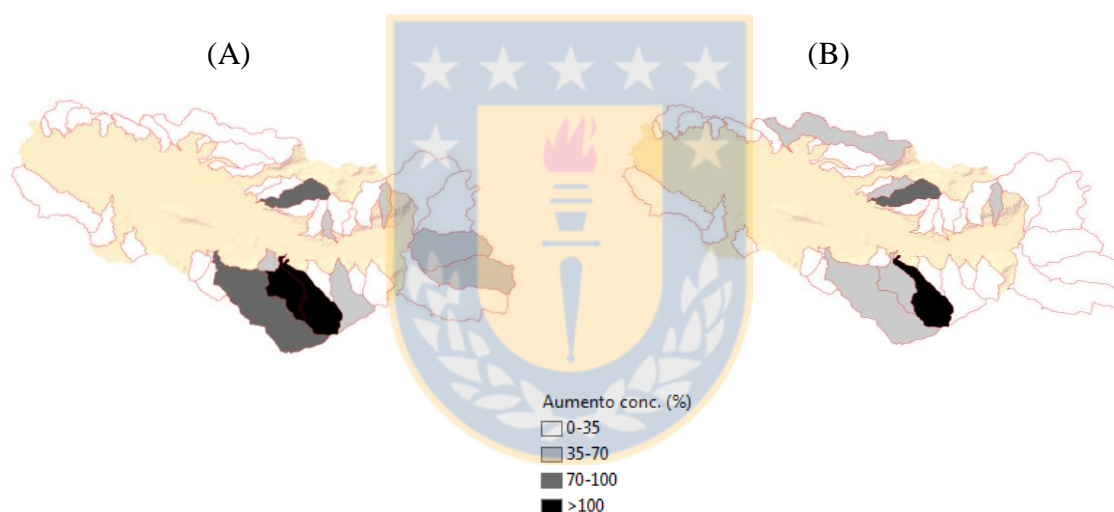


Figura 10. Aumento porcentual en las concentraciones entre los años 2011 y 2020 para a) Nitrógeno y b) Fósforo.

Con respecto a la pérdida de suelo, las subcuencas que experimentaron una mayor erosión (Ton/ha/año), siguieron el mismo patrón que el aumento de la concentración de nutrientes (Figura 11), es decir, aquellas subcuencas en las cuales es más alta la probabilidad de ser sometida a procesos de cambios de uso de suelo. Al año 2020 el 55% de las subcuencas estudiadas poseían un incremento mayor a una Ton/ha/año con respecto a las tasas evaluadas el año 2011. Por contraparte, solo el 18% de la subcuencas sufrió leves aumentos en su exportación de sedimentos.

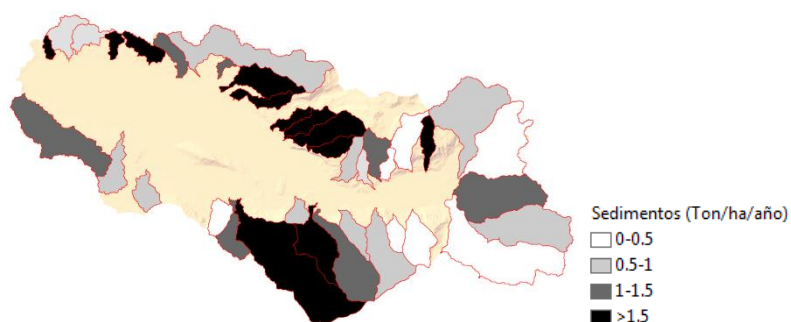


Figura 11. Categorización del aumento en la erosión (ton/ha/año) en el periodo 2011-2020 para cada una de las subcuencas analizadas en este estudio.

Las modelación de erosión y contaminantes para el año 2020 indicó el impacto que provocará a futuro si se mantienen las tasas actuales de deforestación y degradación. Los niveles de concentración de Nitrógeno y Fósforo en las subcuencas del lago Rupanco se elevaran por sobre un 100%, mientras que las tasas de erosión aumentarían hasta tres veces respecto a las obtenidas al año 2011

DISCUSION

Relación espacial entre coberturas de usos de suelo y calidad de agua

Diversos estudios han demostrado la estrecha relación existente entre la superficie ocupada por terrenos agrícolas y zonas urbanas con la calidad de agua en ríos o lagos cercanos a éstas (Stålnacke *et al.* 2003; S-W Lee *et al.* 2009; León-Muñoz *et al.* 2013). Los resultados obtenidos para cada uno de los dos años de esta investigación (1986 y 2011) reflejan esta relación debido a que las subcuencas que exhibieron la más alta calidad de agua, fueron aquellas cubiertas en mayor porcentaje por zonas boscosas. En cambio aquellas subcuencas que se encontraban en los sectores más bajos de la cuenca lacustre, inmersa dentro de una matriz agrícola, presentaron los más altos valores de concentración de Nitrógeno y Fósforo.

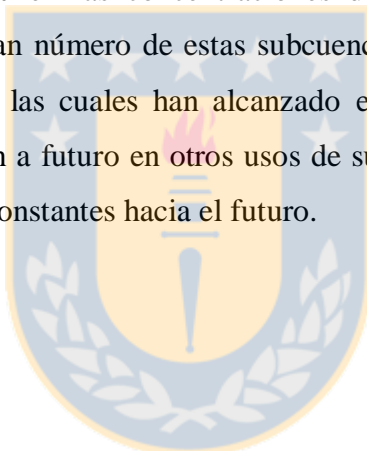
Por otra parte, al analizar a escala temporal (período entre 1986 y 2011), se observan aumentos por sobre el 100% en la concentración de contaminantes en relación al inicio del periodo, registrándose valores de 200 $\mu\text{g/L}$ de Nitrógeno y 40 $\mu\text{g/L}$ en los afluentes de aquellas subcuencas que presentaron una pérdida de bosques adultos y secundarios por sobre el 35% de su superficie (Figura 9), principalmente debido a procesos de deforestación por efecto de la habilitación de cultivos agrícolas y degradación de las masas boscosas por la extracción de leña. En aquellas subcuencas que mantuvieron inalteradas sus masas de bosque adulto y secundario, la concentración de contaminantes en los ríos tributarios fue marginal, registrando concentraciones de 25 $\mu\text{g/L}$ y 14 $\mu\text{g/L}$ para Nitrógeno y Fósforo respectivamente (Figura 9); los cuales son similares a los encontrados por Oyarzún *et al.* (1997) quienes reportan valores cercanos en cuatro subcuencas del Lago Rupanco, las cuales alcanzan los 314 $\mu\text{g/L}$ y 28,7 $\mu\text{g/L}$ respectivamente en cuencas dominadas por agricultura y praderas ganaderas, y concentraciones de 131,1 $\mu\text{g/L}$ de Nitrógeno y 12,3 $\mu\text{g/L}$ de Fósforo para una cuenca con un 98% de cobertura boscosa. Investigaciones recientes reportan un incremento en los últimos años en los niveles de exportación de nutrientes, principalmente por la excesiva fertilización indiscriminada (Palma *et al.* 2004; Alfaro y Salazar 2005); efectos de esta fertilización son reportados por Ribbe *et al.* (2008) en zonas agrícolas del estero Pocochay en Chile central, quienes reportan tasas de exportación anual de nitrógeno hasta 4800 $\mu\text{g/L}$ en promedio.

