

**UNIVERSIDAD CATOLICA DE LA SANTISIMA CONCEPCION
FACULTAD DE INGENIERIA- FACULTAD DE CIENCIAS
MAGISTER EN MEDIO AMBIENTE**



**CUANTIFICANDO EL APORTE TERRÍGENO AL LAGO LANALHUE, REGIÓN DEL BIOBÍO-CHILE,
MEDIANTE EL USO DE INDICADORES ORGÁNICOS E INORGÁNICOS**

RAMÓN SEBASTIAN BUSTAMANTE ORTEGA

**INFORME DE PROYECTO DE TITULO PARA OPTAR AL GRADO DE
MAGISTER EN MEDIO AMBIENTE**

Profesor Guía : Dr. Sergio Contreras Quintana

Profesor Informante
Interno : Dr. Juan A. Placencia

Profesor Informante
Externo : Dr. Alberto Araneda Castillo

Concepción, Mayo 2017

Calificaciones

Informe de proyecto de habilitación de grado para optar al grado de Magister en Medio Ambiente. Título de la tesis: “Cuantificando el aporte terrígeno al Lago Lanalhue, región del Biobío-Chile, mediante el uso de indicadores orgánicos e inorgánicos”. Facultad de Ingeniería - Facultad de Ciencias de la Universidad Católica de la Santísima Concepción.

Comisión Evaluadora:

Dr. Sergio Contreras Quintana.

Profesor Guía

Facultad de Ciencias

Universidad Católica de la Santísima

Concepción

Dr. Juan A. Placencia

Profesor Informante Interno

Facultad de Ciencias

Universidad Católica de la Santísima

Concepción

Dr. Alberto Araneda Castillo

Profesor Informante Externo

Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile

Universidad de Concepción

Ministro de Fe

Facultad de Ciencias

Universidad Católica de la Santísima

Concepción

Dedicatoria

A todos mis seres queridos y amigos, sin su apoyo anónimo yo nunca hubiera estado en esta instancia de crecimiento profesional.

*No pierdas la esperanza hasta el último momento,
si desistes todo se habrá terminado
Profesor Ansai*

Agradecimientos

Agradezco a Dios, a mis padres y a mi señora Karina por ser mi soporte durante mi travesía de obtener el grado de Magister, su apoyo fue fundamental y solamente ellos son mudos testigos del tiempo que tuve que sacrificar por la meta de seguir obteniendo nuevas herramientas y conocimientos que me permitirán seguir mi camino de investigador en el área ambiental.

A mi profesor guía, Sergio Contreras Quintana y a su equipo de laboratorio, representado por Yazmin Pino y Eduardo Tejos, quienes me guiaron e instruyeron en el desarrollo de este documento, sin lugar a dudas para alguien ajeno a la química, no hubo mejores mentores que se pudiera pedir.

Finalmente, se reconoce y agradece el financiamiento de esta tesis de Magister al proyecto Fondecyt 1160719 y a Forestal Arauco Zona Centro, representada por el jefe de la Unidad de Agua y Biodiversidad Don Boris Fica Gallardo.

Resumen

Los lagos proveen un amplio rango de servicios ecosistémicos, entre los cuales se puede destacar el abastecimiento de agua, la generación de energía y biomasa, la recreación, la navegación, el hábitat para la vida salvaje, la recarga de acuíferos, entre muchos otros. En contraste a lo que ocurre en los lagos pre-cordilleranos Andinos de la región del Biobío, donde el agua presenta bajo contenido de nutrientes (oligotróficos) por la baja influencia humana, los lagos costeros presentan un mayor impacto de las actividades humanas que pueden llegar a alterar su función ecosistémica.

El lago Lanalhue es un lago costero en el cual se ha reportado un avanzado estado de eutrofización, lo que lo convierte en un lugar de estudio interesante para comprender la dinámica del aporte de materia orgánica e inorgánica que recibe, derivado de la alta intervención antrópica en su hoya hidrográfica por los cambios de uso de suelo. Este estudio utilizó dos aproximaciones distintas sobre un núcleo de sedimento, la primera correspondió al análisis granulométrico e inorgánico (opal litogénico) y la segunda al análisis orgánico (ceras de hojas). Adicionalmente, una reconstrucción de los cambios de uso de suelo que ha tenido la cuenca del lago Lanalhue, desde 1975 al 2009, por medio de imágenes satelitales Landsat se utilizó como apoyo en la interpretación de los resultados.

Ambas aproximaciones usadas en esta investigación reflejaron que el lago Lanalhue ha estado en una constante depositación de sedimentos de origen terrígeno (índice de preferencia del número de carbono $CPI > 1$ en todo el núcleo de sedimento), donde el tipo de uso que ha predominado al interior de la cuenca ha controlado su aporte. Se identificaron 2 intervalos en el núcleo de sedimento entre 60 - 50 cm y 20 - 5 cm de profundidad con cambios importantes en la acumulación y tipo de sedimento, donde los valores de densidad, porcentaje de humedad y granulometría indicaron una menor densidad asociado a la presencia de arenas, las que favorecieron la acumulación de agua.

Las imágenes satelitales confirmaron el cambio de uso en la cuenca, con vegetación nativa ocupando alrededor de un 24% en el año 1975 y un 17% en el año 2009. Reducción asociada a un incremento en las plantaciones, que para el año 1975 correspondió a un 28% y aumentando hasta un 46% en el año 2009. Los datos son interpretados en función de los cambios en las condiciones ambientales y vegetación debido al cambio de uso reportado.

Abstract

Lakes provide a wide range of ecosystem services, including water supply, energy and biomass generation, recreation, navigation, wildlife habitat, recharge of aquifers, among many others ecosystem services. Andean lakes of the Biobío region are different than the coastal because nutrient content in the water are low (oligotrophic) due low human influence because high human impact change the conditions to eutrophic.

Lake Lanalhue is a coastal lake in which an advanced state of eutrophication has been reported, which makes it an interesting place to study the dynamics of the contribution of organic and inorganic matter that receives, focusing on the effect of anthropogenic impact due to changes in land use. This study used two different approaches using a sediment core, first using grain size and inorganic analysis (lithogenic opal) and second the organic analysis (leaf waxes). In addition, the study determine main changes in the land use of the Lanalhue lake basin from 1975 to 2009 using Landsat satellite imagery supporting the result interpretations.

Both approaches used in this investigation showed that Lanalhue Lake has been in a constant deposition of sediments of terrigenous origin (preference index of the carbon number $CPI > 1$ in all sediment core), where changes in the land use has controlled its contribution. Two intervals were identified in the sediment core between 60-50 cm and 20-5 cm depth with significant changes in the accumulation and sediment type, where the values of density, moisture percent and granulometry indicated a lower density associated with presence of sands, which allowed water accumulation.

The satellite images confirmed the change of land use in the watershed, with native vegetation occupying around 24% in 1975 and 17% in 2009. Reduction associated with an increase in plantations, which for 1975 corresponded to 28% and increasing to 46% in 2009.

The core data are interpreted as a function of changes in environmental conditions and vegetation due to the change in reported land use.

Índice de Contenidos

I.	Introducción	1
II.	Objetivos	3
2.1	Objetivo principal	3
2.2	Objetivos específicos	3
III.	Estado del Arte o Antecedentes	4
3.1	Descripción del área de estudio	4
3.2	Cambios de usos y su identificación con imágenes satelitales	6
3.3	Métodos para cuantificar el origen de los sedimentos.....	8
3.4	Datación de los sedimentos	13
IV.	Materiales y Métodos	15
4.1	Área de estudio, selección del punto y extracción del núcleo de sedimento.....	15
4.2	Sub-muestreo del núcleo de sedimento y preparación de las muestras.....	15
4.3	Calculo de la densidad total seca y porcentaje de humedad.....	16
4.4	Análisis de alcanos.....	17
4.5	Análisis de silica litogénica	19
4.6	Geocronología radioisotópica (Plomo 210Pb)	19
4.7	Calculo de la cartografía histórica por medio de imágenes Landsat	20
4.8	Análisis estadístico	20
V.	Resultados	22
5.1	Precipitaciones del área de estudio, descripción visual del núcleo de sedimento y batimetría local	22
5.2	Cartografía histórica por medio de imágenes Landsat entre 1975 hasta el 2009	27
5.3	Geocronología radioisotópica (Plomo 210Pb)	32
5.4	Densidad total seca y porcentaje de humedad del núcleo de sedimento.....	32
5.5	Resultados de granulometría, n-alcanos, silica litogénica y diatomeas.....	33
5.6	Análisis de componentes principales para las muestras de sedimento	37

VI.	Discusión	39
VII.	Conclusiones – Recomendaciones.....	46
VIII.	Referencias Bibliográficas	48

Índice de Ecuaciones

Ecuación 1 para la densidad total seca (DTS)	17
Ecuación 2 para el porcentaje de humedad	17
Ecuación 3 para la sumatoria de las ceras de hoja (alcanos).....	19
Ecuación 4 para el cálculo del índice de preferencia del número de carbono (CPI)	19
Ecuación 5 para la estandarización de las variables	21

Índice de Figuras

Figura 1. Localización del lago Lanalhue dentro de la región del Biobío. Fuente: Elaboración propia.	5
Figura 2. Cronología de los satélites Landsat. Fuente: USGS (2013).	7
Figura 3. Lípidos de cera vegetal en sedimentos oceánicos (Fuente: adaptado de Eglinton y Eglinton, 2008).	12
Figura 4. Localización de las estaciones meteorológicas de la DGA cercanas al lago Lanalhue. 1: Cañete, 2: Contulmo y 3: río Leiva en puente camino a Contulmo.	22
Figura 5. Distribución de las precipitaciones anuales en el tiempo, para las estaciones de Cañete, Contulmo y río Leiva en puente camino a Contulmo.	23
Figura 6. a) Precipitaciones anuales de las estaciones de Cañete y Contulmo desde el año 1992 hasta el 2015 y b) valores acumulados de precipitación para el mismo periodo.	24
Figura 7. Liner extraído del sitio de estudio. a) Gravity corer utilizado para la extracción, b) liner transparente con el sedimento recuperado y c) muestras preparadas para ser datadas previo al envío a la Universidad de Pittsburgh, EEUU.	26
Figura 8. Batimetría del sitio de muestreo. a) Batimetría local generada en esta tesis, b) batimetría del lago reportada en Parra <i>et al.</i> , 2003 y c) batimetría del lago reportada en Stefer <i>et al.</i> , 2010.	27
Figura 9. Clasificaciones de uso para la cuenca en donde está inserto el lago Lanalhue. Fuente: Elaboración propia.	30
Figura 10. Clasificaciones de uso para la cuenca de Lanalhue, acorde al catastro de vegetación de CONAF 1994 y 2008.	31
Figura 11. Valores de datación publicados por Stefer <i>et al.</i> , (2010). a) Ubicación de los núcleos de sedimento y b) valores de datación.	32
Figura 12. Variaciones de los índices orgánicos e inorgánicos medidos en el núcleo de sedimento los primeros 60 cm. a) Densidad total seca, b) porcentaje de humedad, c) media	

phi, d) proporciones de fango y arena, e) índice de preferencia de carbono, f) sumatoria de ceras de hoja y g) silica litogénica.....	34
Figura 13. Variaciones de los índices orgánicos e inorgánicos medidos en el núcleo de sedimento los primeros 20 cm. a) Precipitaciones estación cañete, b) porcentaje cambio de usos, c) abundancia genero <i>Fragilaria</i> (<i>Fragilaria cappuccina</i> y <i>Fragilaria sp.</i>), d) densidad total seca, e) porcentaje de humedad, f) media phi, g) índice de preferencia de carbono, h) sumatoria de ceras de hoja y i) silica litogénica.....	36
Figura 14. a) Gráfico de correlación Biplot, para el PC1 vs PC2 y b) scores del PC1 vs la profundidad.....	38
Figura 15. a) Fotografía desde la orilla del lago Lanalhue en 1940 y b) fotografía desde la orilla en tiempos actuales. Fuente: Gerstmann, 1940.....	43

Índice de Tablas

Tabla I. Resumen de algunos de los proxies geoquímicos-orgánicos que se han utilizado en reconstrucciones paleolimnológicas y ejemplos representativos de los estudios que ilustran sus aplicaciones. Fuente: adaptado de Meyer, 2003.	14
Tabla II. Resultados de las mediciones con la sonda multiparámetro CTD.	25
Tabla III. Resumen de las imágenes Landsat descargadas del servidor EarthExplorer.	28
Tabla IV. Valores de los índices Jeffries-Matusita (fondo gris) y Transformed Divergence (fondo blanco) para las firmas espectrales de las escenas clasificadas.....	29
Tabla V. Validaciones entre las clasificaciones del catastro vegetacional (1994 - 2008) y las clasificaciones de las imágenes Landsat (1990 y 2009). Los valores de la tabla corresponden al porcentaje de uso en donde la clasificación exhibió diferencias. Se destacaron en gris los porcentajes de mayor discrepancia.	31
Tabla VI. Resultado estadístico de los componentes principales evaluados (se destacan en gris los valores mayores a 0,6; para la PC1, PC2 y PC3).	37

Nomenclatura

°C	Grados Celsius
$\mu\text{g gss}^{-1}$	Micro gramos de compuestos por gramos de sedimento seco
μL	Micro litro
μm	Micrómetro
‰	Por mil
^{14}C	Carbono 14
210Pb	Plomo 210
ACL	Longitud media de la cadena
Al_2O_3	Alúmina
BNA	Banco nacional de aguas
C/N	Relación carbono nitrógeno
cm	Centímetro
cm^3	Centímetro cubico
CO_2	Dióxido de carbono
$\text{C}_{\text{Orgánico}} / \text{N}_{\text{Total}}$	Relación carbono orgánico y nitrógeno total
COT	Carbono orgánico total
CPI	Índice de preferencia del número de carbono
C_x	Carbono, donde el sub índice x indica la longitud de la cadena (entre 10 y 33)
DCM	Diclorometano
DTS	Densidad total seca
e.g.	Por ejemplo
<i>et al.</i>	y colaboradores
ETM	Landsat enhanced thematic mapper
g	Gramo
g cm^{-3}	Gramo por centímetro cubico
HF	Ácido fluorhídrico
in situ	Expresión latina que significa "en el sitio" o "en el lugar"
km	Kilometro
km^2	Kilómetro cuadrado
M	Molar
m.s.n.m.	Metros sobre el nivel del mar
MeOH	Metanol
mg m^{-3}	Miligramo por metro cubico
mili-Q	Agua ultra pura

min	Minutos
mL	Micro litro
ml l ⁻¹	Micro litro por litro
mm	Milímetros
mm año ⁻¹	Milímetros año
mS cm ⁻¹	Milisegundo por centímetro
MSS	Landsat multispectral scanner system
nm	Nanómetro
NO	Noroeste
NTU	Unidad nefelométrica de turbidez
O	Oeste
P	Fosforo
PC _i	Componente principal i = 1, 2, 3, ..., n
pH	Coefficiente que indica el grado de acidez o basicidad de una solución
phi (φ)	Unidad de granulometría
pp	Paginas
R ²	Coefficiente de determinación
rpm	revoluciones por minuto
S	Sur
SE	Sureste
<i>spp.</i>	Sub especie
TLE	Extracto total de lípidos
TM	Landsat thematic mapper
σ	Desviación estándar
μ	Media
δ ¹³ C	Notación delta de la razón de isotopos estable de carbono total
δ ¹³ C _{Orgánico}	Notación delta de la razón de isotopos estable de carbono orgánico
δ ¹⁵ N	Notación delta de la razón de isotopos estable del nitrógeno total

I. Introducción

Es reconocido que los lagos proveen un amplio rango de servicios ecosistémicos, entre los cuales se puede destacar el abastecimiento de agua, la generación de energía, la generación de biomasa (peces y algas), la recreación, la navegación, el hábitat para la vida salvaje, la recarga de acuíferos, etc. (Schallenberg *et al.*, 2013 y EPA, 2016). Para el caso de Chile, existen alrededor de 375 lagos con superficie mayor a 3 km² que pueden prestar algunos de estos servicios ecosistémicos (Salazar, 2003 y Ministerio del Medio Ambiente, 2014), constituidos por el sistema de lagos Altiplánicos, el sistema de lagunas Hipersalinas de la región de Antofagasta, el sistema de lagos Nahuelbutanos, el sistema de lagos Araucanos, el sistema de lagos de Chiloé insular y el sistema de lagos Magallánicos o Patagónicos (Parra *et al.*, 2003 e INE, 2015). Para el caso particular de la región del Biobío, los sistemas de lagos con mayor importancia se encuentran en los faldeos de la precordillera de los Andes, por sobre los 800 m.s.n.m. y en la zona de la costa, constituidos por un grupo de lagos localizados en la vertiente sur occidental de la Cordillera de Nahuelbuta, que se ordenan de norte a sur entre los ríos Biobío e Imperial (Parra *et al.*, 2003).

En contraste a lo que ocurre en los lagos localizados en la pre-cordillera Andina de la región del Biobío, donde las agua presentan bajos contenidos de nutrientes, debido de la mínima influencia humana, los lagos costeros presentan diversos niveles de intervención humana, debido al uso turístico y recreativo, a la influencia urbana y al uso forestal de sus cuencas hidrográficas (Parra *et al.*, 2003). Por lo tanto, los servicios ecosistémicos que los lagos costeros generan pueden estar siendo deteriorados por factores antropogénicos (Ministerio del Medio Ambiente, 2014). Uno de los mayores problemas que experimentan estos sistemas lacustres son una acelerada eutrofización, que acorde a Ryding y Rast (1992), corresponde a una acumulación de nutrientes (nitrógeno y fósforo), que trae como consecuencia una proliferación en la vegetación acuática y otros organismos que agotan el oxígeno del agua. Ejemplos de fenómenos de eutrofización son los lagos Budi, Lanalhue y

Vichuquen (Contreras, 2010). El proceso de eutrofización puede tener un origen natural y/o artificial (Ryding y Rast, 1992 y Moreno *et al.*, 2010); donde la eutrofización natural corresponde a la acumulación natural de nutrientes en el tiempo de forma constante, con oscilaciones temporales a consecuencia de los ciclos climáticos, el desarrollo y descomposición de la cubierta vegetal y la erosión (Wetzel, 2001). Por otra parte, la eutrofización artificial se deriva de la extensa actividad humana producto del aumento de la población, el desarrollo industrial y los extensivos usos del suelo en las actividades agrícolas, mineras y forestales (Wetzel, 2001 y Moreno *et al.*, 2010).

