



Universidad de Concepción



FACULTAD DE CIENCIAS
AMBIENTALES

EVALUACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO Y DETERMINACIÓN DE LA CAPACIDAD DE CARGA ACTUAL Y CARGA CRÍTICA DEL LAGO LANALHUE

Habilitación presentada para optar al título de

Ingeniera Ambiental

MARCELA ALEJANDRA PRADENAS RAMIREZ

Profesor Guía: Dr. Roberto Urrutia Pérez

Comisión Evaluadora: Dr. Mauricio Aguayo Arias

Dr. Alberto Araneda Castillo

Concepción, Chile
2021



“EVALUACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO Y DETERMINACIÓN DE LA CAPACIDAD DE CARGA ACTUAL Y CARGA CRÍTICA DEL LAGO LANALHUE”

PROFESOR GUÍA: Dr. Roberto Urrutia Pérez

PROFESOR CO- GUÍA: Dr. Mauricio Aguayo Arias

PROFESOR COMISIÓN: Dr. Alberto Araneda Castillo

CONCEPTO: APROBADO CON DISTINCIÓN MÁXIMA

Conceptos que se indica en el Título

- ✓ Aprobado por Unanimidad (En Escala de 4,0 a 4,9)
- ✓ Aprobado con Distinción (En Escala de 5,0 a 5,6)
- ✓ Aprobado con Distinción Máxima (En Escala de 5,7 a 7,0)

Concepción, junio 2021

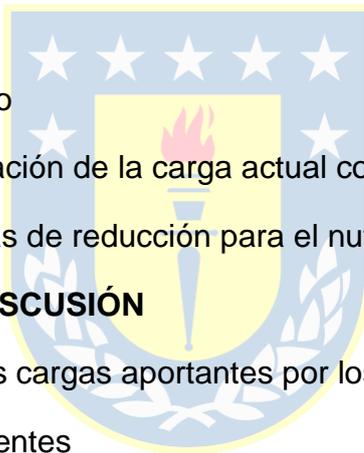


100 AÑOS
DE
DESARROLLO
LIBRE DEL
ESPIRITU

INDICE GENERAL

ÍNDICE DE TABLAS	iii
ÍNDICE DE FIGURAS	iv
AGRADECIMIENTOS	vi
RESUMEN	vii
1. INTRODUCCIÓN	1
2. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN Y OBJETIVOS	2
2.1 PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	2
2.2 OBJETIVOS	2
2.2.1 Objetivo general	2
2.2.2 Objetivos específicos:	2
3. ANTECEDENTES	3
3.1 Eutrofización	3
3.2 Estimación del estado trófico en lagos mediante modelos predictivos y carga crítica de nutrientes	5
3.3 Antecedentes generales Lago Lanalhue	6
4. METODOLOGÍA	8
4.1 Área de estudio	8
4.1.1 Lago Lanalhue:	8
4.2 Base de datos	9
4.3 Estimar la carga de nutrientes que llegan a través de los tributarios al lago Lanalhue	13
4.3.1 Estimación de cargas de nutrientes	13
4.3.2 Estimación de la carga de nutrientes saliente	13
4.3.3 Determinación del balance de nutrientes	14

4.4 Modelo predictivo: cálculo de la concentración de fósforo y nitrógeno total de acuerdo a la carga de nutrientes que ingresa de los tributarios	14
4.4.1 Determinación del estado trófico	15
4.4.2 Índice de Estado Trófico (TSI) (Carlson, 1977)	15
4.4.3 Clasificación de Smith et al. (1999)	17
4.5 Determinación de la carga actual y carga crítica de nutrientes del lago Lanalhue	17
4.5.1 Análisis estadísticos	17
4.5.2 Estimación de la carga actual	19
4.5.3 Determinación de la carga crítica	19
4.5.3.1 Fósforo	19
4.5.3.2 Nitrógeno	20
4.5.3.3 Comparación de la carga actual con la carga crítica	21
4.6 Proponer medidas de reducción para el nutriente limitante	21
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	22
5.1 Estimación de las cargas aportantes por los tributarios	22
5.2 Balance de Nutrientes	28
5.3 Modelo predictivo: cálculo de la concentración de fósforo y nitrógeno total de acuerdo a la carga de nutrientes que ingresa de los tributarios	28
5.4 Evaluar el estado trófico del lago Lanalhue, mediante el uso del Índice de Estado Trófico de Carlson y Smith	29
5.5 Análisis Estadístico	31
5.5.1 Test de Shapiro-Willk	33
5.5.2 Test Kruskal Wallis	34
5.6 Calcular la diferencia entre la carga actual y carga crítica de nutrientes en el lago Lanalhue	36
5.7 Modelo conceptual del aporte de nutrientes al lago Lanalhue	40



5.8 Recomendaciones para el control de la carga externa de nutrientes	41
6. CONCLUSIONES	42
7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	43
8. ANEXOS	45