Relación espacial entre cobertura suelo y tasas de sedimentación.

El efecto que tiene la pérdida de cobertura vegetal, ya sea por causas naturales o antrópicas, sobre el aumento en las tasas de pérdida de suelo en cuencas de todo el mundo ha sido estudiada y demostrada por diversos investigadores bajo enfoques empíricos o modelaciones (Bakker *et al.* 2008; Lastoria *et al.* 2008; M Li *et al.* 2009; Casalí *et al.* 2010). Los resultados bajo enfoques de modelación, dentro de la cuenca del Lago Rupanco reflejan que el efecto entre el patrón de CUS y los procesos erosivos es aún más notorio, debido a que las subcuencas que sufrieron procesos de deforestación y degradación en zonas con pendientes moderadas y altas (mayor a 20%), presentaron un aumento considerablemente en las tasas de pérdida de suelo por efecto de la erosión hídrica, en comparación a aquellas subcuencas en las cuales estos procesos de ocurrieron en sectores mas planos. Estas tasas de erosión se vieron favorecidas además por las características de erodabilidad media que poseen los suelos de la cuenca por su textura franco-limosa (CIREN 2003), registrándose tasas de pérdida de suelo superiores a 1.5 Ton/ha/año en el 63% de las subcuencas circundantes al Lago Rupanco, principalmente aquellas ubicadas en los sectores cordilleranos de la cuenca, en las cuales su superficie boscosa fue degradada hacia bosques secundarios y matorrales (Tabla 4). Estos valores son inferiores a los registrados por Bonilla *et al.*(2010) quienes reportan valores de hasta 8 Ton/ha/año para la zona central de Chile debido a la menor cobertura arbórea que la presente en el sur del país. Por otra parte, CIREN (2010) reporta los riesgos de erosión actual y potencial para el país, caracterizando la zona cercana al Lago Rupanco como una zona de erosión moderada a alta señalando que existe un riesgo latente de sufrir erosión severa si se mantienen las tasas de CUS.

Escenarios futuros

La simulación de cambio de uso de suelo, proyectado hasta el año 2020, indica un aumento constante en la habilitación de suelos para la agricultura y praderas ganaderas, así mismo el bosque nativo muestra una tendencia a la degradación dando origen a masas de bosque secundario y matorral. Los resultados de este estudio concuerdan con otros estudios realizados mediante diversos enfoques de modelación los que reportan un incremento en las tasas de deforestación y degradación del bosque siempreverde del sur de Chile (Echeverría *et al.* 2008; Marín *et al.* 2011). CUS proyectados para el futuro en la cuenca permiten identificar nuevas áreas más propensas a ser erosionadas y/o contaminadas por efecto de la excesiva exportación de nutrientes. Para el año 2020, el modelo indica que solo el 8% de las subcuencas presentan un aumento por sobre el 70% en las concentraciones de Nitrógeno y Fósforo, esta baja cantidad se debe a que una gran número de estas subcuencas se encuentran inmersas en una matriz de praderas ganaderas, las cuales han alcanzado el máximo nivel de antropización, siendo imposible su conversión a futuro en otros usos de suelo; razón por la cual las tasas de exportación de nutrientes son constantes hacia el futuro.



CONCLUSION

La presente investigación ha sido exitosa en generar información relevante para la toma de decisiones y manejo a escala de paisaje mediante un enfoque de modelamiento espacialmente explícito. El estudio identificó los procesos de deforestación y degradación de las masas boscosas como los principales conductores del aumento en las tasas de pérdida anual de suelo, así como de las concentraciones de Nitrógeno y Fósforo en las subcuencas del Lago Rupanco.

Así también, se pudo observar que el paisaje nor-patagónico es dinámico en término de CUS en los últimos 25 años, lo que produjo un aumento en las tasas de sedimentación y la disminución de la calidad del agua de sus afluentes. En la cuenca del Lago Rupanco la concentración de nutrientes no presentó diferencias significativas entre aquellas subcuencas que se mantuvieron inalteradas respecto a aquellas que presentaron deforestación hasta un 25% de su superficie. Sin embargo, El crecimiento de los niveles en la concentración de Nitrógeno y Fósforo en los afluentes del Lago Rupanco aumentan sobre un 100% en aquellas subcuencas altamente sometidas a CUS. Sumado a ello, los aportes de la industria salmo-acuícola presente en el lago, podría disminuir la calidad de sus aguas alcanzando niveles críticos. De mantenerse las tasas actuales de CUS, al año 2020 la pérdida de suelo podría aumentar hasta tres veces las concentraciones de nutrientes modeladas al año 2011.

Con esta investigación, se demuestran las ventajas de la utilización de modelos espacialmente explícitos, los cuales ayudados con datos de teledetección permiten evaluar eficientemente a nivel espacial y temporal, cómo los cambios en la configuración del paisaje afectan los componentes hidrológicos en ríos y lagos a diversas escalas.