Desde este punto de vista, los procesos que afectan la calidad del agua de los sistemas lenticos (cuerpos de agua cerrados que permanecen en un mismo lugar sin correr ni fluir), demandan una especial atención desde la comunidad científica, las autoridades y las partes interesadas, dado que son estas las encargadas de generar conocimiento y medidas de acción para la preservación y conservación de los lagos. Para el caso particular del lago Lanahue, perteneciente al sistema de lagos costeros de la región, se ha reportado un avanzado estado de eutrofización (Valdovinos y Figueroa, 2000; Contreras, 2010 y EULA, 2011). Por lo que se hace necesario comprender como es la dinámica en el aporte de sedimentos que recibe el lago, destacándose que existe una alta intervención antrópica en su hoya hidrográfica, derivado de los cambios de uso (Parra *et al.*, 2003 y Echeverría *et al.*, 2006), lo que en el tiempo pudo haber provocado un aumento en el aporte terrígeno.

II. Objetivos

2.1 Objetivo principal

- Evaluar el origen de los sedimentos acumulados en el lago Lanalhue, por medio del análisis de compuestos orgánicos (ceras de hojas) e inorgánicos (opal litogénico).

2.2 Objetivos específicos

- Cuantificar la densidad y porcentaje de humedad en un núcleo de sedimento extraído del lago.
- Describir cambios en el uso de suelo de las cuencas basado en la cartografía histórica.
- Establecer cambios en el aporte de material (alóctono/autóctono) al lago por medio del análisis de compuestos orgánicos (alcanos saturados de cadenas largas) e inorgánico (silica litogénica).
- Comparar los cambios en el aporte de material (alóctono/autóctono) con los cambios históricos del uso del suelo y evaluar su dinámica sedimentaria.

III. Estado del Arte o Antecedentes

3.1 Descripción del área de estudio

El lago Lanalhue se encuentra emplazado al sur de la península de Arauco (38° S), con un origen geológico derivado del solevantamiento de las terrazas costeras de la zona, lo que provocó el cierre del drenaje natural en el Pleistoceno reciente (Parra *et al.*, 2003 y Stefer *et al.*, 2010). Por lo tanto, el lago Lanalhue emplaza su cabecera bajo el mismo eje de la Cordillera de Nahuelbuta, presentando cordones y restos de superficies de erosión de origen continental, formado por rocas metamórficas que se elevan progresivamente entre los 500 a 800 m.s.n.m. en dirección Este. La desembocadura del lago se produce por medio de terrazas decrecientes conformadas por areniscas y lutitas terciarias, en la zona de la llanura litoral. Con una elevación media de 12 m.s.n.m, el lago Lanalhue se extiende entre las ciudades de Cañete y Contulmo (ver figura 1), con una orientación Sureste-Noroeste (SE-NO) (CREA, 2009). Hidrológicamente, la cuenca del Lanalhue corresponde a una cuenca costera con salida al mar o exorreica, (Parra *et al.*, 2003) de 31,9 km², longitud máxima de 9,6 km, ancho máximo de 4,3 km y una profundidad máxima entre los 24 y 26 metros según Stefer *et al.*, (2010) y Ortiz y Arrey (2007), respectivamente. El régimen pluviométrico, al cual está sometido el lago, es de influencia Mediterránea (Fuenzalida, 1971), con registros anuales del orden de 2.300 mm (Ortiz y Arrey, 2007).

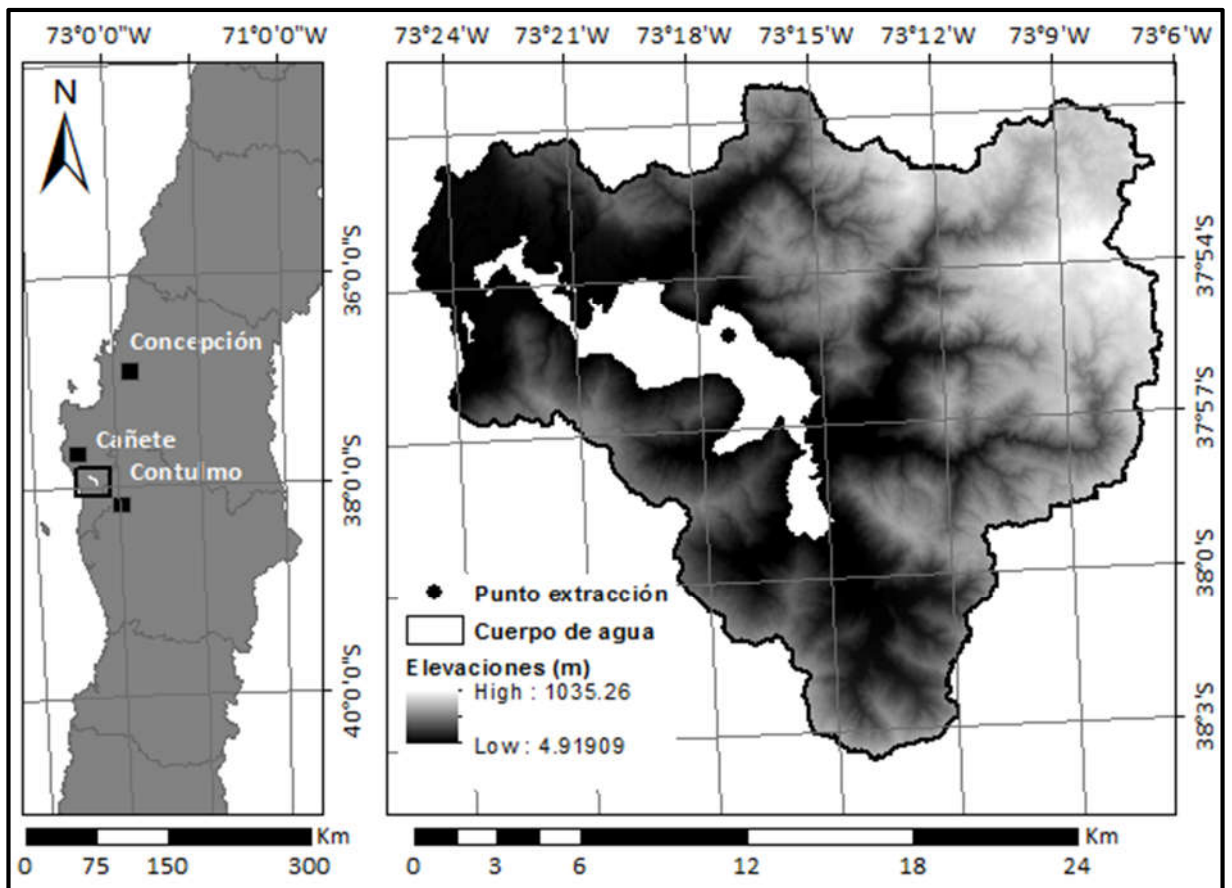


Figura 1. Localización del lago Lanalhue dentro de la región del Biobío. Fuente: Elaboración propia.

La hoya hidrográfica del lago Lanalhue, está compuesta principalmente por plantaciones forestales con un 52,42%, un 22,35% a uso agrícola y un 25,2% corresponde a vegetación nativa (Parra *et al.*, 2003). En referencia a la vegetación nativa, la conformación de la vegetación corresponde a bosques o arbustos adaptados a la sequía y de hojas perennes (esclerófilo), con una transición hacia roble-laurel-lingue (*Nothofagus spp.*, *Laurelia sempervirens* y *Persea lingue*), que dada la intervención humana ha tendido hacia una degradación de comunidades del tipo matorral (Barrientos, 1990). En conjunto al desarrollo agrícola y forestal, el lago constituye un importante polo turístico y residencial, siendo visitado tanto por turistas nacionales como extranjeros, debido a su belleza, tranquilidad y

a la existencia de comunidades indígenas que desarrollan un comercio cultural en sus alrededores (Ortiz y Arrey, 2007 y CREA, 2009).

Los problemas asociados al lago están entrelazados directamente al cambio de uso vegetacional, en donde las faenas de cosecha a tala rasa, han generado modificaciones de los gradientes de pendientes, incrementando la erosión y el aporte de sedimentos (Urrutia *et al.*, 2000). Complementariamente, el mal uso del suelo (e.g. deforestación y uso agrícola intensivo) y la descarga de aguas servidas domesticas al cuerpo de agua, han provocado una eutrofización acelerada (Parra *et al.*, 2003 y M&W Ambientales, 2014), que en el último tiempo se ha visto empeorado por episodios de incendios forestales y a la proliferación de la planta acuática *Egeria densa* o luchecillo (Parra *et al.*, 2003 y EULA, 2014).

3.2 Cambios de usos y su identificación con imágenes satelitales

Una de las herramientas de mayor empleabilidad en la cuantificación de los cambios de uso ha sido la utilización de sensores remotos (Altamirano *et al.*, 2007 y Heilmayr *et al.*, 2016). Los sensores remotos pueden ser definidos como cualquier proceso mediante el cual se recopila información acerca de un objeto, área o fenómeno sin estar en contacto con el, por ejemplo, los ojos son una excelente muestra de un dispositivo de detección remota (Campbell y Wynne, 2011 y NASA Landsat Education Team, 2014). Teniendo en cuenta esta definición bastante general, el término de sensores remotos ha sido asociado más específicamente con la medición de las interacciones entre los materiales de la superficie de la tierra y la energía electromagnética (Pérez, 2007 y Campbell y Wynne, 2011). Sin lugar a dudas, uno de los sensores remotos de mayor renombre y uso son la serie de satélites Landsat, que proveen el más largo y continuo registro de imágenes satelitales, lo que lo convierte en un recurso inigualable para el monitoreo del cambio de uso (Goward *et al.*, 2006; Masek *et al.*, 2008 y Wulder *et al.*, 2008). Landsat es una serie de misiones de satélites de observación terrestre (ver figura 2), ahora gestionada en conjunto por la NASA y el

Servicio Geológico de EEUU (NASA Landsat Education Team, 2014). Desde 1972, los satélites Landsat han tomado conjuntos de datos digitales espaciales (escenas) de continentes y regiones costeras, lo que permite el estudio de numerosos aspectos del planeta y la evaluación de los cambios dinámicos causados por procesos naturales y el desarrollo humano (Chander *et al.*, 2009 y NASA Landsat Education Team, 2014).

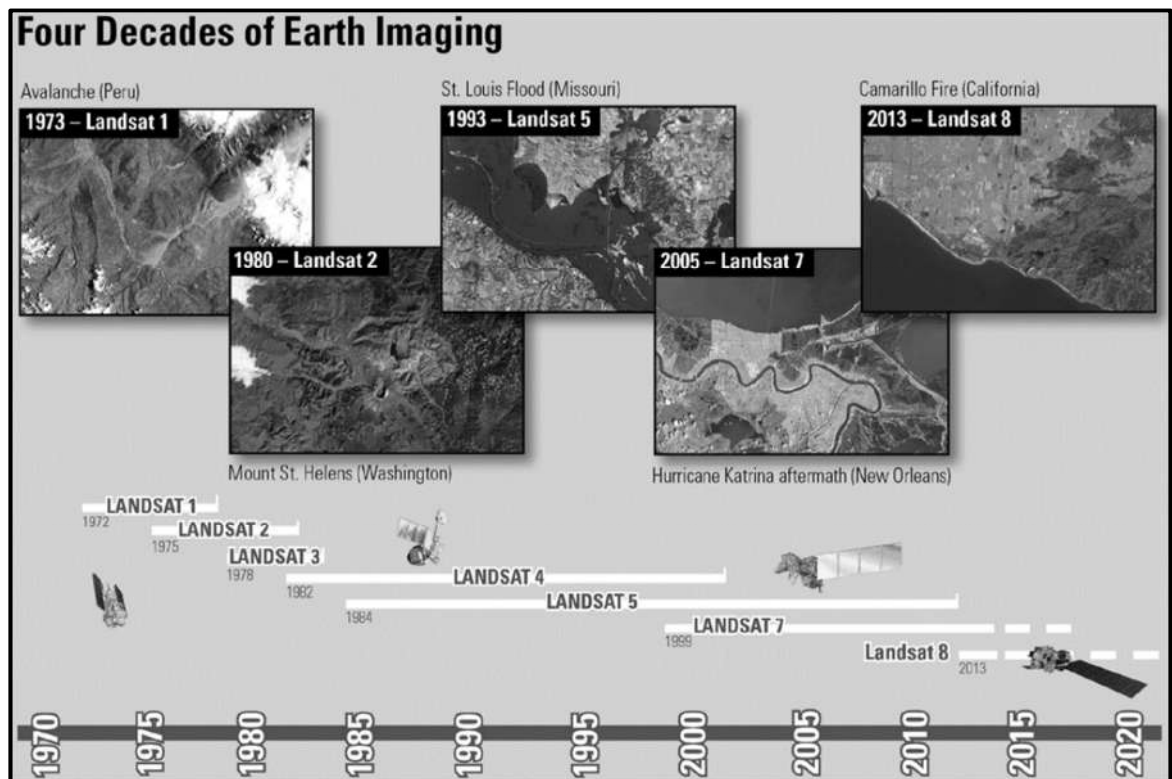


Figura 2. Cronología de los satélites Landsat. Fuente: USGS (2013).

La información proveniente de los satélites Landsat son utilizadas por gobiernos, empresas privadas, industriales, civil, militar, y las comunidades educativas en todo el mundo, bajo una amplia gama de aplicaciones, tales como la investigación mundial sobre el cambio climático, la agricultura, la silvicultura, la geología, la gestión de los recursos, la geografía, la cartografía, la calidad del agua y estudios costeros (USGS, 2013 y NASA, 2016). Se debe tener en consideración que la consistencia de los datos Landsat adquiridos a través de los años permite la comparación directa de las imágenes, previa a su calibración y ajuste

radiométrico (de Vries et al., 2008; Vicente-Serrano et al., 2008 y Chander et al., 2009). Estos ajustes se deben a las diferencias tecnológicas en los sensores montados en cada satélite (8 - 16 bit digitales deben ser traducidos a unidades físicas estandarizadas), a la cantidad de radiación reflejada al momento de la captura de la imagen y a las diferencias atmosféricas al momento de la captura de la imagen (de Vries et al., 2008 y Vicente-Serrano et al., 2008).

Dentro de los problemas más recurrentes que se encuentran en el uso de las imágenes Landsat, se pueden nombrar las alteraciones atmosféricas provocadas por la nubosidad, que crean vacíos de información en las imágenes, la baja resolución de las imágenes, lo que no permite caracterizar de forma fina algunos objetos observados, los problemas de diferenciación entre las firmas espectrales, al momento de clasificar las imágenes y la inexistencia de registros históricos o de terreno para la validación de la cobertura clasificada (Zhu y Woodcock, 2014).

3.3 Métodos para cuantificar el origen de los sedimentos

Los sedimentos son partículas de origen mineral o biológico, que se desplazan entre ecosistemas por efectos del viento o agua, y depositándose en el fondo de los sistemas acuáticos (Langland y Cronin, 2003 y Edwards y Withers, 2008). Una de las funciones de los sedimentos es circular nutrientes entre reservorios (Langland y Cronin, 2003 y Fondriest Environmental Inc, 2014), aunque una excesiva carga de estos en los sistemas acuáticos puede provocar eutrofización, colmatación, cambio de las propiedades físicas y químicas del agua afectando su uso recreativo y económico (Apitz *et al.*, 2006 y Fondriest Environmental Inc, 2014). La producción y acumulación de sedimentos es un proceso natural, aunque actividades humanas como la agricultura, el transporte, el tratamiento de desechos, la actividad forestal y los cambios en el uso del suelo generan un aumento desmedido en su sedimentación, si no son implementadas medidas de control (Fondriest Environmental Inc, 2014 y Zhao *et al.*, 2017).

En las últimas décadas, ha habido un rápido crecimiento en el número de estudios que han utilizado biomarcadores para investigar el movimiento del suelo y los sedimentos finos en los sistemas terrestres y acuáticos (Koiter *et al.*, 2013; Walling, 2013 y Mabit *et al.*, 2014). Este crecimiento se debe a la capacidad que tienen estas técnicas de proporcionar información esencial sobre la dinámica del suelo y los sedimentos, que puede ser usada para entender la evolución de los paisajes en el tiempo (Walling y Collins, 2008 y Gellis y Walling, 2011). Por ejemplo, los sedimentos que se acumulan año tras año en los lagos son una fuente clave de información, debido a que las partículas que se van acumulando varían en tamaño, forma, composición química y color, convirtiéndolos en un archivo histórico de los sucesos acaecidos en sus alrededores (Boggs, 2006; Rothwell y Rack, 2006 y Horn, 2016). Una forma de extraer estos sedimentos es por medio de un núcleo de sedimento (sediment core en inglés), que corresponde a un tubo de lodo recogido desde el fondo de un lago (Horn, 2016).

La materia orgánica preservada en un lago puede ser examinada en el núcleo de sedimento, ya que esta tiene el potencial de conservar información de las condiciones ambientales al momento de su deposición. Aunque sólo una pequeña cantidad de la materia orgánica producida, finalmente se conserva en el entorno geológico, las propiedades geoquímicas de esta materia orgánica preservada pueden proporcionar una gran cantidad de información de las condiciones ambientales que existían (Castañeda y Schouten, 2011). Las técnicas que involucran el análisis de los compuestos de la materia orgánica se denominan "biomarcadores" (Peters *et al.*, 2005). Un biomarcador se define como medidas cuantitativas de los cambios biológicos producidos en un ambiente natural o artificial (Lam y Gray, 2003). Hay numerosas razones por las cuales los biomarcadores son de particular interés para la paleolimnología. Por ejemplo, el análisis de la materia orgánica a nivel molecular permite la separación de componentes de origen terrestre y acuático dentro de los sedimentos (Castañeda y Schouten, 2011). Por lo tanto, los componentes de

la materia orgánica en los sedimentos de un lago pueden proporcionar información acerca de los cambios naturales y/o provocados por el hombre (Meyers, 2003). Ejemplos de reconstrucciones paleoambientales, que se basan en las composiciones de la materia orgánica de los registros de sedimentos de lagos en diferentes partes del mundo, son resumidos por Meyers y Ishiwatari (1993); Meyers (1997); Dean (1999) y Meyers y Teranes (2001).