REFERENCIAS

- Alfaro M y F Salazar. (2005). Ganadería y contaminación difusa, implicancias para el sur de Chile. *Agricultura Técnica*, 65 (3), 330-340.
- Allan JD y MM Castillo. (2007). *Stream Ecology. Structure and function of running waters* (Second Edition ed.). Springer.
- Angima SD, DE Stott, MK O'Neill, CK Ong y GA Weesies. (2003). Soil erosion prediction using RUSLE for central Kenyan highland conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 97, 295-308.
- Angulo-Martínez M y S Beguería. (2009). Estimating rainfall erosivity from daily precipitation records: A comparison among methods using data from the Ebro Basin (NE Spain). *Journal of Hydrology*, 379, 111-121.
- Bakker MM, G Govers, C Kosmas, V Vanacker, Kv Oost y M Rounsevell. (2005). Soil erosion as a driver of land-use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105 (3), 467-481.
- Bakker MM, G Govers, A van Doorn, F Quetier, D Chouvardas y M Rounsevell. (2008). The response of soil erosion and sediment export to land-use change in four areas of Europe: The importance of landscape pattern. *Geomorphology*, 98 (3-4), 213-226.
- Boix-Fayos C, J de Vente, M Martínez-Mena, GG Barberá y V Castillo. (2008). The impact of land use change and check-dams on catchment sediment yield. In (Vol. 22, pp. 4922-4935). John Wiley & Sons, Ltd.
- Bonilla C, JL Reyes y A Magri. (2010). Water erosion prediction using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) in a GIS framework, central Chile *Chilean Journal of Agricultural Research*, 70 (1), 159-169.
- Bonilla C y K Vidal. (2011). Rainfall erosivity in Central Chile. *Journal of Hydrology*, 410 (12), 126-133.
- Burke L y Z Sugg. (2006). Modelamiento Hidrológico de la Descarga de las Cuencas Hidrológicas en el Arrecife Mesoamericano. *World Resorces Institute*.
- Buytaert W, R Celleri, P Willems, BD Bièvre y G Wyseure. (2006). Spatial and temporal rainfall variability in mountainous areas: A case study from the south Ecuadorian Andes. *Journal of Hydrology*, 329, 413-421.
- Campos H. (1984). Limnological study of Araucanian lakes (Chile) *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Limnologie*, 22, 1319-1327.

- Casalí J, R Giménez, J Díez, J Álvarez-Mozos, J Del Valle de Lersundi, M Goñi, *et al.* (2010). Sediment production and water quality of watersheds with contrasting land use in Navarre (Spain). *Agricultural Water Management*, 97 (10), 1683-1694.
- CIREN. (2003). ESTUDIO AGROLOGICO. Descripciones de suelos materiales y simbolos. X Región. *ISBN, Publicación 123*.
- CIREN. (2010). Determinación actual y potencial de los suelos de Chile. Region de Los Lagos. *Sintesis de resultados*, 151.
- Chávez R. (2006). Modelling Soil Erosion Risk in Los Maribios Volcanic Chain, Nicaragua. *Spring*, 25, 50-56.
- Da Silva AM. (2004). Rainfall erosivity map for Brazil. *CATENA*, 57 (3), 251-259.
- Datta P y H Schack-Kirchner. (2010). Erosion relevant topographical parameters derived from different DEMs- A comparative study from the Indian Lesser Himalayas *Remote Sensing*, 2, 1941-1961.
- De Vente J, J Poesen, G Verstraeten, A Van Rompaey y G Govers. (2008). Spatially distributed modelling of soil erosion and sediment yield at regional scales in Spain. *Global and Planetary Change*, 60 (3-4), 393-415.
- Díaz D, L Morales, G Castellaro y F Neira. (2010). Topoclimatic modeling of thermopluviometric variables for the Bío Bío and La Araucanía regions , Chile. *ChileanJar*, 70 (4), 604-615.
- Diodato N. (2004). Estimating RUSLE's rainfall factor in the part of Italy with a Mediterranean rainfall regime *Hydrology & Earth System Sciences*, 8, 103-107.
- Eckelman MJ y I Daigo. (2008). Markov chain modeling of the global technological lifetime of copper. *Ecological Economics*, 67 (2), 265-273.
- Echeverría C, DA Coomes, M Hall y AC Newton. (2008). Spatially explicit models to analyze forest loss and fragmentation between 1976 and 2020 in southern Chile. *Ecological Modelling*, 212 (3-4), 439-449.
- Echeverría C, A Huber y F Taberlet. (2007). Estudio comparativo de los componentes del balance hídrico en un bosque nativo y una pradera en el sur de Chile. *Bosque*, 28 (3), 271-280.
- Eltaiif NI, MA Gharaibeh, F Al-Zaitawi y MN Alhamad. (2010). Approximation of Rainfall Erosivity Factors in North Jordan. In (Vol. 20, pp. 711-717).
- ESRI. (2009). Environmental Systems Research Institute, Inc. In, 380 New York St., Redlands, CA92373-8100, USA.

- Fu B, LTH Newham y JB Field. (2009). Modelling erosion and sediment delivery from unsealed roads in southeast Australia. *Mathematics and Computers in Simulation*, 79 (9), 2679-2688.
- Fu B, LTH Newham y CE Ramos-Scharrón. (2010). A review of surface erosion and sediment delivery models for unsealed roads. *Environmental Modelling & Software*, 25 (1), 1-14.
- Fu G, S Chen y DK McCool. (2006). Modeling the impacts of no-till practice on soil erosion and sediment yield with RUSLE, SEDD, and ArcView GIS. *Soil and Tillage Research*, 85 (1-2), 38-49.
- Grimvall A, P Stålnacke y A Tonderski. (2000). Time scales of nutrient losses from land to sea -- a European perspective. *Ecological Engineering*, 14 (4), 363-371.
- Guan D, H Li, T Inohae, W Su, T Nagaie y K Hokao. (2011). Modeling urban land use change by the integration of cellular automaton and Markov model. *Ecological Modelling*, 222, 3761-3772.
- Honorato R, L Barrales, I Peña y F Barrera. (2001). Evaluación del modelo USLE en la estimación de la erosión en seis localidades entre la IV y IX región de Chile *Ciencia e Investigación Agraria*, 28, 7-14.
- INE. (2001). Estudio de la ganadería bovina en las Provincias de Valdivia, Osorno y Llanquihue. In I. N. d. Estadísticas (Ed.), (pp. 65), Santiago, Chile.
- Karlsson G, A Grimvall y M Löwgren. (1988). River basin perspective on long-term changes in the transport of nitrogen and phosphorus. *Water Research*, 22 (2), 139-149.
- Kim L-H, E Choi, K-I Gil y MK Stenstrom. (2004). Phosphorus release rates from sediments and pollutant characteristics in Han River, Seoul, Korea. *Science of The Total Environment*, 321 (1-3), 115-125.
- Krause P, DP Boyle y F Bäse. (2005). Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Advances in Geosciences*, 5, 89-97.
- Lastoria B, F Miserocchi, A Lanciani y G Monacelli. (2008). An estimated Erosion Map for the Aterno-Pescara River Basin. *European Water*, 21/22, 29-39.
- Lee J-H y J-H Heo. (2011). Evaluation of estimation methods for rainfall erosivity based on annual precipitation in Korea. *Journal of Hydrology*, 409, 30-48.
- Lee S-W, S-J Hwang, S-B Lee, H-S Hwang y H-C Sung. (2009). Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Landscape and Urban Planning*, 92 (2), 80-89.

- León-Muñoz J, C Echeverría, R Marcé, W Riss, B Sherman y J Iriarte. (2013). The combined impact of land use change and aquaculture on sediment and water quality in oligotrophic Lake Rupanco (North Patagonia, Chile, 40.8°S). *Journal of Environmental Management*, 128, 283-291.
- Li M, Z Li, W Yao y P Liu. (2009). Estimating the erosion and deposition rates in a small watershed by the ¹³⁷Cs tracing method. *Applied Radiation and Isotopes*, 67 (2), 362-366.
- Li S y D Coleman. (2005). Modeling distributed GIS data production workflow. *Computers, Environment and Urban Systems*, 29 (4), 401-424.
- Lin Y-P, N-M Hong, P-J Wu, C-F Wu y PH Verburg. (2007). Impacts of land use change scenarios on hydrology and land use patterns in the Wu-Tu watershed in Northern Taiwan. *Landscape and Urban Planning*, 80 (1-2), 111-126.
- Mannaerts C. (1999). Factores de erosión. Módulo 11: Degradación de suelos. *ITC. Curso de Postgrado en lavantamiento de recursos hídricos. Notas de clase y ejercicios., CLAS. Cochabamba. Bolivia*
- Marín SL, L Nahuelhual, C Echeverría y WE Grant. (2011). Projecting landscape changes in southern Chile: Simulation of human and natural processes driving land transformation. *Ecological Modelling*, 222 (15), 2841-2855.
- Melesse A, W Graham y J Jordan. (2003). Spatially distributed watershed mapping and modeling: Gis-based storm runoff response and hydrograph analysis: Part 2. *Journal of Spatial Hydrology*, 3 (2), 1-28.
- Mohammad AG y MA Adam. (2010). The impact of vegetative cover type on runoff and soil erosion under different land uses. *CATENA*, 81 (2), 97-103.
- Morales L, F Canessa, C Mattar, R Orrego y F Matus. (2006). Caracterización y zonificación edáfica y climática de la región de Coquimbo, Chile *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 6 (3), 52-74.
- NOAA. (2004). Tutorial for the Nonpoint Source Pollution and Erosion Comparison Tools (N-SPECT).
- Ouyang W, F Hao, AK Skidmore y AG Toxopeus. (2010). Soil erosion and sediment yield and their relationships with vegetation cover in upper stream of the Yellow River. *Science of The Total Environment*, 409 (2), 396-403.
- Oyarzún C. (1993). Evaluación del modelo U.S.L.E para predecir pérdidas de suelo en áreas forestadas de la cuenca del río Bío-Bío *Bosque*, 14 (1), 45-54.

- Oyarzun C, C Aracena, P Rutherford, R Godoy y A Deschrijver. (2007). Effects of Land Use Conversion from Native Forest to Exotics Plantations on Nitrogen and Phosphorus Retention in Catchments of Southern Chile *Water Air Soil Pollut*, 179, 341-350.
- Oyarzún C, H Campos y A Huber. (1997). Exportacion de nutrientes en microcuencas con distinto uso del suelo en el sur de Chile (Lago Rupanco, X Región). *Revista Chilena de Historia Natural*, 70, 507-519.
- Oyarzún C y A Huber. (2003). Nitrogen export from forested and agricultural watershed of southern Chile. *Gayana Botánica*, 60 (1), 63-68.
- Palma G, A Sánchez, Y Olave, F Encina, R Palma y R Barra. (2004). Pesticide levels in surface waters in an agricultural-forestry basin in Southern Chile. *Chemosphere*, 57., 763-770.
- Parajuli PB, NO Nelson, LD Frees y KR Mankin. (2009). Comparison of AnnAGNPS and SWAT model simulation results in USDA-CEAP agricultural watersheds in south-central Kansas. In (Vol. 23, pp. 748-763). John Wiley & Sons, Ltd.
- Pérez-Rodríguez R, MJ Marques y R Bienes. (2007). Spatial variability of the soil erodibility parameters and their relation with the soil map at subgroup level. *Science of The Total Environment*, 378, 166-173.
- Pistocchi A, DA Sarigiannis y P Vizcaino. (2010). Spatially explicit multimedia fate models for pollutants in Europe: State of the art and perspectives. *Science of The Total Environment*, 408 (18), 3817-3830.
- Renard KG, GR Foster, GA Weesies, DK McCool y DC Yoder. (1997). Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). . *USDA-Agriculture Handbook, No. 703*.
- Reshmidevi TV, R Jana y TI Eldho. (2008). Geospatial estimation of soil moisture in rain-fed paddy fields using SCS-CN-based model. *Agricultural Water Management*, 95, 447-457.
- Ribbe L, P Delgado, E Salgado y WA Flügel. (2008). Nitrate pollution of surface water induced by agricultural non-point pollution in the Pochay watershed, Chile. *Desalination*, 226 (1-3), 13-20.
- Rivas Y, C Oyarzún, R Godoy y E Valenzuela. (2009). Mineralización del nitrógeno, carbono y actividad enzimática del suelo en un bosque de *Nothofagus obliqua* (Mirb) Oerst y una plantacion de *Pinus radiata* D. Don. del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82, 119-134.
- Sahu RK, SK Mishra y TI Eldho. (2010). Comparative evaluation of SCS-CN-inspired models in applications to classified datasets. *Agricultural Water Management*, 97, 749-756.