Dentro del grupo de biomarcadores, se puede destacar por ejemplo el porcentaje de carbono orgánico total (COT), que se utiliza para describir la abundancia de materia orgánica en los sedimentos. La materia orgánica contiene aproximadamente un 50% de carbono, por lo que la concentración de materia orgánica en los sedimentos es equivalente a aproximadamente el doble del valor de COT. Las concentraciones de COT están influenciados tanto por la producción inicial de la biomasa y el posterior grado de degradación, dentro del cual se integran los diferentes orígenes de la materia orgánica, las vías de entrega, los procesos de deposición y la cantidad de preservación (Meyers, 2003). La materia orgánica fresca a partir de las algas presentes en un lago, que son ricos en proteínas y pobres en celulosa, presentan una razón molar (C/N) que comúnmente van entre 4 y 10, mientras que las plantas terrestres vasculares, que son pobres en proteínas y ricas en celulosa, tienen relaciones molares (C/N) de 20 y más (Meyers, 1994). Estas diferencias fundamentales en la composición de la materia orgánica, por lo general se preservan en la depositación y sedimentación. Las proporciones de materia orgánica sedimentaria que se originan de estas dos fuentes, se pueden distinguir por sus características razones C/N (Meyers, 2003). Elevados valores de C/N identifican aportes mayoritarios de fuentes terrígenas, como las documentadas por Kaushal y Binford (1999), donde altos valores de la razón C/N (de 16 a 25), coincidían con una deforestación en la cuenca del lago Pleasant en Massachusetts en 1780.

Como biomarcador terrígeno, tenemos a las ceras de hoja de las plantas terrestres, las cuales permiten identificar condiciones vegetacionales y climáticas como aproximaciones. Para esto, los componentes lipídicos de las ceras protectoras, que recubren las superficies de las hojas de la mayoría de las plantas terrestres, son ambientalmente persistentes (Eglinton y Hamilton, 1963) y dada esta característica, es posible identificar típicamente compuestos por mezclas de alcanos, alcoholes y ácidos alcanoicos de cadena lineal con 24 - 36 átomos de carbono (Kolattukudy *et al.*, 1976; Jetter *et al.*, 2000 y Eglinton y Eglinton, 2008). En estas ceras de hojas, alcanos de cadenas largas tienen una predominancia en abundancia de carbonos impar sobre par, mientras que en los alcoholes y ácidos alcanoicos domina en abundancia pares sobre impares. Como característica especial, su insolubilidad en agua, su volatilidad insignificante (para compuestos con más de 20 átomos de carbono), su inercia química y su resistencia a la biodegradación los convierten en excelentes compuestos biomarcadores (Eglinton y Eglinton, 2008). Estos compuestos se mueven por el ambiente por medio del viento y el agua, para posteriormente ser depositados en zonas bajas o lagos y servir como medidas indirectas de la vegetación que los produjo (ver figura 3).

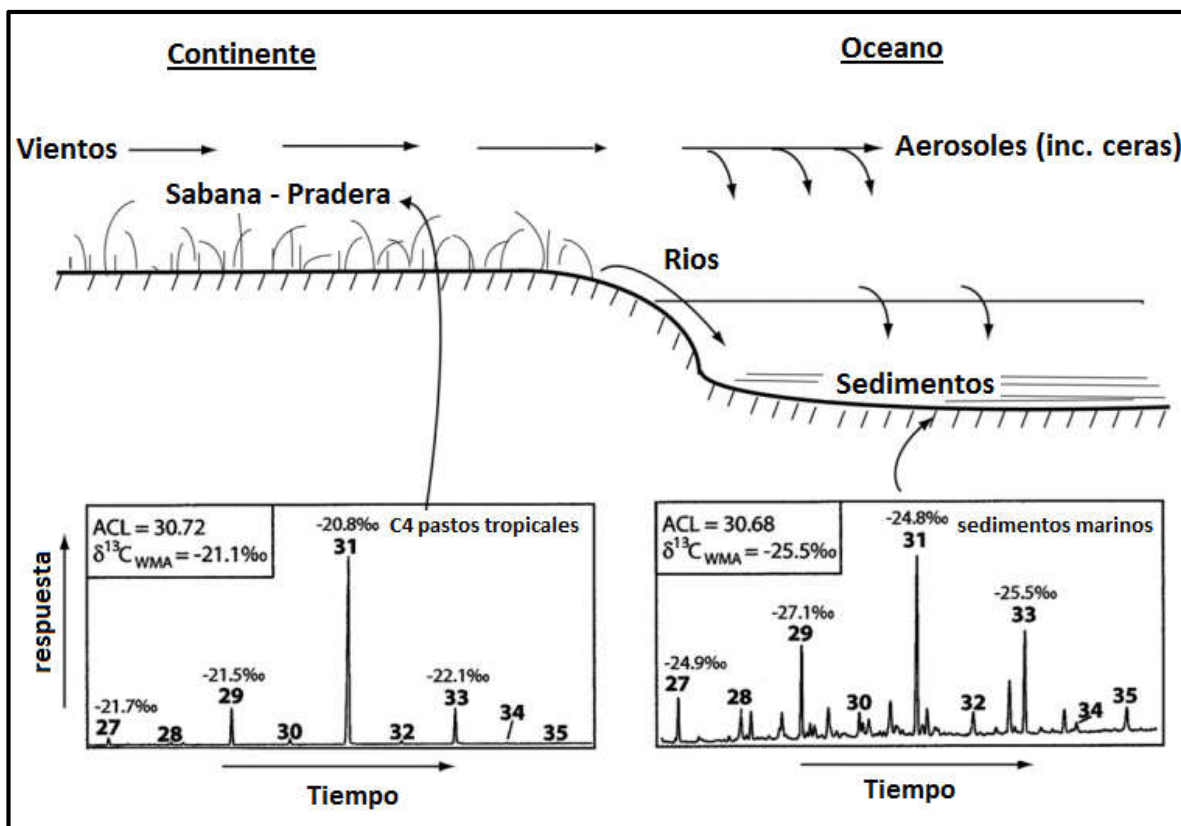


Figura 3. Lípidos de cera vegetal en sedimentos oceánicos (Fuente: adaptado de Eglinton y Eglinton, 2008).

Generalmente, al usar compuestos de cadena larga como biomarcadores, las distribuciones se describen en términos del número de carbonos (número de carbonos del homólogo más abundante). Cabe recordar, que un homólogo es un compuesto en una serie homóloga que tienen la misma fórmula general, pero difieren en el número de (C_{max}). Algunas de las métricas implementadas para su cuantificación, son la longitud media de la cadena (ACL, por sus siglas en inglés), el índice de preferencia del número de carbono (CPI, por sus siglas en inglés) y los valores para las abundancias isotópicas estables (por ejemplo, $\delta^{13}C$, ‰) de homólogos individuales o sus promedios (Eglinton y Eglinton, 2008).

Los valores de $\delta^{13}C$ de los carbonos en las moléculas de cera, dependen de la concentración atmosférica de CO_2 , la vía utilizada durante el proceso de fotosíntesis (por

ejemplo, plantas C₃ comprenden la mayoría de las especies templadas, incluyendo hierbas, árboles y arbustos; y las especies C₄ que son mucho menos numerosas y son típicamente gramíneas tropicales y juncos, acorde a Hopkins y Hüner, 2004) y a otros factores (incluida la aridez) que afectan la conductancia de los estomas de la planta. Las distribuciones y las composiciones isotópicas de los *n*-alcanos, difieren claramente entre estos dos tipos de plantas (C₃ y C₄), a pesar de que existe una considerable variación interespecífica dentro de cada una. Por lo tanto, las gramíneas C₄ muestran en promedio alcanos máximos de C₃₁ (ACL de 30,7) con δ¹³C cercano a -22 ‰, mientras que las plantas C₃ un máximo de C₂₉ (ACL de 29) con δ¹³C cercano a -34 ‰ (Rommerskirchen *et al.*, 2006 y Eglinton y Eglinton, 2008).

A modo de ejemplo, cambios en la abundancia de *n*-alcanos de cadenas largas C₂₇, C₂₉ y C₃₁ en el suelo, ha sido interpretada como cambios en el aporte de origen terrígeno de plantas vasculares o terrestres (Eglinton y Hamilton, 1967 y Rieley *et al.*, 1991). Un cambio en la distribución de estos *n*-alcanos (e.g. C₃₁/C₂₉ ó C₃₁/ [C₂₇ + C₂₉]) sobre el suelo, ha sido interpretado como una transición en la vegetación dominante, tanto en el pasado como en el presente, debido a que las gramíneas (pastos) producen más *n*-alcanos de cadenas largas (> C₃₁) que los árboles (Schwark *et al.*, 2002 y Lei *et al.*, 2010).

3.4 Datación de los sedimentos

Un punto importante en el uso de un núcleo de sedimentos es su datación, en este contexto la utilización de Plomo 210 (210Pb) en la datación, se ha vuelto uno de los más importantes métodos para la cronología de sedimentos recientes (0-150 años) (Xu *et al.*, 2011). El primer supuesto de este método es que la acumulación del plomo ha sido constante (modelo CRS), generando una curva exponencial decreciente a medida que se aumenta en profundidad. El 210Pb entrega confiables dataciones en muchas instancias, no obstante, algunos reportes muestran que algunos procesos geoquímicos, tales como la

mezcla de sedimentos superficiales por efectos biológicos o físicos pueden afectar la datación (Dominik *et al.*, 1981 y Bloesch y Evans, 1982, citados por Xu *et al.*, 2011).

Finalmente, a modo de resumen en la tabla I, se presenta un compilado de los proxies paleo climáticos usados comúnmente en la reconstrucción histórica de sucesos ambientales.

Tabla I. Resumen de algunos de los proxies geoquímicos-orgánicos que se han utilizado en reconstrucciones paleolimnológicas y ejemplos representativos de los estudios que ilustran sus aplicaciones. Fuente: adaptado de Meyer, 2003.

Propiedad medida	Información del proxi	Ejemplo
Concentración de carbono orgánico	Monto de materia orgánica	Genérico
$C_{Orgánico} / N_{Total}$	Identificación de las proporciones de materia orgánica de origen terrestre o acuática	Meyers, 1994 y Kaushal y Binford, 1999.
$\delta^{13}C_{Orgánico}$	Proporciones de plantas C3 y C4, aumento en la productividad de algas	Talbot y Johannessen, 1992; Hodell y Schelske, 1998
$\delta^{15}N_{Total}$	Identificación de proporciones de material orgánica de algas y plantas terrestres, evidencia de fijación de nitrógeno, aumento en la productividad de algas	Peterson y Howarth 1987; Hodell y Schelske 1998 y Brenner <i>et al.</i> , 1999; Teranes y Bernasconi 2000
Composición <i>n</i> -alcanos	Contribuciones desde algas, macrofitas acuáticas y plantas terrestres	Bourbonniere y Meyers 1996; Ficken <i>et al.</i> , 2000 y
Composición ácidos <i>n</i> -alcanos	Aportes de ceras de plantas terrestres	Rieley <i>et al.</i> , 1991
Ramificado y composición de ácido graso insaturado	Contribución de microbios y algas, con extensa reelaboración microbiana	Cranwell, 1976 y Goossens <i>et al.</i> , 1989

IV. Materiales y Métodos

4.1 Área de estudio, selección del punto y extracción del núcleo de sedimento

El área de estudio seleccionada correspondió al lago Lanalhue, emplazado al sur de la península de Arauco (38° S). En base a las publicaciones de Parra *et al.*, (2003) y Stefer *et al.*, (2010), se determinó una ubicación para la extracción del núcleo de sedimento, el cual cumplió con el requisito de estar próximo a la salida de una subcuenca con alta actividad forestal y depresiones de deposición natural. Como existían diferencias en las fuentes de información batimétrica usadas, se procedió al levantamiento de una batimetría local para el punto de extracción, por medio de una ecosonda GARMIN modelo ECHOMap 74 SV, habiendo seguido un diseño de transeptos al momento de levantar la información sobre el agua (Langland y Hoffman, 2010).

Se extrajo un núcleo de sedimento utilizando un tubo (liners) de 2 metros y un muestreador KC Denmark (free fall gravity corer). Muestras de sedimento superficial (0 - 1 cm) fueron adicionalmente recolectadas con una draga del tipo Van Veen, a la cual se le midió pH. Parámetros de calidad de agua de la columna fueron registrados con una sonda multiparámetro CTD.

4.2 Sub-muestreo del núcleo de sedimento y preparación de las muestras

El núcleo de sedimento fue sub-muestreado cada 0,5 cm en los primeros 50 cm, y luego cada 1 cm para los restantes 10 centímetros. Se optó por trabajar solamente con los primeros 60 centímetros del núcleo, debido a los antecedentes de acumulación descritos por Stefer *et al.*, (2010). Todas las muestras del núcleo fueron secadas y disgregadas usando un mortero de ágata en el Laboratorio de Estudios Ambientales (LEA) de la Facultad de Ciencias de la Universidad Católica de la Santísima Concepción (FC-UCSC). Aproximadamente 0,5 gramos de peso seco de cada sub-muestra, dando total de 183 se

enviaron a la Universidad de Pittsburgh (USA) para análisis de plomo 210 (^{210}Pb) y así obtener tasas de sedimentación y cronología.

Se realizó análisis granulométrico en el laboratorio del EULA de la Universidad de Concepción, donde se determinó la distribución del tamaño de partículas en base a una submuestra que fue atacada con Peróxido de Hidrógeno al 30% por cuatro días y puesta en baño maría por una hora antes del análisis. La fracción inorgánica fue introducida en el analizador Mastersizer3000, a través de la unidad de dispersión HydroEV, utilizando agua como líquido dispersante. La distribución del tamaño de partículas fue estimada mediante difracción laser, lo cual permite detectar partículas dentro de un rango de tamaño de 0,01 a 3.000 μm . Todas las mediciones fueron realizadas en triplicado y posteriormente, estos resultados fueron introducidos en la planilla Gradistat v8.0 (Blott, 2010) para obtener los parámetros granulométricos en unidades phi (ϕ) según el método de momento.

Se realizó una identificación de diatomeas para 10 muestras seleccionadas al azar, contenidas en los primeros 25 cm superficiales del núcleo de sedimento. La identificación fue a través de un análisis mediante oxidación de sedimento liofilizado, realizado por la profesional Ana María Jara Jara, en el LEA y considero un análisis cualitativo para objetivos taxonómicos y cuantitativos para determinar las abundancias relativas. En este documento se ha reportado solamente las especies *Fragilaria cappuccina* y *Fragilaria sp.*, debido a su sensibilidad a la abundancia de nutrientes o cambios en la calidad del agua.

4.3 Cálculo de la densidad total seca y porcentaje de humedad

La densidad total seca (g cm^{-3}) y el porcentaje de humedad del sedimento se calcularon con las ecuaciones 1 y 2 (Parsons *et al.*, 1984).

Ecuación 1 para la densidad total seca (DTS)

$$DTS \left(\frac{g}{cm^3} \right) = \frac{\text{Peso neto seco de cada muestra (g)}}{\text{Volumen de la Muestra (cm}^3\text{)}}$$

Ecuación 2 para el porcentaje de humedad

$$\% \text{ Humedad} = \left(\frac{\text{Peso neto humedo de cada muestra (g)}}{\text{Peso neto seco de cada muestra (g)}} \right) \times 100$$

4.4 Análisis de alcanos

Se pesó un 1 g de cada muestra de sedimento en tubos de centrifuga de teflón, luego se añadió 50 µL de estándar interno que contiene el compuesto apolar 5alfa-colestano Sigma-Aldrich para GC, y 10 mL de metanol (MeOH). Cada muestra en su respectivo tubo se agitó con la ayuda de un vortex y se llevó a ultrasonido (Ultrasonic Cleaner, modelo Clean-120 HD) por 10 min. Posteriormente, las muestras se centrifugaron (Hermle-Siemensstr, modelo Z 206 A) por 10 min a 2500 rpm. El sobrenadante se colecto en un embudo de decantación de 250 mL. Nuevamente, al sedimento se le añadió 10 mL de MeOH, se agito y llevo a ultrasonido por 10 min, y centrifugo por 10 min a 2500 rpm. El paso anterior se repitió con 10 mL de metanol/diclorometano 1:1; y finalmente con 10 mL de diclorometano (DCM), paso que se repitió 3 veces hasta observar el sobrenadante incoloro. El sobrenadante obtenido se mezcló y agito con 20 mL de agua mili-Q, y se dejó reposar por 20 min. El extracto total de lípidos (TLE) se recibió en un balón de fondo redondo de 250 mL. La fase acuosa remanente y contenida en el embudo se lavó 2 veces con 10 mL de DCM y se recibió esta fase en el balón que contenía el TLE, donde se concentró en rota vapor (Heidolph Laborota, modelo 4001 WB) a 30°C y trasvasijo a un vial de 4 mL donde se secó bajo flujo de Nitrógeno.

La cantidad a concentración conocida de 5 alfa-cholestano agregada a las muestras de sedimento, previo a cada extracción permitió corregir posibles pérdidas durante la extracción y separación de los lípidos totales tales como los alcanos lineales saturados de cadenas largas (C_{27} , C_{29} y C_{31}), conocidos como ceras de hojas. Cada grupo de extracción como también cada separación, fue acompañada por un blanco, el cual se trató como una muestra durante todo el procedimiento de análisis y que tuvo como objetivo el evaluar la presencia de contaminantes a priori cuantificación de la muestra.

El extracto total de lípidos fue separado con pequeñas columnas cromatografías rellenas con alúmina (Al_2O_3), que fue activada como fase estacionaria en tres fracciones. La fracción apolar (que contiene los alcanos lineales saturados) diluyendo con hexano / diclorometano (9:1 v/v), la fracción polar 1 diluyendo con diclorometano / metanol (1:1 v/v) y la fracción polar 2 diluyendo con metanol. Reduciendo todas las fracciones bajo nitrógeno.

Los compuestos de interés (C_{27} , C_{29} y C_{31}), fueron identificados según sus espectros de masa mediante un Cromatógrafo de Gases Shimadzu CG-17A con detector selectivo de masa CG-MS QP 5050A y un auto-muestreador AOC 5000. Una vez identificados, se cuantificaron en un Cromatógrafo de gases Agilent Technologies 7890A con detector de ionización de llama (FID). El cálculo de la abundancia se hizo con la sumatoria de los alcanos o ceras de hoja ($C_{27}+C_{29}+C_{31}$) (ecuación 3), reportando respecto a micro gramos de compuestos por gramos de sedimento seco ($\mu g\ gss^{-1}$).

Para contrastar la distribución de *n*-alcanos en las muestras analizadas, el índice de preferencia de carbón (CPI por sus siglas en inglés) fue calculado. Propuesto por Eglinton y Hamilton (1967), ha sido ampliamente utilizado como un indicador del origen de los alcanos de cadena larga (Eglinton y Eglinton, 2008), donde valores de CPI > 1 uno indican la presencia de material terrígeno (ecuación 4).

Ecuación 3 para la sumatoria de las ceras de hoja (alcanos)

$$Sumatoria_{ceras\ de\ hoja} = C_{27} + C_{29} + C_{31}$$

Ecuación 4 para el cálculo del índice de preferencia del número de carbono (CPI)

$$CPI_{25-33} = \frac{1}{2} \times \left[\left(\frac{C_{25} + C_{27} + C_{29} + C_{31} + C_{33}}{C_{24} + C_{26} + C_{28} + C_{30} + C_{32}} \right) + \left(\frac{C_{25} + C_{27} + C_{29} + C_{31} + C_{33}}{C_{26} + C_{28} + C_{30} + C_{32} + C_{34}} \right) \right]$$

4.5 Análisis de sílica litogénica

La sílica litogénica fue extraída de la muestra de sedimento seco, previa extracción de la sílica biogénica, con una solución de ácido fluorhídrico (HF) 2.9M a 80°C en un baño de ultrasonido por 48 horas y medida con un extracto de azul de molibdato por espectrometría (812 nm) (Parson *et al.*, 1984). Los resultados fueron expresados en porcentaje de sílica litogénica de un total que incluye la sílica biogénica.

4.6 Geocronología radioisotópica (Plomo 210Pb)

Para la datación por 210Pb y cuantificación de la constante tasa de acumulación (CRS) (Appleby y Oldfield, 1978 y Oldfield y Appleby, 1984), se enviaron 183 muestras de aproximadamente 0,5 g cada una, utilizando una resolución de medio centímetro en los primeros 50 cm y una resolución de 1 cm hasta los 60 cm, a la Universidad Pittsburgh. El radioisótopo (210Pb) se determinó por conteo gama directo (Appleby *et al.*, 1986), usando un EG & G Ortec GWL well-type detector intrínseco de germanio. Lamentablemente la actividad de plomo en la muestras estuvo bajo el nivel de detección, por lo que se decidió juntar las muestras superficiales (< 50 cm del núcleo de sedimento) disminuyendo la resolución a un 1 cm. La datación de los sedimentos aún no está disponible. Por esta razón,

se usó dos dataciones de carbono 14 publicadas por Stefer *et al.*, (2010) como una referencia temporal.

4.7 Cálculo de la cartografía histórica por medio de imágenes Landsat

Se utilizaron imágenes históricas Landsat de los satélites 2, 4, 5 y 7, desde el año 1975 hasta el año 2009. Estas imágenes presentaban una nubosidad del 0% y se prosiguió a su corrección topográfica, atmosférica y radiométrica acorde a la metodología de Chander *et al.*, 2009 y Hantson y Chuvieco (2011). Posterior a la estandarización de las imágenes, estas se clasificaron acorde a los mayores usos en cuerpo de agua, agrícola-pradera, sin vegetación, bosque nativo y plantación, utilizando el método de clasificación supervisada disponible en el software de código abierto QGIS (Quantum GIS Development Team, 2016), que consistió en la selección de áreas representativas de cada cobertura de suelo para obtener su valor espectral (Aguayo *et al.*, 2009 y ESRI, 2016). Un criterio estadístico de máxima verosimilitud fue seleccionado para construir la firma espectral y clasificarlo en las clases previamente definidas (Chuvieco, 1996 y Segura y Trincado, 2003). Como validación de las firmas espectrales, se utilizaron los índices Jeffries-Matusita y Transformed Divergence (Gambarova *et al.*, 2013), que estimaron la distancia entre las firmas espectrales. Adicionalmente, se utilizaron las versiones del catastro vegetacional de CONAF 1994 y 2008 como coberturas de comparación y validación a lo clasificado en base a Landsat.

4.8 Análisis estadístico

Se sometió la información a un análisis de componentes principales (Smith, 2002), habiendo considerando las variables de densidad total seca, granulometría, porcentajes de fango y arena, alcanos [$C_{27}+C_{29}+C_{31}$ ($\mu\text{g gss}^{-1}$)], CPI, sílica litogénica y porcentaje de humedad, previamente estandarizados por la ecuación 5. Todos los análisis se efectuaron

en el software de código abierto R (R Core Team, 2013), en conjunto con los gráficos y cálculos.

Ecuación 5 para la estandarización de las variables

$$\text{Valor estandarizado} = \frac{\text{dato} - \mu}{\sigma}$$

Donde μ es la media de los datos y σ es la desviación estándar.

V. Resultados

5.1 Precipitaciones del área de estudio, descripción visual del núcleo de sedimento y batimetría local

El rango de precipitaciones del área de estudio fue caracterizado por medio de las estaciones meteorológicas de la Dirección General de Aguas (DGA) de Cañete (código BNA: 08821005-0), Contulmo (código BNA: 08822008-0) y río Leiva en puente camino a Contulmo (código BNA: 08821006-9) (ver figura 4).

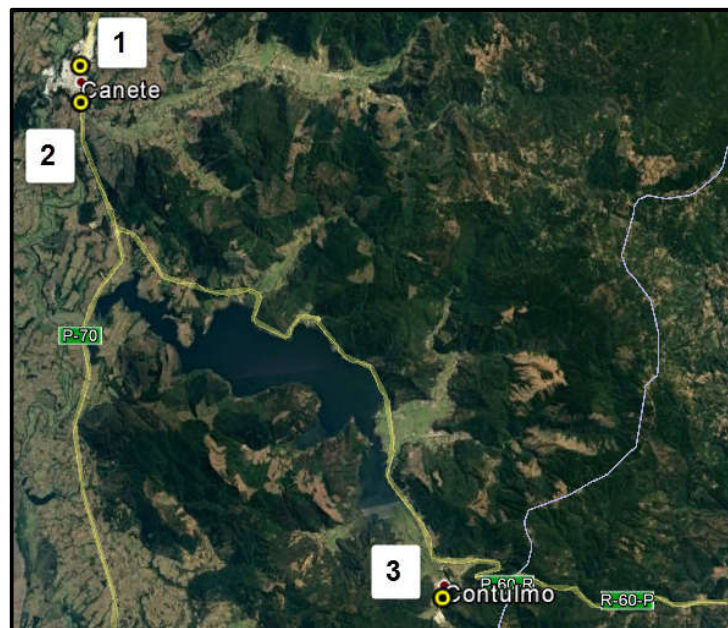


Figura 4. Localización de las estaciones meteorológicas de la DGA cercanas al lago Lanalhue. 1: Cañete, 2: Contulmo y 3: río Leiva en puente camino a Contulmo.

El rango de precipitaciones anuales osciló entre 700 mm y 2.125 mm al año, siendo el registro de Cañete el más antiguo (ver figura 5). El registro pluviométrico de ésta estación (e.g. Cañete) estaba incompleto para los años 1961, 1987, 1988, 1990, 1991 y 2016, por lo

cual no fueron consideradas en el análisis. Misma situación se repitió en la estación de Contulmo, para los años 1987, 1988, 1989, 1991, 1993, 1994 y 2016; y en la estación del río Leiva en puente camino a Contulmo, en los años 2009, 2010 y 2016. En general, no se observó una tendencia en las precipitaciones anuales de la estación Cañete entre los años 1960 a 2015, lo cual fue contrastado con la prueba estadística Mann Kendall (Kendall, 1975), con una hipótesis nula (H_0) que indica que no existe una tendencia en las precipitaciones anuales, versus una hipótesis alternativa (H_1) que indica que si existe una tendencia en las precipitaciones anuales. Los resultados de la prueba revelaron que no existe evidencia significativa para rechazar la hipótesis nula (valor-p = 0,97998 y valor estadístico de Kendall's tau = 0,00327).

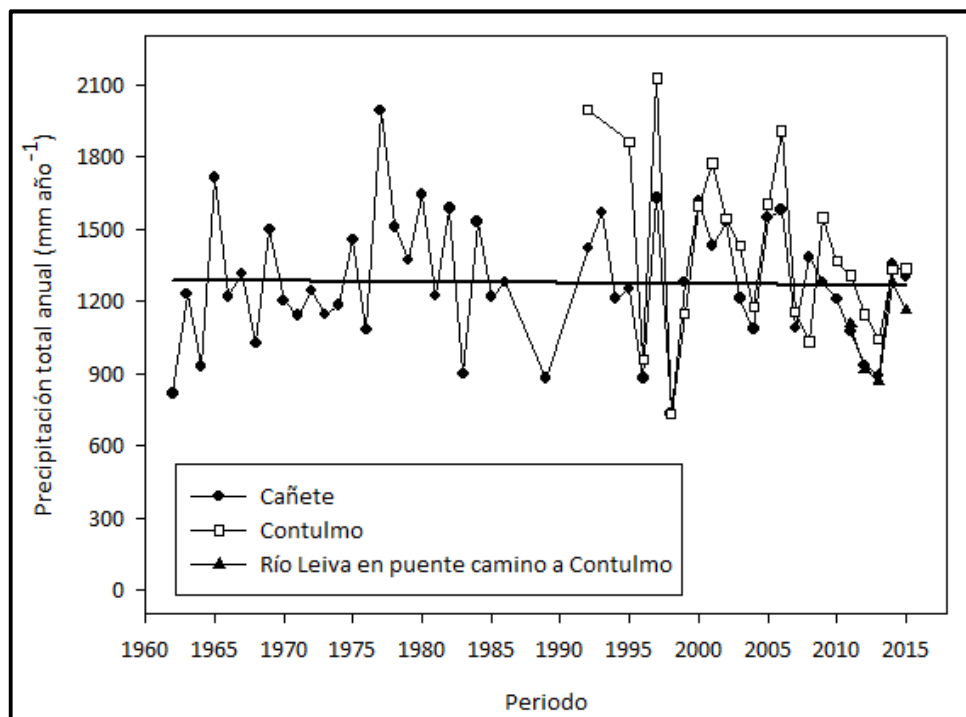


Figura 5. Distribución de las precipitaciones anuales en el tiempo, para las estaciones de Cañete, Contulmo y río Leiva en puente camino a Contulmo.

Al observar la tendencia en la precipitación anual desde el año 1992, año en que la estación de Contulmo inició sus registros, se observó una disminución en algunos de los

montos anuales (por ejemplo, entre los años 2007 a 2013), acorde a la línea de tendencia calculada (ver figura 6). Esta disminución en las precipitaciones anuales fue verificada en primer lugar por medio de una correlación entre las estaciones de Cañete y Contulmo $R^2 = 0,62$ para los valores acumulados y posteriormente los datos fueron sometidos a la prueba estadística Mann Kendall, con una hipótesis nula (H_0) que indica que no existe una tendencia en las precipitaciones anuales, versus una hipótesis alternativa (H_1) que indica que si existe una tendencia en las precipitaciones anuales. Los resultados de la prueba mostraron que en las estaciones de Cañete y Contulmo existe evidencia significativa para rechazar la hipótesis nula (valores-p de 0,0205 y 0,0127; y valores estadísticos de Kendall's tau de -0,188 y -0,238 respectivamente), por lo tanto, ha existido una tendencia a la baja en los montos anuales de precipitación, dado que el estadístico tau es negativo.

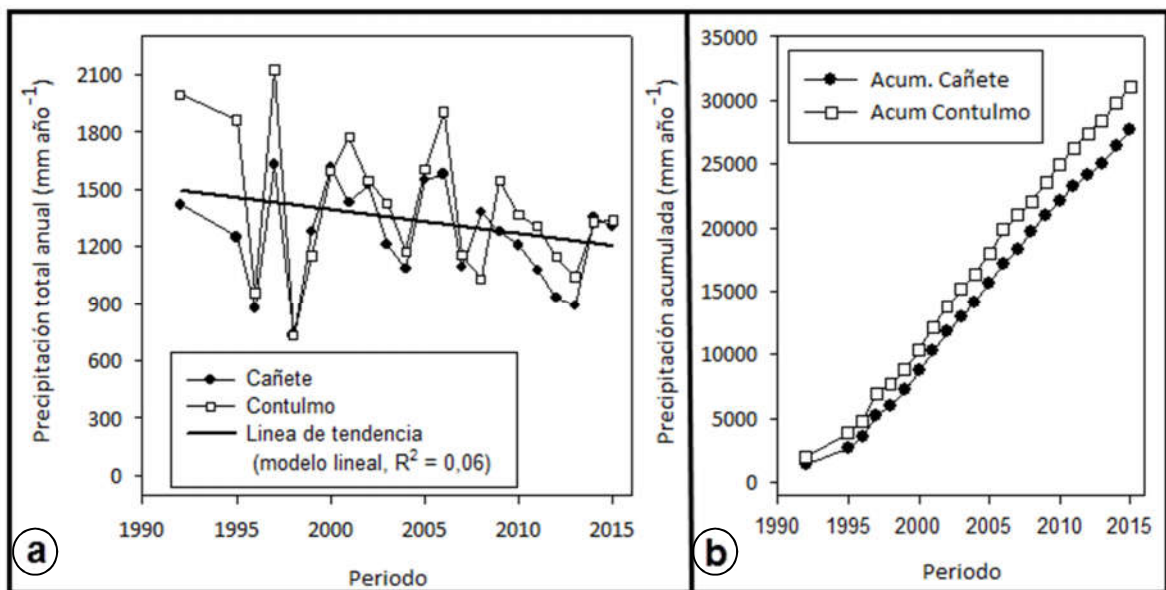


Figura 6. a) Precipitaciones anuales de las estaciones de Cañete y Contulmo desde el año 1992 hasta el 2015 y b) valores acumulados de precipitación para el mismo periodo.

El núcleo de sedimento fue extraído en la coordenada 37°55'07" S, 73°17'17" O, profundidad total de 13,5 m, recuperándose 1 liner de sedimento de 1,3 m de longitud (ver figura 7). Las mediciones de pH del sedimento superficial fueron de 7,1 y los valores

provenientes del CTD aparecen en la tabla II, no mostrando diferencias sustanciales entre la superficie y la parte más profunda (12 m) de la columna de agua, para la mayoría de las variables evaluadas *in situ*. Como el núcleo fue extraído con un tubo transparente, se pudo apreciar que no existían laminaciones superficiales y el color del sedimento era de una tonalidad gris oscura.

Tabla II. Resultados de las mediciones con la sonda multiparámetro CTD.

Profundidad (m)	Temperatura (°C)	Conductividad (mS cm ⁻¹)	Oxígeno (ml l ⁻¹)	Oxígeno % saturación	Fluorescencia mg m ⁻³	Turbidez (NTU)	pH
1	16,6921	0,055168	6,5468	96,517	1,8602	1,9849	8,278
2	16,6321	0,05085	6,5527	92,85	3,0222	2,2781	8,227
3	16,6016	0,048626	6,3263	93,72	3,5191	2,2847	8,216
4	16,5662	0,04673	6,3705	94,483	3,7503	2,3078	8,217
5	16,5335	0,045207	6,4457	94,175	3,7895	2,3189	8,225
6	16,5059	0,044322	6,4329	93,906	3,7616	2,3272	8,233
7	16,5043	0,043253	6,4217	93,268	3,7711	2,3904	8,244
8	16,5025	0,042407	6,3799	92,681	3,7892	2,4203	8,253
9	16,5066	0,041793	6,3392	92,149	3,8175	2,4155	8,262
10	16,517	0,041301	6,3073	90,843	3,868	2,3964	8,267
11	16,5092	0,040853	6,2242	90,239	3,8	2,4267	8,273
12	16,529	0,040357	6,1923	87,033	3,7511	2,4868	8,282

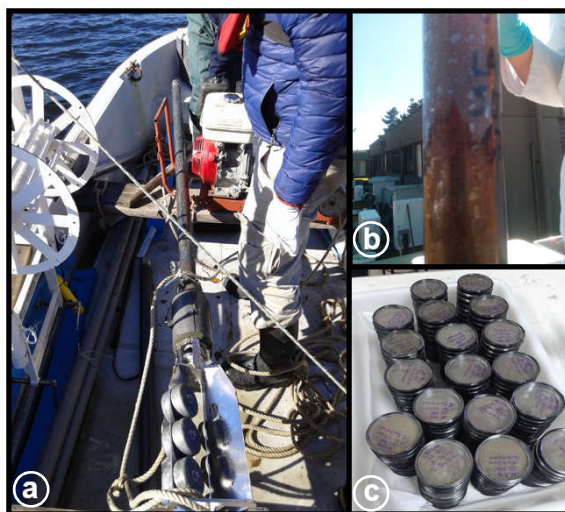


Figura 7. Liner extraído del sitio de estudio. a) Gravity corer utilizado para la extracción, b) liner transparente con el sedimento recuperado y c) muestras preparadas para ser datadas previo al envío a la Universidad de Pittsburgh, EEUU.

Como existían algunas diferencias en la batimetría del área de estudio, al compararse los registros de Parra *et al.*, (2003) y Stefer *et al.*, (2010) se procedió a levantar una batimetría en el punto de extracción del núcleo de sedimento. El área tenía profundidades entre 4,8 y 20,3 m, con un relieve de fondo plano que se incrementaba en profundidad hacia al interior del lago (ver figura 8).