- Sharma T, PVS Kiran, TP Singh, AV Trivedi y RR Navalgund. (2001). Hydrologic response of a watershed to land use changes: a remote sensing and GIS approach. *Remote Sensing*, 22 (11), 2095-2108.
- Soto D. (2002). Oligotrophic patterns in southern Chilean lakes: the relevance of nutrients and mixing depth. *Revista Chilena de Historia Natural*, 75, 377-393.
- Stålnacke P, A Grimvall, C Libiseller, M Laznik y I Kokorite. (2003). Trends in nutrient concentrations in Latvian rivers and the response to the dramatic change in agriculture. *Journal of Hydrology*, 283 (1-4), 184-205.
- Thanapakpawin P, J Richey, D Thomas, S Rodda, B Campbell y M Logsdon. (2006). Effects of landuse change on the hydrologic regime of the Mae Chaem river basin, NW Thailand. *Journal of Hydrology*, 334 (1-2), 215-230.
- Venables WN, DM Smith y RC Team. (2013). An Introduction to R. Notes on R: A Programming Environment for Data Analysis and Graphics. Version 3.0.1.
- Vrieling A, SM de Jong, G Sterk y SC Rodrigues. (2008). Timing of erosion and satellite data: A multi-resolution approach to soil erosion risk mapping. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 10 (3), 267-281.
- Wilks DS. (1999). Simultaneous stochastic simulation of daily precipitation, temperature and solar radiation at multiple sites in complex terrain. *Agricultural and Forest Meteorology*, 96 (1-3), 85-101.
- Wischmeier WH y DD Smith. (1978). *Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning*. United States Department of Agriculture (Vol. 537). United States Government Printing Office Washington, DC.
- Woelfl S, L Villalobos y O Parra. (2003). Trophic parameters and method validation in Lake Riñihue (North Patagonia: Chile) from 1978 through 1997. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76, 459-474.
- Yang X, X-Q Zheng y L-N Lv. (2012). A spatiotemporal model of land use change based on ant colony optimization, Markov chain and cellular automata. *Ecological Modelling*, 233 (0), 11-19.
- Zavala MA, R Díaz-Sierra, D Purves, GE Zea y IR Urbieto. (2006). Modelos espacialmente explícitos *Revista Científica y Técnica de Ecología y Medioambiente*, 15, 88-99.
- Zhang L y S Dai. (2007). Application of Markov model to environmental fate of phenanthrene in Lanzhou Reach of Yellow River. *Chemosphere*, 67 (7), 1296-1299.
- Zhang R, C Tang, S Ma, H Yuan, L Gao y W Fan. (2011). Using Markov chains to analyze changes in wetland trends in arid Yinchuan Plain, China. *Mathematical and Computer Modelling*, 54, 924-930.

Zheng F, X He, X Gao, C-e Zhang y K Tang. (2005). Effects of erosion patterns on nutrient loss following deforestation on the Loess Plateau of China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 108 (1), 85-97.



ANEXOS

Tabla 1A. Valores de calibración para coberturas de uso de suelo y curva numero según textura de suelo

Coberturas	Valores curva numero				RUSLE
	CN-A	CN-B	CN-C	CN-D	Factor C
Agricultura	0.7	0.92	0.96	0	0.24
Pradera	0.5	0.9	0.95	0	0.08
Bosque Adulto	0.5	0.89	0.95	0	0.004
Matorrales	0.55	0.89	0.97	0	0.01
Suelo desnudo	0.77	0.9	0.97	1	1
Agua	0	0	0	0	0
Bosque achaparrado	0.65	0.9	0.97	0.97	0.09
Renovales (B. Secundario)	0.6	0.91	0.97	0.98	0.05
Plantaciones exóticas	0.5	0.8	0.89	0.88	0.01

Tabla 2A. Valores de erosión a nivel de subcuencas

Subcuencas	Erosión (Ton/ha/año)		
	1986	2011	2020
1	0.22	0.93	1.61
2	0.33	1.09	3.86
3	0.83	1.25	2.86
4	1.95	3.63	3.85
5	0.31	0.81	2.41
6	1.73	3.12	3.43
7	0.96	2.61	3.94
8	0.78	0.94	3.47
9	0.89	0.99	2.12
10	2.32	3.23	6.93
11	0.22	1.46	3.04
12	0.22	0.76	1.65
13	0.23	0.74	1.62
14	0.55	1.12	3.14
15	0.36	1.22	2.65
16	0.3	1.18	4.28
17	0.55	1.9	3.87
18	1.78	4.22	7.12
19	1.01	2.33	3.78
20	1.34	2.68	3.44
21	0.29	0.94	1.46
22	0.85	2.12	3.08
23	0.56	1.55	1.92
24	0.5	1.23	2.43
25	1.1	2.1	2.83
26	0.41	1.37	3.71
27	0.28	0.73	3.55
28	0.12	1.19	2.38
29	0.22	0.88	3.33
30	0.67	1.05	1.15
31	1.45	2.93	3.54
32	1.5	1.96	2.65
33	0.53	1.45	1.97
34	0.31	0.71	1.55
35	0.44	0.88	1.36
36	0.5	0.94	2.27
37	0.38	0.53	1.24
38	0.27	0.59	0.83