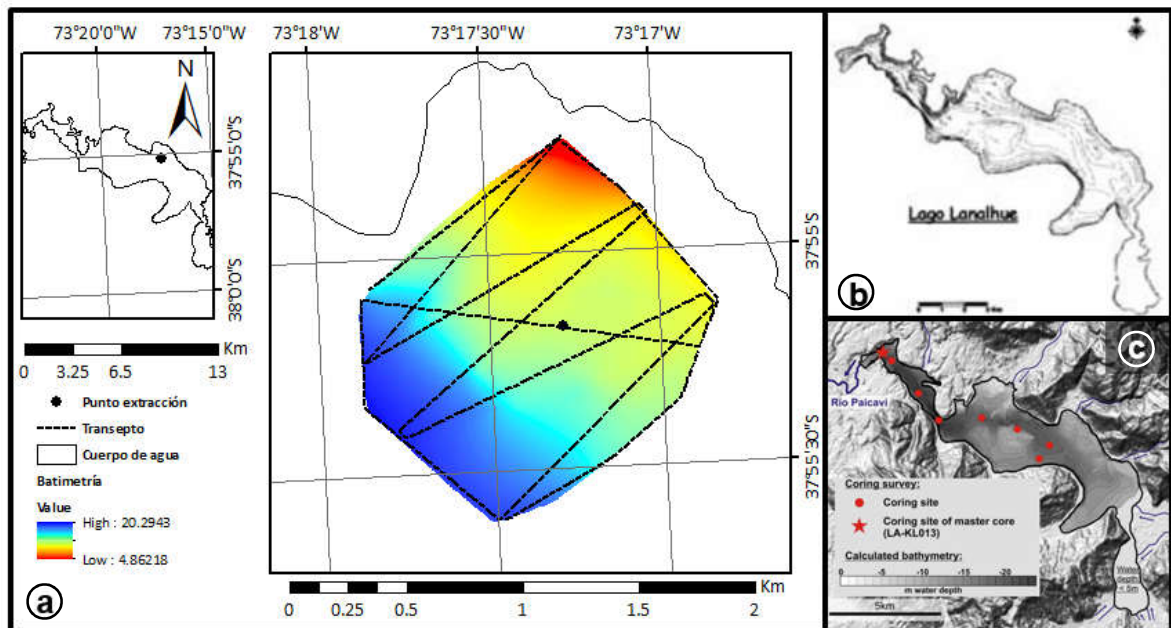


Figura 8. Batimetría del sitio de muestreo. a) Batimetría local generada en esta tesis, b) batimetría del lago reportada en Parra *et al.*, 2003 y c) batimetría del lago reportada en Stefer *et al.*, 2010.

5.2 Cartografía histórica por medio de imágenes Landsat entre 1975 hasta el 2009

Se seleccionaron 4 de 15 imágenes Landsat descargadas del servidor EarthExplorer (<http://earthexplorer.usgs.gov>), ya que cumplieron con el criterio de nubosidad de cero (ver tabla III). Estas imágenes pertenecieron a tres tipos de sensores distintos (MSS, TM, y ETM), montados en 4 satélites (Landsat 2, 4, 5 y 7). Se destaca que los sensores MSS tienen resoluciones espaciales y espectrales diferentes a los TM y ETM, así como un área de captura distinta. Adicionalmente, los sensores TM y ETM difieren levemente en su resolución espectral, lo que significó que cada imagen fuera clasificada de forma separada, habiéndose generado una firma espectral para cada escena, lo que se justifica debido a la variabilidad temporal de la condición de la vegetación, al relieve pronunciado de la zona de interés que puede derivar en artefactos por iluminación y al desconocimiento de sitios invariantes confiables sobre un período de tiempo tan extenso.

Tabla III. Resumen de las imágenes Landsat descargadas del servidor EarthExplorer.

Fecha de la captura	Satélite	Sensor
23-03-1975	Landsat 2	MSS
23-02-1990	Landsat 4	TM
03-12-2000	Landsat 7	ETM
18-01-2009	Landsat 5	TM

La cuenca definida para el lago Lanalhue fue de 381,5 km² y los tipos de uso fueron Agua (lago Lanalhue), Sin Vegetación, Agrícola - Pradera, Plantaciones y Nativo. Es necesario mencionar que la cobertura nativa incluyó el bosque degradado y matorral.

Los resultados de las firmas espectrales definidas y clasificaciones de uso aparecen en la tabla IV y figura 9, respectivamente. Los valores de las firmas espectrales tuvieron una buena diferenciación entre los usos definidos, en base a los resultados de los índices de Jeffries-Matusita y Transformed Divergence, teniéndose en consideración que el rango de estos valores varía entre 0 y 2 (valores cercanos a 2 indican una firma espectral bien definida, valores entre 1 y 1,9 indican una pobre firma espectral y valores menores a 1 indican una muy pobre firma espectral; Richards, 1986). Sin embargo, los menores valores para todas las escenas se registraron entre plantación y nativo.

Los resultados de los mapas de cambio de uso, presentaron un decreciente porcentaje de cobertura nativa en el tiempo entre los años 2000 al 2009 (31 a 17% del uso de la cuenca respectivamente), por otro lado, las plantaciones esbozaron un aumento sostenido entre 1990 al 2009 (28 a 46% del uso de la cuenca respectivamente). Se destaca que las áreas de uso Agrícola - pradera desde el año 1975 han permanecido sin muchas modificaciones hasta el 2009 (entre un 10 a 7% del uso de la cuenca).

Tabla IV. Valores de los índices Jeffries-Matusita (fondo gris) y Transformed Divergence (fondo blanco) para las firmas espectrales de las escenas clasificadas.

	1975					1990				
	Agrícola - Pradera	Agua	Nativo	Plantación	Sin Vegetación	Agrícola - Pradera	Agua	Nativo	Plantación	Sin Vegetación
Agrícola - Pradera		2	1,91	1,95	1,06		2	1,96	2	1,99
Agua	2		2	2	2	2		2	2	2
Nativo	1,92	2		0,91	1,57	1,99	2		1,56	1,97
Plantación	1,95	2	1,24		1,46	2	2	1,93		2
Sin Vegetación	1,12	2	1,71	1,73		2	2	2	2	
Agrícola - Pradera		2	1,92	2	1,98		2	1,89	1,99	1,9
Agua	2		2	2	2	2		2	2	2
Nativo	1,99	2		1,41	1,98	1,99	2		1,11	1,95
Plantación	2	2	1,62		2	2	2	1,23		1,96
Sin Vegetación	2	2	2	2		1,98	2	2	2	
	2000					2009				

Como método de validación, las coberturas clasificadas de Landsat fueron comparadas con la información disponible de los catastros vegetacionales de CONAF, versiones de 1994 y 2008 (ver figura 10). Al compararse las coberturas clasificadas de Landsat y CONAF disponibles, existió una diferencia en promedio de 6 y 5% con lo clasificado para las imágenes Landsat 1990 y 2009. Las diferencias se produjeron principalmente entre las clases de Nativo, No clasificado, Plantación y Sin Vegetación (ver tabla V).

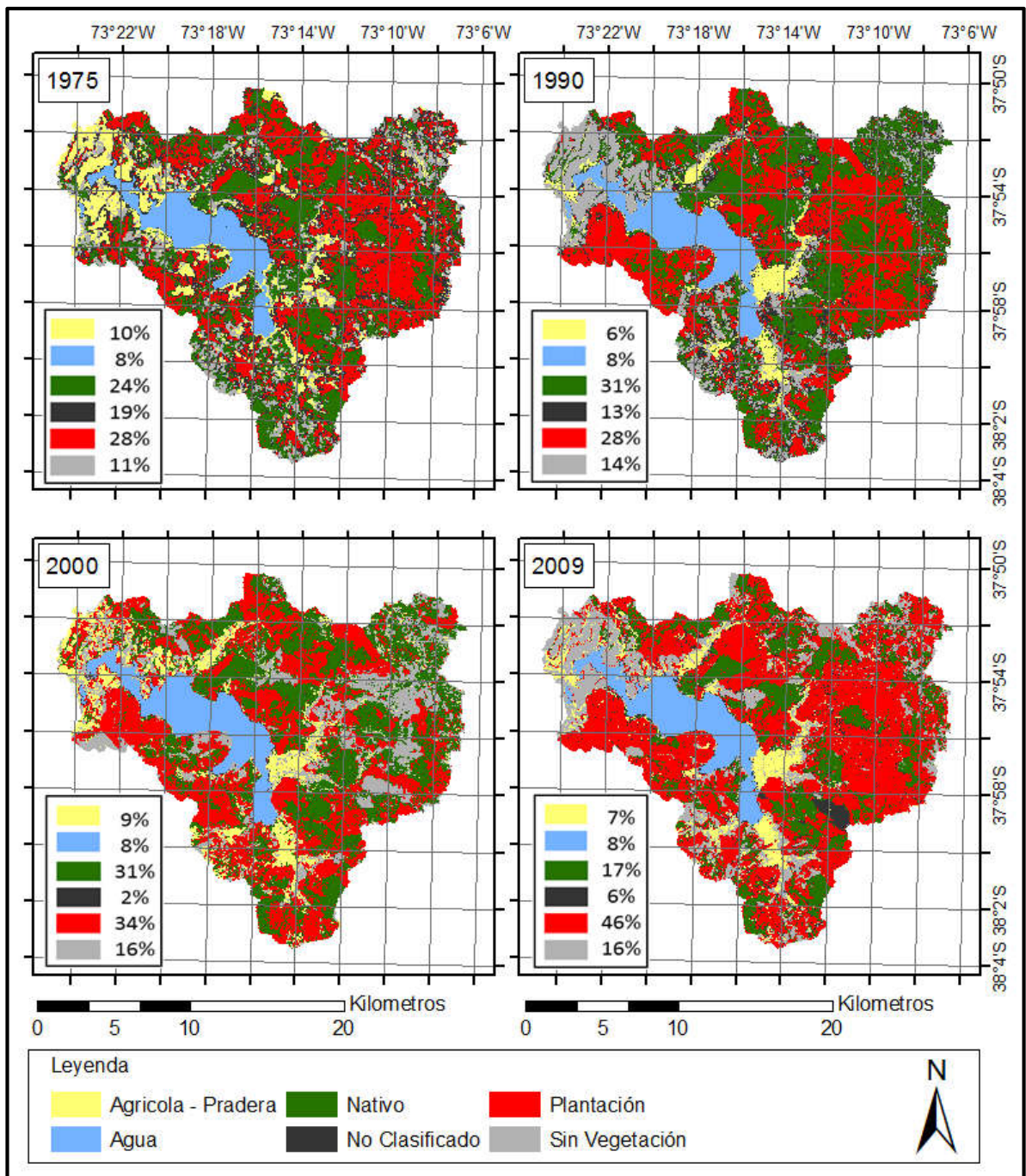


Figura 9. Clasificaciones de uso para la cuenca en donde está inserto el lago Lanalhue.
Fuente: Elaboración propia.

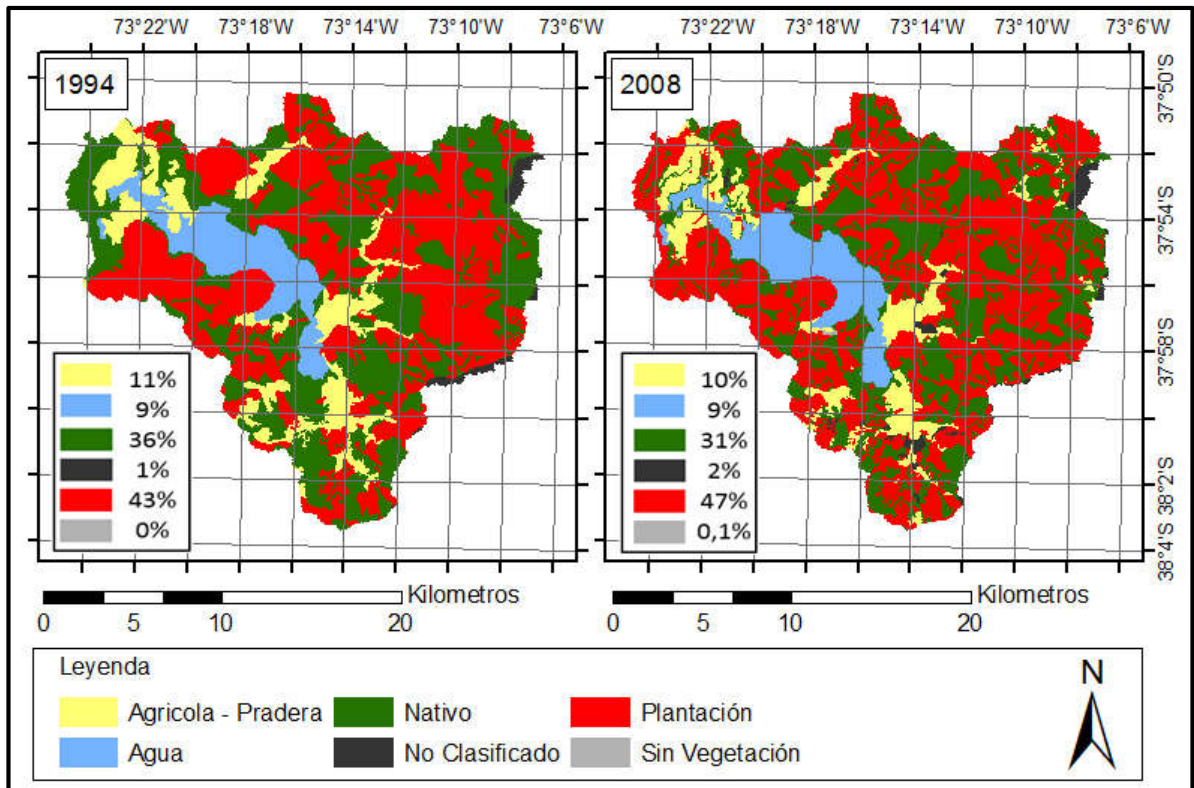


Figura 10. Clasificaciones de uso para la cuenca de Lanalhue, acorde al catastro de vegetación de CONAF 1994 y 2008.

Tabla V. Validaciones entre las clasificaciones del catastro vegetacional (1994 - 2008) y las clasificaciones de las imágenes Landsat (1990 y 2009). Los valores de la tabla corresponden al porcentaje de uso en donde la clasificación exhibió diferencias. Se destacaron en gris los porcentajes de mayor discrepancia.

Uso	Landsat 1990						Landsat 2009						
	Agricola - Pradera	Agua	Nativo	No Clasificado	Plantación	Sin Vegetación	Agricola - Pradera	Agua	Nativo	No Clasificado	Plantación	Sin Vegetación	
CONAF 1994	Agricola - Pradera	0,0	0,4	1,8	1,7	0,9	4,0	0,0	0,0	0,1	0,3	1,0	5,0
	Agua	0,3	0,0	0,3	0,5	0,4	0,8	0,2	0,0	0,0	0,3	0,1	0,3
	Nativo	1,1	1,0	0,0	5,2	6,6	6,2	1,5	0,1	0,0	10,9	3,3	3,3
	No Clasificado	0,0	0,0	0,5	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,0	0,6	0,7
	Plantación	0,7	0,6	13,0	5,5	0,0	3,1	1,6	0,0	2,5	2,9	0,0	6,9
	Sin Vegetación	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CONAF 2009	Agricola - Pradera	0,0	0,4	1,8	1,7	0,9	4,0	0,0	0,0	0,1	0,3	1,0	5,0
	Agua	0,3	0,0	0,3	0,5	0,4	0,8	0,2	0,0	0,0	0,3	0,1	0,3
	Nativo	1,1	1,0	0,0	5,2	6,6	6,2	1,5	0,1	0,0	10,9	3,3	3,3
	No Clasificado	0,0	0,0	0,5	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,0	0,6	0,7
	Plantación	0,7	0,6	13,0	5,5	0,0	3,1	1,6	0,0	2,5	2,9	0,0	6,9
	Sin Vegetación	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

5.3 Geocronología radioisotópica (Plomo 210Pb)

Se enviaron aproximadamente 0,5 g de sedimento liofilizado, a una resolución de 0,5 cm en profundidad, de un total de 183 muestras, al Departamento de Geología y Ciencias Planetarias de la Universidad de Pittsburgh. A pesar de hacer varios intentos con una mayor duración del scanning en las mediciones, la actividad de plomo fue muy baja y se decidió juntar las muestras superficiales a una resolución de 1 cm. Desafortunadamente, los resultados de estos análisis aún no estarán disponibles para el término de la tesis. Por lo tanto, se estableció una cronología en los sedimentos asumiendo una tasa de sedimentación constante de $0,32 \text{ cm año}^{-1}$, la cual fue calculada de la datación con ^{14}C publicada en Stefer *et al.*, (2010). Se consideró el valor de carbono radioactivo de los sitios SL012 y SL10 (ver figura 11).

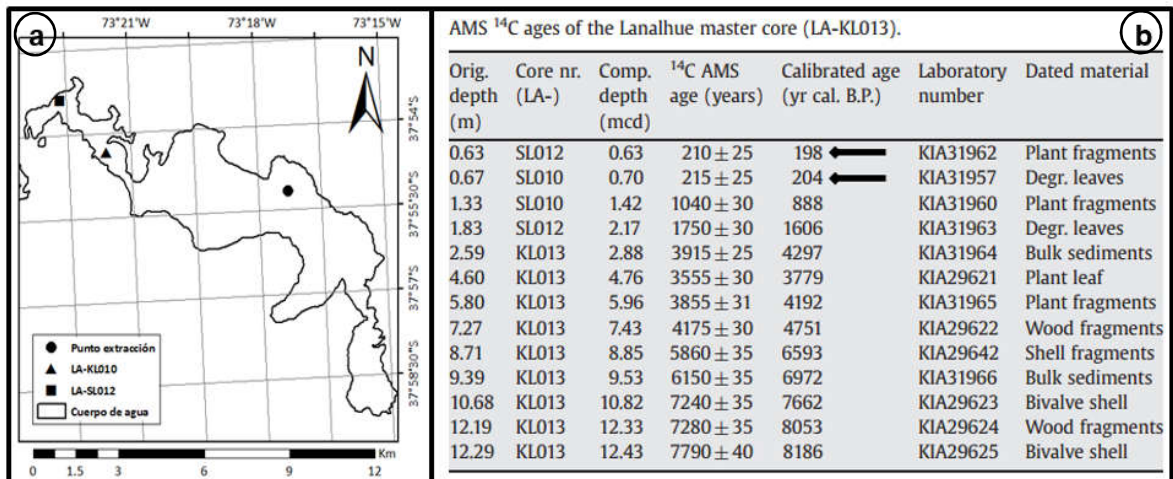


Figura 11. Valores de datación publicados por Stefer *et al.*, (2010). a) Ubicación de los núcleos de sedimento y b) valores de datación.

5.4 Densidad total seca y porcentaje de humedad del núcleo de sedimento

En esta tesis se reportan los resultados de los primeros 60 cm del núcleo de sedimento lo que temporalmente correspondería a los últimos ca. 190 años. La densidad vario entre

0,16 y 0,67 g cm⁻³, con una menor densidad en la parte inferior del núcleo entre los 60 y 50 cm de profundidad (ver figura 12a). La densidad aumenta hacia la parte superior del núcleo para permanecer de forma invariable hasta cerca de los 20 cm. De los 20 a los 14 cm disminuye nuevamente la densidad total, permaneciendo constante hasta la superficie. El porcentaje de humedad de las muestras (ver figura 12b) varió entre 59,6 y 75,9%, comportándose de manera similar y opuesta a los valores de densidad, con dos episodios de máxima acumulación de humedad, el primero entre 60 y 47 cm de profundidad y el segundo entre 15 y 5 cm.

5.5 Resultados de granulometría, *n*-alcanos, silica litogénica y diatomeas

Se analizaron 24 muestras para granulometría y *n*-alcanos y 18 muestras para silica litogénica, las cuales fueron seleccionadas en base a la variación de la densidad total seca y porcentaje de humedad (ver figura 12a, círculos blancos), con un mayor número de muestras de sedimento reciente (15 cm superiores).

La granulometría (ver figura 12c) exhibió principalmente valores de acumulación de partículas de grano medio con valores phi entre 4,9 y 6,8, con una clara disminución a los 14 cm, alcanzando un mínimo a los 10 cm y recuperando valores normales a los 5 cm de profundidad. Se observó un aumento similar en el tamaño de grano a los 48 cm (ver figura 12c y 12d).

El índice de preferencia de carbono (CPI, impar sobre par) (ver figura 12e) de los alcanos de cadenas largas, fue mayor a 1 en todo el perfil del núcleo, lo cual es característico de alcanos derivados de ceras epicuticulares en hojas de plantas vasculares terrestres (Eglinton y Hamilton, 1967; Bouloubassi *et al.*, 2001 y Eglinton y Eglinton, 2008). A lo largo del núcleo, los valores de CPI fluctuaron entre 1,4 y 8,1, con un incremento máximo (8,1) entre los 50 y 40 cm.

Los valores de la sumatoria de ceras de hoja (ver figura 12f) fluctuó entre 2,3 y 14,6 microgramos por gramo de sedimento seco ($\mu\text{g gss}^{-1}$) con abundancias máximas (13,7 y 14,6 $\mu\text{g gss}^{-1}$) entre los 60 y 40 cm de profundidad, disminuyendo a valores entre 2,3 y 8,7 en el resto del núcleo.

Los valores de silica litogénica (ver figura 12g) variaron entre 23,2 y 61,6%, presentando los menores valores entre los 60 y 40 cm de profundidad. Los más altos porcentajes de silica litogénica (entre 56,6 y 60,6) caracterizaron los 40 y 20 cm de profundidad del núcleo, para luego disminuir hacia el sedimento superficial.

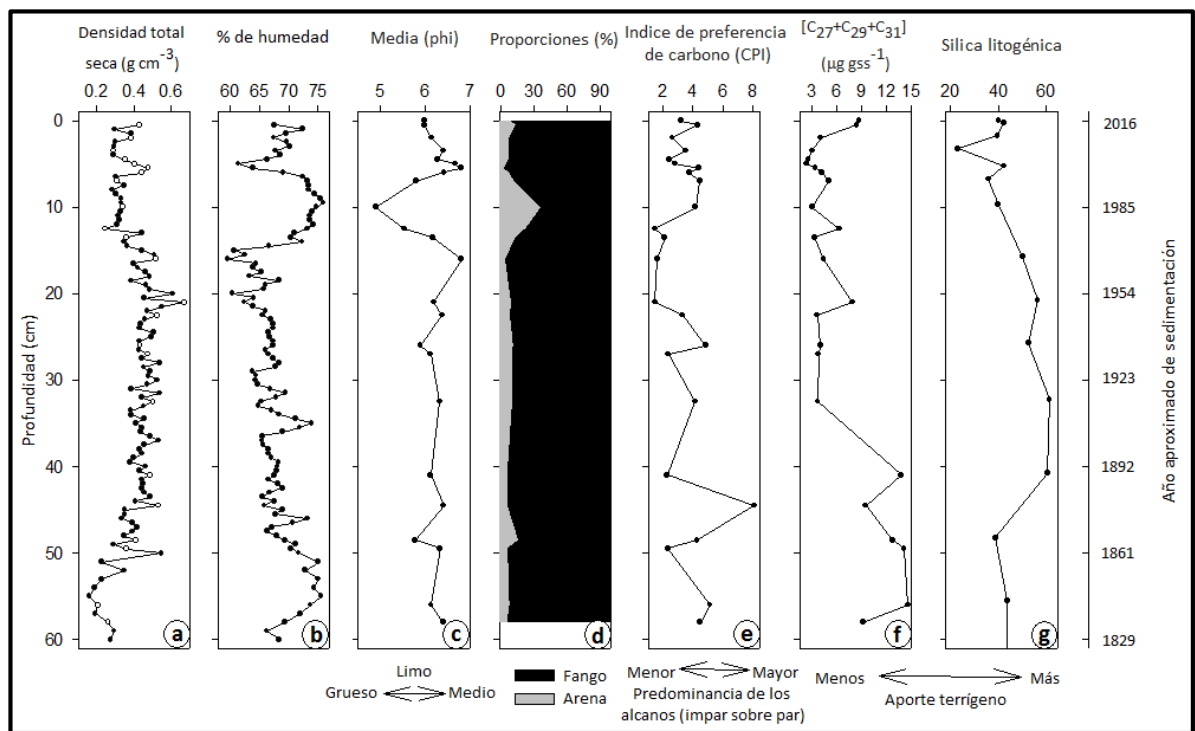


Figura 12. Variaciones de los índices orgánicos e inorgánicos medidos en el núcleo de sedimento los primeros 60 cm. a) Densidad total seca, b) porcentaje de humedad, c) media phi, d) proporciones de fango y arena, e) índice de preferencia de carbono, f) sumatoria de ceras de hoja y g) silica litogénica.

Los primeros 20 centímetros de profundidad del núcleo de sedimento se muestran en detalle en la figura 13, los cuales corresponden aproximadamente a los últimos 60 años (1954 al 2016). En ésta figura se agregan las precipitaciones de la estación Cañete (1962-2015) (ver figura 13a), los cambios de uso de suelo obtenidos de las imágenes de satélite (ver figura 13b) y la abundancia relativa en porcentaje de las diatomeas *Fragilaria cappuccina* y *Fragilaria sp.* (ver figura 13c).

Las precipitaciones no tuvieron grandes variaciones en el tiempo (ver figura 13a), aunque se pueden ver disminuciones en la acumulación menores a 1000 mm año⁻¹ para los años 1962, 1964, 1989, 1996, 1998, 2012 y 2013. En los cambios de uso de suelo (ver figura 13b), entre el año 1975, 1990 y el 2000 el bosque nativo no presentó disminuciones importantes. Sin embargo, a partir del año 2000 existe una disminución en su participación en la cuenca, que coincidió con un aumento en las plantaciones hacia el presente. El porcentaje de diatomeas *Fragilaria cappuccina* y *Fragilaria sp.* (ver figura 13c), característico de condiciones eutróficas (Brugam, 1983), fluctuó entre 0,2 y 7,04% con un claro máximo (7,04%) a los 10 cm profundidad. Cerca de los 5 cm de profundidad se produjo un evento de aumento de la densidad (ver figura 13d), que fue coincidente con una disminución del porcentaje de humedad (ver figura 13e). Esta situación no se repitió en las otras profundidades, pero sí se observó una disminución en la densidad y un aumento en el porcentaje de humedad entre los 7 y 14 cm de profundidad, que coincidió con un aumento en el tamaño de grano (ver figura 13f). Las aproximaciones orgánicas e inorgánicas (ver figura 13g, 13h y 13i), no mostraron tendencias destacables en estos 20 centímetros superficiales.

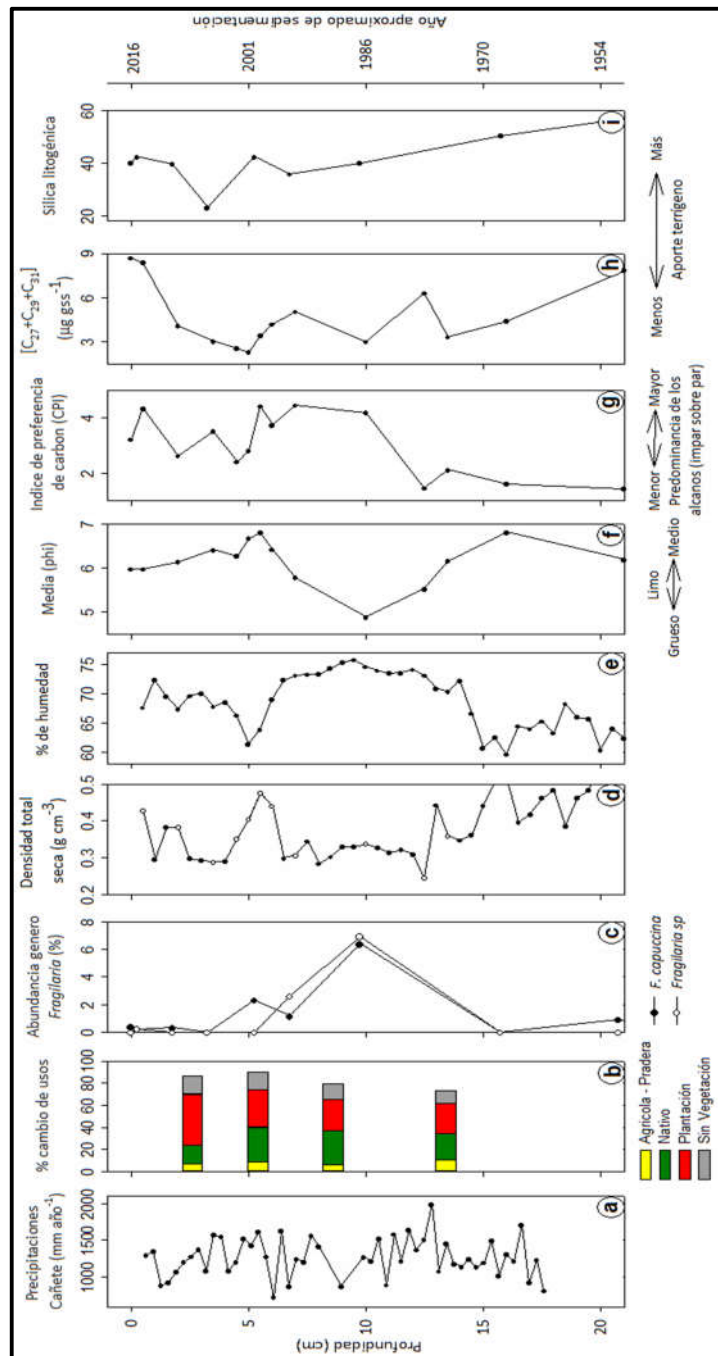


Figura 13. Variaciones de los índices orgánicos e inorgánicos medidos en el núcleo de sedimento los primeros 20 cm. a) Precipitaciones estación cañete, b) porcentaje cambio de usos, c) abundancia genero *Fragilaria* (*Fragilaria cappuccina* y *Fragilaria sp.*), d) densidad total seca, e) porcentaje de humedad, f) media phi, g) índice de preferencia de carbono, h) sumatoria de ceras de hoja y i) silica litogénica.

5.6 Análisis de componentes principales para las muestras de sedimento

Las primeras 3 componente principales (PC) explican de forma acumulada un 79,97% de la varianza de los datos en el núcleo de sedimento (ver tabla VI). La PC1 explica un 45,75% de la varianza de los datos, con una alta correlación ($> 0,9$) positiva con el porcentaje de arenas y los valores de CPI, y negativa con la concentración de ceras de hojas. La PC2 explica un 18,48% de la varianza, con una correlación positiva ($> 0,6$) para la media phi y el porcentaje de fango. La PC3 explica un 15,74% de la varianza, con una correlación positiva de la sílica litogénica ($> 0,8$).

Tabla VI. Resultado estadístico de los componentes principales evaluados (se destacan en gris los valores mayores a 0,6; para la PC1, PC2 y PC3).

Variables	PC1	ctr	cos2	PC2	ctr	cos2	PC3	ctr	cos2
Densidad total seca (g cm^{-3})	0,55	8,275	0,303	-0,473	15,158	0,224	-0,066	0,349	0,004
Porcentaje de humedad	-0,849	19,711	0,721	0,385	10,015	0,148	0,198	3,106	0,039
Media (phi)	-0,103	0,288	0,011	0,619	25,898	0,383	-0,495	19,461	0,245
Porcentaje de Fango	-0,062	0,105	0,004	0,682	31,472	0,465	0,468	17,374	0,219
Porcentaje de Arenas	0,948	24,537	0,898	0,13	1,14	0,017	-0,07	0,387	0,005
CPI	0,924	23,321	0,853	0,324	7,099	0,105	0,078	0,478	0,006
[C27_C29_C31] ($\mu\text{g gss}^{-1}$)	-0,924	23,352	0,855	-0,318	6,833	0,101	-0,078	0,48	0,006
Sílica litogénica	0,123	0,412	0,015	-0,188	2,385	0,035	0,857	58,365	0,735
PC _i (i=1,2 y 3)	Componente principal								
Ctr	Coordenada del vector								
cos2	Contribución de la variable al componente principal								
Eigenvalues	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	
Variance	3,660	1,478	1,259	0,875	0,560	0,107	0,060	0,0	
% of var.	45,746	18,480	15,744	10,935	7,006	1,335	0,751	0,004	
Cumulative % of var.	45,746	64,226	79,970	90,904	97,910	99,245	99,996	100,0	

De forma gráfica, en la figura 14a se ha presentado un Biplot del PC1 vs PC2, donde se observaron las magnitudes y direcciones de las variables evaluadas. Para el núcleo de

sedimento, el porcentaje de arenas, el CPI y la silica litogénica estaban en el mismo cuadrante, lo cual demostró que estas variables estaban relacionadas en su aumento o disminución. La figura 14b muestra que la variación de los scores del PC1 en relación a la profundidad habían presentado un comportamiento de similares características a la media phi, lo cual estaba relacionado también a la intrusión de arenas dentro del núcleo de sedimento y a los dos episodios de cambios que se identificaron (60 – 50 y 20 – 5 cm de profundidad).

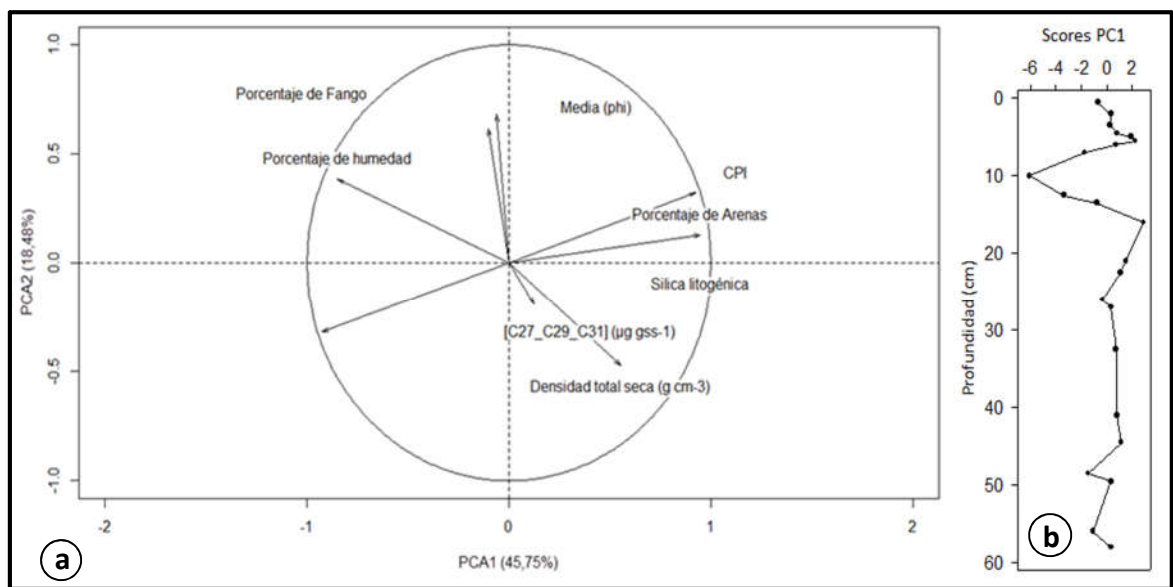


Figura 14. a) Gráfico de correlación Biplot, para el PC1 vs PC2 y b) scores del PC1 vs la profundidad.

VI. Discusión

Los registros pluviométricos de las estaciones cercanas al lago Lanalhue (ver figura 5), revelaron que las precipitaciones no se han incrementado o disminuido en los últimos 55 años, dada la línea de tendencia y el estadístico de Mann Kendall que fueron estimados para los registros de lluvia completos de la estación de Cañete. Este hecho fue similar al expresado por Parra *et al.*, (2003), que concluyo que las precipitaciones no han tenido una tendencia a aumentar o disminuir durante los últimos 50 años en los lagos Nahuelbutanos. Sin embargo, al considerar los últimos 25 años de las estaciones de Cañete y Contulmo (ver figura 6), si se observó una disminución en la precipitación anual (valores estadísticos de Kendall's tau de -0,188 y -0,238 respectivamente), coherente con lo reportado por Garreaud (2011) considerando la precipitación a meso escala en zonas del centro-sur de Chile en las últimas décadas. En referencia a la máxima precipitación anual registrada por la estación Contulmo de 2.125 mm año⁻¹ en 1997, este valor está por debajo a lo descrito por Ortiz y Arrey (2007), quien menciona que la zona podría recibir hasta 2.300 mm año⁻¹, incremento en precipitación atribuido a la fase cálida de un evento El Niño (Contreras *et al.*, 2007).

Los registros batimétricos de la zona de interés al haber sido comparada con la batimetría publicada por Stefer *et al.*, (2010) (ver figura 8), tuvieron un cierto nivel de concordancia, en donde las profundidades levantadas con la ecosonda GARMIN modelo ECHOMap 74 SV variaron entre 5 y 20 metros de profundidad, versus los 7 y 18 m registrados en la publicación de este autor, para la zona de extracción del núcleo de sedimento. Las leves diferencias registradas entre estas batimetrías, pudieron deberse entre otras cosas al nivel de resolución utilizado en la batimetría (menor resolución en Stefer *et al.*, 2010 para el punto de interés), época del levantamiento de la información (noviembre 2005 vs junio 2016), y finalmente a una acumulación de sedimentos en el lecho que pudieron modificar la profundidad o a la modificación del fondo del lago por efecto del terremoto del 27 febrero de 2010 (Barrientos, 2010). Lamentablemente, no se pudo

comparar la batimetría levantada con la publicada por Parra *et al.*, (2003), debido a la baja calidad de las imágenes que estaban disponibles en el archivo en línea.