Tabla3A. Valores de Concentración de Nitrógeno y Fosforo a nivel de subcuencas

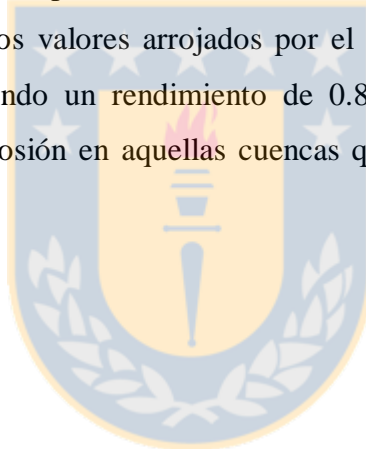
Subcuencas	Concentración Nitrógeno ($\mu\text{g/L}$)			Concentración Fosforo ($\mu\text{g/L}$)		
	1986	2011	2020	1986	2011	2020
1	130	153	170	31	35	55
2	180	194	210	41	39	43
3	40	63	110	20	21	37
4	20	23	30	15	15	16
5	210	210	250	44	45	50
6	17	26	33	14	17	23
7	33	59	120	17	19	23
8	21	24	37	13	14	16
9	28	50	101	19	24	53
10	27	44	78	16	17	25
11	99	130	160	25	28	40
12	215	220	230	43	45	45
13	209	221	229	40	46	48
14	211	216	223	40	42	43
15	214	220	225	41	45	45
16	180	198	200	36	38	38
17	72	100	110	23	25.7	25
18	18	32	47	14	16	17
19	21	40	50	15	17	18
20	26	44	51	16	18	18
21	185	210	224	37	41	41
22	163	200	204	33	37	38
23	17	25	32	14	14	17
24	28	110	121	16	26	26
25	30	49	57	16	18	19
26	220	220	230	45	45	48
27	215	220	236	42	46	47
28	222	224	230	44	45	45
29	165	173	187	32	34	35
30	39	50	62	18	19	20
31	48	75	106	18	20	23
32	126	146	162	27	29	31
33	99	144	157	23	27	27
34	18	21	24	15	17	18
35	20	28	35	16	16	17
36	30	48	75	18	21	23
37	24	26	31	14	16	19
38	27	33	51	23	25	30

APENDICES

Calibración del Modelo

Los valores de concentración de nutrientes y sedimentación para realizar la calibración del modelo N-SPECT, fueron adquiridos mediante revisión bibliográfica de investigaciones reportadas para la zona de estudio. Las investigaciones realizadas por Oyarzún *et al.* (1997); Oyarzún y Huber (2003) y León-Muñoz *et al.* (2013), resultaron claves para la realización de la investigación debido a la poca existencia de datos, tanto de erosión como de exportación de nutrientes.

La calibración del modelo; comparando las cuencas analizadas por las investigaciones recientemente señaladas con los valores arrojados por el modelo, indican que este tuvo un buen comportamiento alcanzando un rendimiento de 0.8. En general el modelo tendió a sobreestimar los valores de erosión en aquellas cuencas que poseen una pendiente mayor a 60%.



1B. Mapas de datos de entrada para el modelo espacialmente explícito.

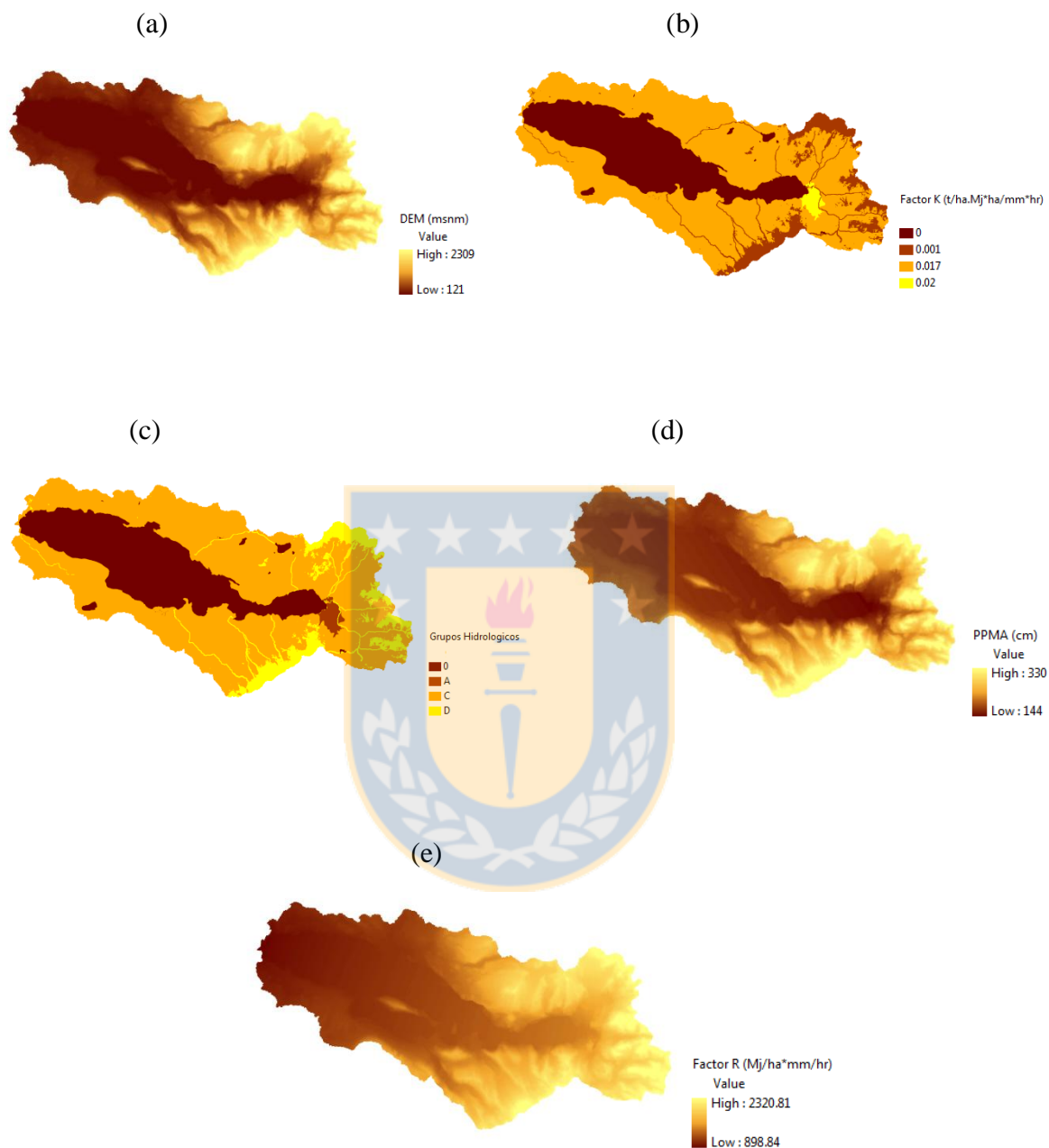


Figura 1B. Información espacial generada para modelación del año 2011. a) Modelo digital de terreno (DEM), b) Factor de erodabilidad de suelo, c) Grupos hidrológicos de suelo, d) Precipitación media anual y e) Factor de erosividad de lluvia.