Los registros de la sonda multiparámetro CTD indicaron que la columna de agua no presenta grandes cambios en los parámetros medidos (ver tabla II), lo que indicaría condiciones de mezcla durante el muestreo. Estos registros físicos y químicos medidos en el lago, son cercanos a los reportados por Parra *et al.*, (2003) para la temperatura y pH.

Las comparaciones de las imágenes Landsat de 1990 y 2009, con las del catastro de CONAF de 1994 y 2008 (ver figuras 9 y 10), generaron algunas dudas en la calidad de la clasificación efectuada, dado que existieron diferencias del orden de 44 y 35% respectivamente. Como una posible explicación a las diferencias encontradas, se tiene el hecho de que entre la imagen Landsat 1990 y el catastro 1994 existen 4 años de diferencia y posiblemente se efectuaron cambios en el estrato vegetal que refleja la cobertura de CONAF. Sin embargo, el 13% de diferencia entre Nativo – Plantación, más bien pudo corresponder a una débil firma espectral usada en la clasificación de la imagen Landsat 1990 (valor de Jeffries-Matusita de 1,56 y valor de Transformed Divergence de 1,93). Para el caso de la imagen Landsat 2009 y la del catastro 2008, las diferencias registradas fueron menores y las mayores discrepancias se produjeron entre Nativo - No clasificado (10,9%) y Plantación - Sin Vegetación (6,9%). Este último porcentaje de diferencia se pudo deber a que dentro del catastro vegetal, las áreas cosechadas recientemente son consideradas como Plantaciones, lo cual para la imagen Landsat corresponde a una clase sin vegetación.

Habiendo considerado la validación cruzada que se realizó con la información oficial de CONAF, y en referencia a los cambios de uso que se estimaron para la zona (ver figura 9); desde el año 1990 hasta el 2009, se apreció un incremento en las plantaciones forestales (28 a 46%, según imagen Landsat y 43 a 47% según catastro vegetal respectivamente), ocupando zonas que anteriormente fueron vegetación nativa. Esta situación fue similar a la

descrita por Parra *et al.*, (2003) en la laguna Chica. El hecho de que plantaciones forestales reemplazaran terrenos de vegetación nativa, también ha sido documentado por Aguayo *et al.*, (2009), quien en su estudio de cambio de uso determinó que la mayoría de los cambios, ocurrieron sobre zonas que anteriormente fueron matorrales, bosque nativo y zonas agrícolas degradadas. El incremento de las plantaciones forestales en la cuenca del lago Lanalhue, pudo deberse a los subsidios entregados por el estado (Cisterna *et al.* 1999; CONAF *et al.*, 1999 y Sanhueza y Azocar, 2000), lo que promovió un modelo de negocio basado en bosques de rápido crecimiento, que permiten la generación de madera aserrada o materia prima para la celulosa, en desmedro de la vegetación natural que solo ofrecía como producto leña.

Para la cobertura nativa desde 1975 hasta 2009, se apreciaron aumentos y disminuciones en su porcentaje de participación dentro de la cuenca, destacándose que entre 1975 y 1990 la vegetación nativa aumentó su participación dentro de la cuenca (7% de incremento), teniéndose como explicación que terrenos degradados que fueron clasificados como sin vegetación, fueron repoblados por el bosque nativo circúndate. Smith-Ramírez *et al.*, (2015), entrega un resumen de las experiencias de restauración y recuperación del bosque nativo y Catalán *et al.*, (2006), explican en su libro los medios por los cuales se produce una restauración natural. La explicación de la disminución del bosque nativo dentro de la cuenca (1990 al 2009), si se considera como referencia la clasificación de la imagen Landsat, pudo corresponder a bosques degradados que se clasificaron como sin vegetación y por el contrario, el catastro vegetacional de CONAF muestra que el porcentaje de participación del bosque nativo entre 1994 al 2008 no ha sufrido cambios y las diferencias que se producen con las imágenes Landsat, son más bien de origen interpretativo en la clasificación realizada.

Los resultados del núcleo de sedimento sugieren cambios importantes en la acumulación del sedimento entre 60 y 50 cm, y 20 y 5 cm (ver figura 12). La menor densidad

entre 60 y 50 cm se relaciona con un aumento en el porcentaje de humedad en los sedimentos, sin cambios claros en la granulometría. En cambio, los valores de densidad a 20 y 5 cm, y porcentaje de humedad y granulometría indican una menor densidad asociado a la presencia de arenas que favorecieron la acumulación de agua (12a, 12b, 12c y 12d). La disminución en unidades phi en el registro sedimentario fue interpretado como intrusión de partículas de mayor tamaño como indicador de erosión (ver figura 12d). Chirinos *et al.*, (2005), obtuvo resultados similares en su estudio sobre la Laguna Chica, donde el fango fue predominante en la estructura de los sedimentos del núcleo, pero el tamaño partículas (8 y 12 phi) fue mayor al encontrado en Lanalhue. Por lo tanto, bajos valores de densidad y mayor humedad entre 60 y 50 cm, requieren de otras explicaciones como cambios de productividad en el lago.

En lo que respecta a los indicadores de aporte terrígeno orgánico e inorgánico. La abundancia de *n*-alcanos fue mayor entre los 60 y 50 cm lo cual puede ser interpretado como un mayor aporte de plantas terrestres (12e) en el sitio del estudio (Wright y Cannon, 2001 y Diefendorf y Freimuth, 2016). Sin embargo, el cambio abrupto a menores concentraciones de *n*-alcanos hacia los sedimentos más recientes, sugiere también la posibilidad de registrar un cambio de vegetación. Una alta acumulación de ceras de hojas entre los 60 y 50 cm (ver figura 12f), puede haber estado asociada a una vegetación que produce altas concentraciones de ceras de hojas, como por ejemplo las angiospermas o a condiciones ambientales que favorecen un mayor arrastre de material al cuerpo de agua, por ejemplo, mayor escorrentía, vientos y pendientes (Diefendorf *et al.*, 2011 y Tipple y Pagani, 2013). Otra posibilidad de explicar el cambio de abundancia de ceras de hojas surge con los datos de sílica litogénica, ya que ésta aumenta al disminuir las ceras de hojas, pudiendo diluir el aporte de ceras en el sedimento (ver figura 12g). Estos valores de sílica fueron menores a los reportados por Bertrand *et al.*, (2014), quien en el norte de la Patagonia registro valores entre 83 y 85% de sílica litogénica a lo largo de un núcleo de sedimento de 2 m recuperado al interior de un fiordo.

Valores bajos de CPI y concentración de *n*-alcanos entre los 40 y 15 cm de profundidad fortalecen la idea de un cambio en la vegetación dominante anteriormente sugerido, ya que praderas o cultivos agrícolas producen un bajo aporte de *n*-alcanos (Diefendorf y Freimuth, 2016). Cabe destacarse que los valores de CPI > 1 registrados en el lago Lanalhue son comparables a los resultados obtenidos por Sepúlveda *et al.*, (2011) sobre sedimentos superficiales en los fiordos de la Patagonia de Chile, sistemas semi-cerrados y estuarinos, donde para 14 estaciones de muestreo el índice CPI de ceras de hojas varió entre 3 y 4,2.

Según la datación asignada, este periodo corresponde a los años 1890 y 1960 en donde la zona al sur del río Biobío se constituyó en un proveedor de cereales, ganado y madera para las ciudades de la zona central (Bengoa, 1990 y Flores, 2012) (ver figura 15). Otro factor complementario al cambio de vegetación, son los incendios ya que el fuego produce un impacto en el patrón de distribución de los *n*-alcanos, reduciendo su CPI y su abundancia (González-Pérez *et al.*, 2008 y Wiesenberg *et al.*, 2009). Registros históricos recopilados por CONAF & Castro (1995), describieron que el fuego fue utilizado como método de roce, para la habilitación de terrenos agrícolas a finales del siglo XIX y principios del siglo XX.



Figura 15. a) Fotografía desde la orilla del lago Lanalhue en 1940 y b) fotografía desde la orilla en tiempos actuales. Fuente: Gerstmann, 1940.

Para la parte superior del núcleo, desde 0 a 20 cm de profundidad (ver figura 13), esta última parte del núcleo reflejaría los cambios en el aporte terrígeno que ha recibido el lago Lanalhue en los últimos 60 años aproximadamente. Acorde a esto último, el lago ha recibido dos importantes aportes de material terrígeno a los 0,5 y 5 cm de profundidad aproximadamente, según el análisis de silica litogénica (ver figura 13i), pero que no significaron un importante incremento en los *n*-alcanos medidos para las mismas profundidades (ver figura 13g y 13h). Uno de los motivos que explicaría este bajo valor en los *n*-alcanos tiene que ver con la vegetación dominante que presentó la cuenca del Lanalhue para ese periodo de tiempo, y que acorde a las clasificaciones de las imágenes Landsat (1990, 2000 y 2009) y a las del catastro vegetacional de CONAF (1994 y 2008), el uso de suelo correspondía mayoritariamente a plantaciones forestales (*Pinus radiata* predominantemente) las cuales generan una baja proporción de *n*-alcanos por ser gimnospermas (Diefendorf *et al.*, 2015 y Diefendorf y Freimuth, 2016).

En referencia a la variación de la silica, las áreas sin vegetación representada por las zonas cosechadas, las habilitaciones de camino y los incendios, son fuentes de origen de suelo mineral y de silica, ya que al estar sin protección son propensos a una mayor erosión, por efecto del viento y la lluvia. Por ejemplo, la disminución de la silica a la profundidad de 3 cm con un valor de 23% (ver figura 13i), podría deberse a un mínimo en las actividades que dejan el suelo descubierto o a bajos montos de precipitación que reducen la escorrentía superficial (ver figura 13a).

La prevalencia y abundancia de las diatomeas de *Fragilaria cappuccina* y *Fragilaria sp.* a lo largo del núcleo de sedimento indican que en el ambiente en el cual se generaron predominó un hábitat mesotrófico-oligotrófico (mesotróficos son ambientes con un nivel intermedio de productividad y oligotróficos son ambientes de poca productividad primaria, dado un bajo contenido de nutrientes). En relación a lo anterior, varios autores han señalado la importancia que tendría el pH de las aguas en determinar la distribución y

composición de las especies de diatomeas en los sistemas naturales (Van Dam *et al.*, 1994 y DeNicola 2000). Los cambios en abundancia de *Fragilaria cappuccina* y *Fragilaria sp.* a lo largo del núcleo de sedimento, puede deberse a un mayor o menor aporte de nutrientes o también a que el género se adaptaron más rápidamente a los cambios en la calidad del agua. Según Enache y Prairie (2000), los cambios observados en las asociaciones de diatomeas podrían estar relacionados con el aumento de nutrientes, principalmente de fósforo (P). Por lo tanto, las altas abundancias de hasta 6 veces más especímenes en el estrato de 10 cm (ver figura 13c), puede ser interpretado como un aumento del estado trófico o alteración de la calidad de agua como consecuencia del aumento en la erosión debido al cambio en el uso de suelo. Sin embargo, también este hecho podría ser interpretado por homogenización de los primeros centímetros del registro sedimentario (e.g. movimiento telúrico).

El análisis multivariado de componentes principales estimo que tres componentes explicaban un 79,97% de la varianza acumulada de los datos (ver tabla VI). Estos resultados identifican al porcentaje de arena, CPI y a la sumatoria de las ceras de hoja, explicando casi un 45,75% de la variación de los datos que atribuimos como indicadores de erosión. Esto indica que éstas propiedades granulométricas y biogeoquímicas del núcleo de sedimentos en estudio son controladas mayoritariamente por cambios en el aporte terrígeno. Por lo tanto, estas propiedades deberían haber sido consideradas en los análisis de laboratorio con una mayor resolución, de manera de mejorar la interpretación de los resultados. De forma complementaria, la media phi y el porcentaje de fango explican un 18,48%, siendo estas propiedades granulométricas las que deberían ser consideradas en segundo lugar con una mayor resolución de análisis en los datos. La figura 14b, en donde se mostró la variación de los scores del PC1 vs la profundidad, revelo que los dos episodios de cambios descritos para el núcleo de sedimento se ven cercanamente reflejados en el comportamiento de los scores de la componente principal 1, que explicaba un 45,75% de la varianza de los datos.

VII. Conclusiones – Recomendaciones

- El lago Lanalhue presenta un importante aporte terrígeno a sus sedimentos que se ha mantenido en el tiempo, que puede ser confirmado con indicadores orgánicos e inorgánicos del núcleo de sedimento analizado en este estudio, e.g. índice de preferencia de carbono (CPI) fue siempre mayor a uno y sus valores de sílica litogénica fueron mayores a 20%.
- Se identifican 2 intervalos en el núcleo de sedimento analizado 60 - 50 cm y 20 - 5 cm de profundidad del núcleo de sedimento, donde hubo cambios importantes en la acumulación y tipo de sedimento, donde los valores de densidad, porcentaje de humedad y granulometría indicaron una menor densidad asociado a la presencia de arenas, las que favorecieron la acumulación de agua. Estos periodos de acumulación temporalmente están entre los años 1829 – 1861 y 1954 – 1998.
- La cuenca del lago Lanalhue ha presentado diferentes cambios en el tipo de uso, con la vegetación nativa ocupando alrededor de un 24% en el año 1975 y un 17 % en el año 2009. Reducción asociada a un incremento en las plantaciones, que para el año 1975 correspondió a un 28% y aumentando hasta un 46% en el año 2009.
- Cambios en el tipo de vegetación predominante al interior de la cuenca del lago Lanalhue, e.g. de angiospermas a gimnospermas, pudo haber determinado la cantidad de *n*-alcanos presentes en el núcleo de sedimento y al mismo tiempo la magnitud del CPI. Las condiciones ambientales del área de estudio como la urbanización y las plantaciones son otro factor importante que puede haber afectado la abundancia de *n*-alcanos (y diatomeas). Por ejemplo, un aumento de escorrentía debido a cambios en el uso de suelo podría haber incrementado el aporte de la sílica litogénica diluyendo el registro de alcanos.

- Para estudios futuros, una de las cosas pendientes es obtener la cronología del núcleo en base a sus propias muestras, lo que ayudaría a mejorar la interpretación de los resultados y a redirigir la cantidad de análisis de *n*-alcanos y silica litogénica en los horizontes no evaluados.

VIII. Referencias Bibliográficas

Aguayo M., A. Pauchard, G. Azócar & 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.

Altamirano A., C. Echeverría & A. Lara .2007. Efecto de la fragmentación forestal sobre la estructura vegetacional de las poblaciones amenazadas de *Legrandia concinna* (Myrtaceae) del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 80: 27-42.

Apitz S.E., J. Brils, A. Marcomini, A. Critto, P. Agostini, C. Micheletti & P. Kusnir. 2006. Approaches and frameworks for managing contaminated sediments - a European perspective. In D. Reible & T. Lanczos (Eds.), *Assessment and remediation of contaminated sediments: Proceedings of the NATO advanced research workshop on assessment and remediation of contaminated sediments*, Bratislava, Slovak Republic, 5-82 pp.

Appleby P.G. & F. Oldfield. 1978. The calculation of lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported ^{210}Pb to the sediment. *Catena*, 5: 1-8.

Appleby P.G., P.J. Nolan, D.W. Gifford, M.J. Godfrey, F. Oldfield, N.J. Anderson & R.W. Battarbee. 1986. ^{210}Pb dating by low background gamma counting. *Hidrobiología*, 143: 21-27.

Barrientos C. 1990. Estructura dinámica de la vegetación en la hoya hidrográfica de la Laguna Chica de San Pedro. Tesina de Diplomado en Análisis y Gestión del Ambiente. Centro EULA Chile, Universidad de Concepción, 23 pp.

Barrientos S.E. 2010. Terremoto (M=8.8) del 27 de febrero de 2010 en Chile. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 67(3): 412-420.

Bengoa J. 1990. Historia social de la agricultura chilena, tomo II. Haciendas y campesinos. Ediciones Sur, colección estudios históricos, Chile. 237 pp.

Bertrand, S., K. Huguen, S. Sepulveda & S Pantoja. 2014. Late Holocene covariability of the southern westerlies and sea surface temperature in northern Chilean Patagonia. *Quaternary Science Reviews*, 105: 195-208.

Bloesch y Evans. 1982. Citados por Xu, L., F. Wu, G. Wan, H. Liao, X. Zhao & B. Xing. 2011. Relationship between ^{210}Pb activity and sedimentary organic carbon in sediments of 3 Chinese lakes. *Environmental Pollution*, 159: 3462 - 3467.

Blott J. 2010. Gradistat version 8.0: A grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments by sieving or laser granulometer. Kenneth Pye Associates Ltd. Berkshire, UK.

Boggs S. 2006. Principles of sedimentary and stratigraphy, 4th edition. Pearson Prentice Hall, Upper Saddle River, United States of America, 600 pp.

Bouloubassi I., J. Fillaux & A. Saliot. 2001. Hydrocarbons in surface sediments from Changjiang (Yangtze River), East China Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 42(12): 1335-1346.

Brugam R. 1983. The relationship between fossil diatom assemblages and limnological conditions. *Hydrobiologia*, 98: 223-235.

Campbell J.B. & R.H. Wynne. 2011. Introduction to Remote Sensing, 5th Edition. The Guilford Press, 667 pp.

Castañeda I.S. & S. Schouten. 2011. A review of molecular organic proxies for examining modern and ancient lacustrine environments. *Quaternary Science Reviews*, 30(21-22): 2851-2891.

Catalán Labarías R., P. Wilken, A. Kandzior, D. Tecklin & H. Burschel. 2006. Bosques y comunidades del sur de Chile. Editorial Universitaria, Chile. 367 pp.

Chander G., B.L. Markham & D.L. 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.

Chirinos L.R., R. Urrutia, N. Fagel, S. Bertrand, N. Gamboa, A. Araneda & C Zaror. 2005. Chemical profiles in lake sediments in laguna Chica de San Pedro (Biobío región, Chile). *J. Chil. Chem. Soc.*, 50(4): 697-710.

Chuvieco E. 1996. Fundamentos de teledetección espacial. Rialp, Madrid. 568 pp.

Cisterna M., P. Martínez, C. Oyarzún & P. Debels. 1999. Caracterización del proceso de reemplazo de vegetación nativa por plantaciones forestales en una cuenca lacustre de la cordillera de Nahuelbuta, VIII Región, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 72: 541-556.

CONAF & Castro. 1995. Historia: la presencia de los incendios forestales en Chile. [<http://www.cpif.cl/historia/>]. Revisado: 16 Diciembre 2016.