DISCUSION GENERAL

Los patrones de CUS demostrados en esta investigación demuestran que si bien existe un grado de alteración menor en términos de pérdida de masas boscosas, en comparación al valle y cordillera de la costa de la zona centro sur del país, donde se ha reemplazado casi la totalidad de bosque nativo existente por plantaciones exóticas de rápido crecimiento (Echeverría *et al.* 2006; Aguayo *et al.* 2009; Newton *et al.* 2009), estas han provocado un impacto negativo en la morfología de la cuenca lacustre del lago Rupancho, la que a su vez a incidido en los componentes hidrológicos de ésta (Oyarzún *et al.* 1997; León-Muñoz *et al.* 2007; León-Muñoz *et al.* 2013). Diversos estudios han reportado el efecto nocivo del aumento de las áreas urbanas y terrenos agropecuarios dentro de cuencas hidrológicas, indicando que estos terrenos juegan un rol clave en la disminución de la calidad en sistemas acuáticos cercanos, además de la alteración y lixiviación de las primeras capas del suelo, generando un arrastre excesivo suelos contaminados (White y Greer, 2006; Lee *et al.* 2009). En este sentido, la región de Los Lagos al ser una zona netamente ganadera, la cual representa el 45% del mercado de carne del país (INE, 2001), demanda extensas zonas de praderas con pastos de buena calidad durante todo el año. Por este motivo se ha hecho cada vez más común el uso de fertilizantes en grandes cantidades tanto en la industria agrícola como en la ganadera (Palma *et al.* 2004). Además, a estas concentraciones se le suman los nutrientes aportados al suelo por la orina de los animales, convirtiéndose en potenciales fuentes no puntuales de contaminación. Alfaro y Salazar (2005), señalan que estas fuentes difusas son tan peligrosas como las directas, debido a que se presentan en grandes cantidades y por períodos estacionales por las actividades agrícolas, efecto que podría ser devastador debido a las intensas precipitaciones que caen en la región y que producen altas tasas de lixiviación de los suelos, arrastrando los sedimentos contaminados hacia los cursos de agua cercanos, elevando las cantidades de Nitrógeno y Fósforo en los cursos de agua (León-Muñoz *et al.* 2007)

Las tasas de sedimentación y exportación de nutrientes simuladas para las microcuencas del lago Rupanco representan a la fecha valores pequeños en cuanto a la alteración de los componentes hidrológicos, sin embargo la modelación de escenario futuro entrega valores de críticos tanto de sedimentos en suspensión como de niveles de Nitrógeno y Fósforo en ríos tributarios. Por lo tanto se hace necesario contar con políticas que apoyen actividades claves para la mantención del recurso hídrico por sobre las actividades productivas (León-Muñoz *et al.* 2013); Es decir, regulación de la aplicación de fertilizantes en la agricultura, incrementando estas regulaciones en zonas cercanas a riberas de ríos o lagos; promover las actividades reforestación en zonas ribereñas, las cuales actúan como filtros ante las excesivas tasas de contaminantes transportadas por los ríos y además disminuyen las tasas de erosión; evitar la deforestación de cabeceras de cuencas y limitar la expansión agrícola con restricción de pendientes (Ceccon, 2003); todo lo anterior sumado a una mayor educación ambiental y apoyo económico de los pequeños propietarios agrícolas y forestales.

Los lagos del sur de Chile poseen especial importancia, pues en ellos se sostiene el sector salmonero del país, por lo que una disminución de la calidad de agua de estos a futuro puede llegar a ser perjudicial para el sector económico nacional. León-Muñoz *et al.* (2007), confirman esta teoría, señalando que resulta imperativo realizar nuevos estudios científicos que permitan actualizar la información ya existente y comprender como el crecimiento de la industria salmo-acuícola ha repercutido en la calidad medioambiental de los lagos del sur de Chile, y como esta contribución relativa ha evolucionado en relación a otras fuentes no puntuales como la agricultura, la ganadería y la descargas de las ciudades.

CONCLUSION GENERAL

La zona que alberga los lagos araucanos (nor- patagónicos) en el sur del país ha sido altamente intervenida a través de las últimas décadas. Este estudio ha demostrado satisfactoriamente a escala de paisaje, la estrecha relación entre los patrones espaciales y los procesos ecológicos que ocurren en una cuenca lacustre, específicamente el impacto que tienen los primeros sobre los segundos a través del tiempo.

Los cambios en la configuración del paisaje ocurridos dentro de la cuenca lacustre del lago Rupanco, principalmente a partir de procesos de degradación del bosque nativo y habilitación de terrenos agrícolas eliminando masas de bosque nativo adulto, produjeron considerables cambios en los componentes hidrológicos de esta cuenca, medidos en términos de disminución en la calidad de agua (aumento en los niveles de Fósforo y Nitrógeno) y pérdida de suelo fértil por efecto de la erosión hídrica debido a las altas precipitaciones caídas en la zona. Efectos que se intensifican (hasta tres veces) al realizar una proyección de los CUS que tendrá esta cuenca en un futuro próximo.

Los resultados de este trabajo demuestran la urgente necesidad de contar con investigaciones que aborden espacialmente los efectos que han producido los CUS sobre la provisión servicios ecosistémicos en diversas cuencas del país, evaluando con mayor énfasis aquellas cuencas oligotróficas ubicadas en zonas que han tenidos altas tasas de transformación y desarrollo. Información que debe ser acompañada de políticas que regulen la eliminación de bosques nativos en zonas cercanas a cursos de agua.

REFERENCIAS GENERALES

- Aguayo M, A Pauchard, G Azócar y O Parra. (2009). Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82, 361-374.
- Alberti M, D Booth, K Hill, B Coburn, C Avolio, S Coe, *et al.* (2007). The impact of urban patterns on aquatic ecosystems: An empirical analysis in Puget lowland sub-McGarigal-basins. *Landscape and Urban Planning*, 80 (4), 345–361.
- Alfaro M y F Salazar. (2005). Ganadería y contaminación difusa, implicancias para el sur de Chile. *Agricultura Técnica*, 65 (3), 330-340.
- Altamirano A, C Echeverría y A Lara. (2007). Efecto de la fragmentación forestal sobre la estructura vegetal de las poblaciones amenazadas de *Legrandia concinna* (Myrtaceae) del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 80, 27-42.
- Armenteras D, F Gast y H Villareal. (2003). Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation*, 113, 245-256.
- Camus P. (2006). Ambiente, Bosques y gestión forestal en Chile. 1541-2005. Colección Sociedad y cultura. Santiago, Chile. 386 p.
- Cayuela L, JMR Benayas y C Echeverría. (2006). Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the Highlands of Chiapas, Mexico (1975–2000). *Forest Ecology and Management*, 226 (1–3), 208-218.
- Ceccon E. (2003). Los bosques ribereños y la restauración y conservación de las cuencas hidrográficas. *Ciencias*, 72, 46-53.
- Echeverría C, D Coomes, J Salas, JM Rey-Benayas, A Lara y A Newton. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation*, 130 (4), 481-494.
- Echeverría C, D Coomes, M Hall y AC Newton. (2008). Spatially explicit models to analyze forest loss and fragmentation between 1976 and 2020 in southern Chile. *Ecological Modelling*, 212, 439-449
- Gerbens-Leenes PW, S Nonhebel y MS Krol. (2010). Food consumption patterns and economic growth. Increasing affluence and the use of natural resources. *Appetite*, 55 (3), 597-608.
- Harvey M y S Pilgrim. (2011). The new competition for land: Food, energy, and climate change. *Food Policy*, 36, Supplement 1 (0), S40-S51.

- INE. (2001). Estudio de la ganadería bovina en las Provincias de Valdivia, Osorno y Llanquihue. Instituto Nacional de Estadísticas (Ed.), Santiago, Chile. 65 pp.
- Lee SW, SJ Hwang, SB Lee, HS Hwang y HC Sung. (2009). Landscape ecological approach to the relationship of landuse patterns in watershed to water quality characteristics. *Landscape and Urban Planning*, 92, 80-89.
- León-Muñoz J, C Echeverría, R Marcé, W Riss, B Sherman y J Iriarte. (2013). The combined impact of land use change and aquaculture on sediment and water quality in oligotrophic Lake Rupanco (North Patagonia, Chile, 40.8°S). *Journal of Environmental Management*, 128, 283-291.
- León-Muñoz J, D Tecklin, A Farías y S Díaz. (2007). Salmonicultura en los Lagos del Sur de Chile - Ecorregión Valdiviana. Historia, tendencias e impactos mediambientales *Sociedad Chilena de Limnología*, 40.
- Mendoza ME, E López-Granados, D Geneletti, DR Pérez-Salicrup y V Salinas. (2011). Analysing land cover and land use change processes at watershed level: A multitemporal study in the Lake Cuitzeo Watershed, Mexico (1975-2003). *Applied Geography*, 31, 237-250.
- Millenium EA. (2005a). Ecosystems and Human well-being: Biodiversity synthesis. Washington (D.C.). *World Resorces Institute*.
- Nahuelhual L, A Carmona, A Lara, C Echeverría y ME González. (2012). Land-cover change to forest plantations: Proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landscape and Urban Planning*, 107 (1), 12-20.
- Newton A, R Hill, C Echeverria, D Golicher, JMR Benayas, L Cayuela, *et al.* (2009). Remote sensing and the future of landscape ecology. *Progress in Physical Geography*, 33 (4), 528-546.
- Oyarzún CE y A Huber.(2003). Nitrogen export from forested and agricultural watershed of southern Chile. *Gayana Botanica*, 60 (1), 63-68.
- Oyarzún C, H Campos y A Huber. (1997). Exportacion de nutrientes en microcuencas con distinto uso del suelo en el sur de Chile (Lago Rupanco, X Región). *Revista Chilena de Historia Natural*, 70, 507-519.
- Palma G, A Sánchez, Y Olave, F Encina, R Palma y R Barra. (2004). Pesticide levels in surface waters in an agricultural-forestry basin in Southern Chile. *Chemosphere*, 57., 763-770.
- Patterson NW y N Hoalst-Pullen. (2011). Dynamic equifinality: The case of south-central Chile's evolving forest landscape. *Applied Geography*, 31, 641-649.

- Ribbe L, P Delgado, E Salgado y WA Flügel. (2008). Nitrate pollution of surface water induced by agricultural non-point pollution in the Pochay watershed, Chile. *Desalination*, 226 (1–3), 13-20.
- Rao NS, ZM Easton, EM Schneiderman, MS Zion, DR Lee, TS Steenhuis. (2009). Modeling watershed-scale effectiveness of agricultural best management practices to reduce phosphorus loading. *Journal of Environmental Management*, 90, 1385-1395.
- Rask KJ y N Rask. (2011). Economic development and food production- consumption balance: A growing global challenge. *Food Policy*, 36 (2), 186-196.
- Schneider UA, P Havlík, E Schmid, H Valin, A Mosnier, M Obersteiner, *et al.* (2011). Impacts of population growth, economic development, and technical change on global food production and consumption. *Agricultural Systems*, 104 (2), 204-215.
- Schulz JJ, L Cayuela, C Echeverria, J Salas y JM Rey Benayas. (2010). Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975–2008). *Applied Geography*, 30 (3), 436-447.
- Su WZ, CL Gu, GS Yang, S Chen y F Zhen. (2010). Measuring the impact of urban sprawl on natural landscape pattern of the Western Taihu Lake watershed, China. *Landscape and Urban Planning*, 95(1–2), 61–67.
- White MD y KA Greer. (2006). The effects of watershed urbanization on the stream hydrology and riparian vegetation of Los Peñasquitos Creek, California. *Landscape and Urban Planning*, 74, 125-138.
- Wirsenius S, C Azar, G Berndes. (2010). How much land is need for global food production under scenarios of dietary changes and livestock productivity increases in 2030?. *Agricultural Systems*, 103 (9), 621-638.
- Zhu JZ y A Mazumder. (2008). Estimating nitrogen export in response to forest vegetation, age and soil types in two coastal-forested watershed in British Columbia. *Forest Ecology and Management*, 255, 1945-1959.