CONAF, CONAMA, BIRF, Universidad Austral de Chile, Pontificia Universidad Católica de Chile et al. 1999. Catastro y evaluación de los recursos vegetacionales nativos de Chile. Informe nacional con variables ambientales. Santiago, Chile. 88 pp.

Contreras, M. 2010. Calidad de aguas y contaminación: etapa de diagnóstico. Informe preparado para el diagnóstico de la gestión de los recursos hídricos. Santiago, Chile.

Contreras S., S. Pantoja, C. Neira & C. Lange. 2007. Biogeochemistry of surface sediments off Concepción (~36°S), Chile: El Niño vs. non-El Niño conditions. *Progress in Oceanography*, 75: 576-585.

CREA. 2009. Evaluación rápida del estado trófico del lago Lanalhue. Centro Regional de Estudios Ambientales, Universidad Católica de la Santísima Concepción. Concepción, Chile, 47 pp.

de Vries C., T. Danaher, R. Denham, P. Scarth & S. Phinn. 2008. An operational radiometric calibration procedure for the Landsat sensors based on pseudo-invariant target sites. *Remote Sensing of Environment*, 107(3): 414-429.

Dean W.E. 1999. The carbon cycle and biogeochemical dynamics in lake sediments. *Journal of Paleolimnology*, 21: 375–393.

DeNicola D. 2000. A review of diatoms found in highly acidic environments. *Hydrobiología*, 433: 111-122.

Diefendorf A.F., A.B. Leslie & S.L. Wing. 2015. Leaf wax composition and carbon isotopes vary among major conifer groups. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 170: 145-156.

Diefendorf A.F. & E.J. Freimuth. 2016. Extracting the most from terrestrial plant-derived n-alkyl lipids and their carbon isotopes from the sedimentary record: A review. *Organic Geochemistry, In litteris*, 83 pp.

Diefendorf A.F., K.H. Freeman, S.L. Wing, & H.V. Graham. 2011. Production of n-alkyl lipids in living plants and implications for the geologic past. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 75: 7472-7485.

Dominik et al. 1981. Citados por Xu, L., F. Wu, G. Wan, H. Liao, X. Zhao & B. Xing. 2011. Relationship between ²¹⁰Pb activity and sedimentary organic carbon in sediments of 3 Chinese lakes. *Environmental Pollution*, 159: 3462 - 3467.

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

Edwards A.C. & P.J.A. Withers. 2008. Transport and delivery of suspended solids, nitrogen and phosphorus from various sources to freshwaters in the UK. *Journal of Hydrology*, 350(3-4): 144-153.

Eglinton G. & R. J. Hamilton. 1967. Leaf epicuticular waxes. *Science*, 156: 1322-1335.

Eglinton T.I. & G. Eglinton. 2008. Molecular proxies for paleoclimatology: *Earth and Planetary Science letters*, 275: 1-16.

Enache M. & Y. Prairie. 2000. Paleolimnological reconstruction of forest fire induced changes in Lake Biogeochemistry (Lac Francis, Abitibi, Quebec, Canada). *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science*, 57(2): 146-154.

EPA. 2016. Ecosystem services in lakes. [https://archive.epa.gov/aed/lakesecoservices/web/html/ecosl.html]. Revisado: 24 Agosto 2016.

ESRI. 2016. Clasificación de imágenes con la Extensión ArcGIS Spatial Analyst. [https://desktop.arcgis.com/es/arcmap/latest/extensions/spatial-analyst/image-classification/image-classification-using-spatial-analyst.htm.]. Revisado: 05 Julio 2016.

EULA. 2011. Diagnóstico y propuesta para la conservación y uso sustentable de los humedales lacustres y urbanos principales de la región del Biobío. 140 pp.

EULA. 2014. Proyecto análisis de riesgos de desastres y zonificación costera, región del Biobío código BIP 30098326, Expediente Comunal Contulmo, 90 pp.

Flores, J. 2012. La Araucanía y la construcción del sur de Chile, 1880-1950; turismo y vías de transporte. XII Coloquio internacional de Geocrítica. [http://www.ub.edu/geocrit/coloquio2012/actas/01-J-Flores.pdf]. Revisado: 22 Noviembre 2016.

Fondriest Environmental Inc. 2014. Sediment transport and deposition: fundamentals of environmental measurements. [http://www.fondriest.com/environmental-measurements/parameters/hydrology/sediment-transport-deposition/]. Revisado: 29 Septiembre 2016.

Fuenzalida H. 1971. Climatología de Chile. Publicación Int. Fac. de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile, 73 pp.

Gambarova Y., A. Gambarov, R. Rustamov, V. Sefikhanly, U. Kerimly & M. Zeynalova. 2013. Rare vegetation degradation in relation to cattle grazing in gobustan, Azerbaijan: classification and change detection from remotely-sensed images. *International Geoinformatics Research and Development Journal*, 4(4): 1-9.

Garreaud R.D. 2011. Cambio climático: bases físicas e impactos en Chile. *Revista Tierra Adentro - INIA*, 93: 1-14.

Gellis A.C. & D.E. Walling. 2011. Sediment-sourcefingerprinting (tracing) and sediment budgets as tools in targeting riverand watershed restoration programs. In: Simon, A.A., S.S. Bennett & J.M. Castro (eds.), *Stream Restoration in Dynamic Fluvial Systems: scientific approaches, analyses, and tools* American Geophysical Union Monograph Series 194. *American Geophysical Union*, Washington, D.C., USA, 263–291 pp.

Gerstmann, R. 1940. Balsa transportando gente y lancha en canal n/i. A la orilla lugareños cargando una carreta con bueyes. [<http://www.fotografiapatrimonial.cl/p/33166>]. Revisado: 6 Enero 2017.

González-Pérez J.A., F.J. González-Vila, R. González-Vázquez, M.E. Arias, J. Rodríguez & H. Knicker. 2008. Use of multiple biogeochemical parameters to monitor the recovery of soils after forest fires. *Organic Geochemistry*, 39: 940–944.

Goward S., J. Irons, S. Franks, T. Arvidson, D. Williams & J. Faundeen. 2006. Historical record of landsat global coverage: Mission operations, NSLRSDA, and international cooperator stations. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 72: 1155-1169.

Hantson S. & E. Chuvieco. 2011. Evaluation of different topographic correction methods for Landsat imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 13(5): 691-700.

Heilmayr R., C. Echeverría, R. Fuentes & E.F. Lambin. 2016. A plantation-dominated forest transition in Chile. *Applied Geography*, 75: 71-82.

Hopkins W.G. & N.P. Hüner. 2004. Introduction to Plant Physiology. 3rd edition, John Wiley & Sons Inc., 104-122 pp.

Horn S.P. 2016. Lake sediments and climate change. Department of geography, University of Tennessee. [http://web.utk.edu/~cqpr/Documents/Darwin%20Day%20Handout%20from%20Horn,%20Lake%20Sediments%20and%20Climate%20Change.pdf]. Revisado: 30 Septiembre 2016.

INE. 2015. Medio ambiente, informe anual. Instituto Nacional de Estadísticas. Santiago, Chile, 204 pp.

Jetter R., S. Schaffer & M. Riederer. 2000. Leaf cuticular waxes are arranged in chemically and mechanically distinct layers: evidence from *Prunus laurocerasus* L. *Plant Cell and Environment*, 23: 619-628.

Kaushal S. & M.W. Binford. 1999. Relationship between C:N ratios of lake sediments, organic matter sources, and historical deforestation of Lake Pleasant, Massachusetts, USA. *Journal of Paleolimnology*, 22: 439–442.

Kendall M.G. 1975. Rank correlation methods, 4ed. Charles Griffin, London.

Koiter A.J., P.N. Owens, E.L. Peticrew & D.A. Lobb. 2013. The behavioral characteristics of sediment properties and their implications for sediment fingerprinting as an approach for identifying sediment sources in river basins. *Earth Sci. Rev.*, 125: 24–42.

Kolattukudy P., R. Croteau & J. Buckner. 1976. Biochemistry of plant waxes. In: Kolattukudy, P. (Ed.), *Chemistry and Biochemistry of Natural Waxes*. Elsevier, 289-347 pp.

Lam, P.K.S. & J.S. Gray. 2003. The use of biomarkers in environmental monitoring programmes. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 182-186.

Langland M.J. & S. Hoffman. 2010. Methods, bathymetry, and sediment-storage capacity change in a system of reservoirs on the lower Susquehanna river and bathymetry of three state park lakes, 2007-2009. 2nd Joint Federal Interagency Conference, Las Vegas, NV. 9 pp.

Langland M. & T. Cronin. 2003. A summary report of sediment processes in Chesapeake bay and watershed. In water-resources investigations report 03-4123. New Cumberland, PA: U S Geological Survey, 122 pp.

Lei G., Zhang H., Chang F., Pu Y., Zhu Y., Yang M., Zhang W. 2010. Biomarkers of modern plants and soils from Xinglong mountain in the transitional area between the Tibetan and loess plateaus. *Quaternary International*, 218: 143–150.

M&W Ambientales. 2014. Evaluación de la condición trófica de la red de control de lagos de la DGA. Gobierno de Chile, Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas, Departamento de Conservación y Protección de Recursos Hídrico, S.I.T N° 348, Santiago, Chile, 217 pp.

Mabit L., M. Benmansour, J.M. Abril, D.E. Walling, K. Meusburger, A.R. Iurian, C. Bernard, S. Tarján, P.N. Owens, W.H. Blake, C. Alewell. 2014. Fallout ²¹⁰Pb as a soil and sediment tracer in catchment sediment budget investigations: a review. *Earth Sci. Rev.*, 138: 335–351.

Masek J., G. Vermote, C. Huang, R. Wolfe, W. Cohen, F. Hall, J. Kutler & P. Nelson. 2008. North American forest disturbance mapped from a decadal Landsat record. *Remote Sensing of Environment*, 112: 2914-2926.

Meyers P.A. & J.L. Teranes. 2001. Sediment organic matter. In: Last, W.M., Smol, J.P. (Eds.), *Tracking Environmental Changes Using Lake Sediments—Volume II: Physical and Chemical Techniques*. Kluwer, Dordrecht, 239–269 pp.

Meyers P.A. & R. Ishiwatari. 1993. Lacustrine organic geochemistry, an overview of indicators of organic matter sources and diagenesis in lake sediments. *Organic Geochemistry*, 20: 867-900.

Meyers P.A. 1994. Preservation of source identification of sedimentary organic matter during and after deposition. *Chemical Geology*, 144: 289–302.

Meyers P.A. 1997. Organic geochemical proxies of paleoceanographic, paleolimnologic, and paleoclimatic processes. *Organic Geochemistry*, 27: 213–250.

Meyers P.H. 2003. Applications of organic geochemistry to paleolimnological reconstructions - a summary of examples from the Laurentian Great Lakes. *Organic Geochemistry*, 34: 261–289.

Ministerio del Medio Ambiente. 2014. Quinto Informe Nacional de Biodiversidad de Chile ante el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD). Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile, 140 pp.

Moreno, D.P., J. Quintero & A. López. 2010. Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *Contactos*, 78: 25–33.

NASA Landsat Education Team. 2014. Learning and teaching about earth from space with NASA/USGS Landsat Satellites. A Trainer's Toolbox, 101 pp.

NASA. 2016. Landsat science: practical uses. [https://landsat.gsfc.nasa.gov/?page_id=2298]. Revisado: 29 Septiembre 2016.

Oldfield F. & P.G. Appleby. 1984. Empirical testing of ²¹⁰Pb dating models for lake sediments. In *Lake Sediments and Environmental History*. eds. E. Y. Haworth and W. G. Lund, University of Minnesota Press, Minneapolis, Minnesota. 93-124 pp.

Ortiz P. & P. Arrey. 2007. Avifauna asociada en el lago Lanalhue, VIII región del Biobío, Chile. Evaluación de la Población del Cisne de Cuello Negro, *Cygnus Melanocoryphu*. CODEFF, Concepción, 14 pp.

Parra O., C. Valdovinos, R. Urrutia, M. Cisternas, E. Habit & M. Mardones. 2003. Caracterización y tendencias tróficas de cinco lagos costeros de Chile Central. *Limnetica*, 22(1-2): 51-83.

Parsons T., Y. Maita & C. Lalli. 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press. 173 pp.

Pérez J.D. 2007. Introducción a los sensores remotos, aplicaciones en geología. [http://aviris.gl.fcen.uba.ar/Curso_SR/Guia_Curso_sr_2007.pdf]. Revisado: 24 Septiembre 2016.

Peters K.E., C.C. Walters & J.M. Moldowan. 2005. The biomarker guide: Biomarkers and isotopes in petroleum exploration and earth history. Cambridge University Press, New York.

Quantum GIS Development Team. 2016. Quantum GIS geographic information system. Open Source Geospatial Foundation [<http://qgis.osgeo.org>]. Revisado: 16 Julio 2016.

R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [<http://www.R-project.org/>]. Revisado: 4 Julio 2016.

Richards J.A. 1986. Remote sensing digital image analysis. Springer-verlag, New York. 206-225 pp.

Rieley G., R.J. Collier, D.M. Jones & G. Eglinton. 1991. The biogeochemistry of Ellesmere Lake, U.K. I: source correlation of leaf wax inputs to the sedimentary record. *Organic Geochemistry*, 17: 901–912.

Rommerskirchen F., G.D. Eglinton, M. Lydie, J. Rullkötter. 2006. Biomarkers, stable carbon isotope record and pollen distribution of the southwest African continental margin. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, 7(8): Q08010

Rothwell R.G. & F.R. Rack. 2006. New techniques in sediment core analysis: an introduction. Geological Society, London, Special Publications, 267: 1-29.

Ryding S.O. & W. Rast. 1992. El control de la eutrofización en Lagos y pantanos. Ediciones Piramide, Madrid, 375 pp.

Salazar C. 2003. Situación de los recursos hídricos en Chile. Con el Apoyo de la Fundación Nippon. Centro del tercer mundo para el manejo del agua, A.C., México, 102 pp.

Sanhueza R. & G. Azocar. 2000. Transformaciones ambientales provocadas por los cambios económicos de la segunda mitad del siglo XIX; provincia de Concepción. *Revista Geográfica de Chile Terra Australis*, 45: 181-194.

Schallenberg M., M.D. de Winton, P. Verburg, D.J. Kelly, K.D. Hamill & D.P. Hamilton. 2013. Ecosystem services of lakes. Dymond JR ed. Ecosystem services in New Zealand, conditions and trends. Manaaki Whenua Press, Lincoln, New Zealand, 203-225 pp.

Schwark L., K. Zink & J. Lechterbeck. 2002. Reconstruction of Postglacial to Early Holocene vegetation history in terrestrial Mid-Europe via cuticular lipid biomarkers and pollen records from lake sediments. *Geology*, 30: 463–466.

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

Sepulveda, J., S. Pantoja & K.A. Hughen. 2011. Sources and distribution of organic matter in northern Patagonia fjords, Chile (~ 44 - 47 °S): A multi-tracer approach for carbon cycling assessment. *Continental Shelf Research*, 31: 315–329.

Smith, L.I. 2002. A tutorial on principal components analysis. [http://www.cs.otago.ac.nz/cosc453/student_tutorials/principal_components.pdf].

Revisado: 6 Octubre 2016.

Smith-Ramírez C., M.E. González, C. Echeverría & A. Lara. 2015. Estado actual de la restauración ecológica en Chile, perspectivas y desafíos. *Anales Instituto Patagonia* (Chile), 43(1): 11-21.

Stofer S., J. Moernaut, D. Melnick, H.P. Echtler, H.W. Arz, F. Lamy, M. De Batist, O. Oncken & G.H. Haug. 2010. Forearc uplift rates deduced from sediment cores of two coastal lakes in south-central Chile. *Tectonophysics*, 495(1-2): 129-143.

Tipple B.J. & M. Pagani. 2013. Environmental control on eastern broadleaf forest species leaf wax distributions and D/H ratios. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 111: 64-77.

Urrutia R., M. Cisternas, A. Araneda, O. Retamal, O. Parra & M. Mardones. 2000. Caracterización morfométrica y sedimentológica de cinco lagos costeros de la VIII Región, Chile. *Rev. Geogr. de Chile Terra Australis*, 45: 7-24.

USGS. 2013 Landsat, a global land imaging mission. [<https://pubs.usgs.gov/fs/2012/3072/fs2012-3072.pdf>]. Revisado: 29 Septiembre 2016.

Valdovinos C. & R. Figueroa. 2000. Benthic community metabolism and trophic conditions of four South American lakes. *Hydrobiology*, 429: 151-156.

Van Dam H., A. Mertens & J. Sinkeloam. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 28: 117-133.

Vicente-Serrano S.M., F. Pérez-Cabello & 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.

Walling D.E. 2013. The evolution of sediment source fingerprinting investigations in fluvial systems. *J. Soils Sediments*, 13: 1658–1675.

Walling D.E., & A.J. Collins. 2008. The catchment sediment budget as a management tool. *Environ. Sci. Pol.*, 11: 136–143.

Wetzel R.G. 2001. Limnology, third edition: Lake and river ecosystems. Academic press, 3 edition, USA, 1006 pp.

Wiesenberg G.L.B., E. Lehndorff & L. Schwark. 2009. Thermal degradation of rye and maize straw: lipid pattern changes as a function of temperature. *Organic Geochemistry*, 40(2): 167–174.

Wright I.J. & K. Cannon. 2001. Relationships between leaf lifespan and structural defences in a low nutrient, sclerophyll flora. *Functional Ecology*, 15: 351-359.

Wulder M.A., J.G. White, S.N. Goward, J.G. Masek, J.R. Irons, M. Herold, W.B. Cohen, T.R. Loveland, C.E. Woodcock. 2008. Landsat continuity: Issues and opportunities for land cover monitoring. *Remote Sensing of Environment*, 112: 955-969.

Xu L., F. Wu, G. Wan, H. Liao, X. Zhao & B. Xing. 2011. Relationship between ²¹⁰Pb activity and sedimentary organic carbon in sediments of 3 Chinese lakes. *Environmental Pollution*, 159: 3462 - 3467.

Zhao G., X. Mu, M. Han, Z. An, P. Gao, W. Sun & W. Xu. 2017. Sediment yield and sources in dam-controlled watersheds on the northern Loess Plateau. *Catena*, 149(1): 110-119.

Zhu Z. & C.E. Woodcock. 2014. Continuous change detection and classification of land cover using all available Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, 144: 152–171.