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla N°1: Características morfométricas del lago Lanalhue.	8
Tabla N° 2: Coordenadas geográficas de las estaciones en el lago.	11
Tabla N° 3: Coordenadas geográficas de las estaciones de los tributarios.	12
Tabla N° 4: Clasificación trófica (TSI) propuesto por Carlson (1977).	16
Tabla N° 5: Rango de condición trófica según Smith et al. 1999.	17
Tabla N° 6: Cargas (kg por mes) aportadas durante los cuatro muestreos por los tributarios del lago Lanalhue.	22
Tabla N° 7: Resumen de balances estimado de Nitrógeno y Fósforo (kg/año) para las cuatro campañas realizadas.	28
Tabla N° 8: Comparación de las concentraciones promedio de cada periodo de Fósforo y Nitrógeno, con los valores obtenidos según el modelo predictivo de Vollenweider(1976).	29
Tabla N° 9: Condición trófica del lago Lanalhue de acuerdo a la condición trófica según Smith et al., 1999.	30
Tabla N°10: Índice de estado trófico de Carlson durante las cuatro campañas realizadas en el periodo de septiembre 2018 - marzo 2020.	31
Tabla N°11: Test de normalidad Shapiro-Wilks aplicado a los elementos Nitrógeno, fósforo, Clorofila a.	34
Tabla N°12: Test de normalidad Kruskal Wallis aplicado entre las campañas de muestreo.	34
Tabla N°13: Test de normalidad Kruskal Wallis aplicado para ver diferencias entre estratos (superficie, medio, fondo) elemento Clorofila A.	35

Tabla N°14: Test de normalidad Kruskal Wallis aplicado para ver diferencias entre estratos (superficie, medio, fondo) elemento nitrógeno.	35
Tabla N°15: Test de normalidad Kruskal Wallis aplicado para ver diferencias entre estratos (superficie, medio, fondo) elemento Fósforo.	35
Tabla N°16: variables hidrológicas calculadas para las cuatro campañas realizadas	36
Tabla N°17: Comparación de la carga máxima permisible para mantener el estado mesotrófico versus la carga actual de fósforo en el lago para cada periodo.	38
Tabla N°18: Comparación de la Carga crítica estado eutrófico y carga actual de fósforo para cada periodo.	38
Tabla N°19: Comparación de la Carga crítica y carga actual de nitrógeno para cada periodo.	38



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura N° 1 Ubicación geográfica del lago Lanalhue.	9
Figura N° 2: Estaciones de Monitoreo del Lago (L1, L2, L3, L4, L5, L6, L7, L8, L9, L10, L11) y ríos o esteros tributarios (R5, R6, R7, R9, R11, R12, R13, R14, R15, R16) Lanalhue, VIII Región del Biobío, Chile.	10
Figura N° 3: Etapas consideradas para la metodología del análisis estadístico.	18
Figura N° 4: Carga porcentual (%) de contribución de fósforo al lago desde cada uno de los tributarios.	24
Figura N° 5: Carga porcentual (%) de contribución de nitrógeno al lago desde cada uno de los tributarios.	25
Figura N° 6: Uso de suelo Subcuenca Río Elicura.	26
Figura N° 7: Uso de suelo Subcuenca Estero Huilquehue.	26
Figura N° 8: Uso de suelo Subcuenca Estero El Peral.	27

Figura N° 9: Uso de suelo Subcuenca Estero Calebu.	27
Figura N°10: Valores promedios de los elementos Nitrógeno Total, Fósforo Total, Clorofila a.....	32
Figura N°11: Distribución de los datos correspondientes a los elementos Nitrógeno Total, Fósforo Total, Clorofila a.	33
Figura N°12: Comparación de la carga crítica versus la carga actual del fósforo para cada periodo de estudio.....	39
Figura N°13: Comparación de la carga crítica versus la carga actual del nitrógeno para cada periodo de estudio.....	39
Figura N°14: Contribuciones porcentuales de nitrógeno total y fósforo total de tributario y aportes externos.....	40



AGRADECIMIENTOS

A mi madre María y padre Marcelo, por su comprensión, motivación y apoyo incondicional en mi formación académica.

A mi familia, por inculcarme valores humanos fundamentales, como la perseverancia.

A mis amigos, por ayudarme y apoyarme sin condiciones. Gracias por facilitarme las cosas.

Al centro CRHIAM y el proyecto ANID/FONDAP/15130015 por otorgarme la beca.

A todas aquellas personas que me otorgaron un impulso motivacional en el momento justo.

¡Muchas Gracias!



RESUMEN

A nivel global la eutrofización es un proceso inevitable el cual se manifiesta de forma natural y prolongada. Se ha observado que este proceso presenta una tendencia acelerada, principalmente, en cuerpos lacustres. Esta condición se traduce en elevadas concentraciones de nutrientes, provocando un desequilibrio, el cual puede estar relacionado con diferentes fuentes de contaminación, las cuáles pueden ser cuantificadas con el fin de determinar el estado trófico de los sistemas lacustres.

Diversos estudios han determinado que mediante los balances de masa se puede predecir y comprender los aportes de nutrientes que puedan estar influyendo en el comportamiento acelerado de la eutrofización en los lagos, este comportamiento acelerado puede estar asociado al cambio en los usos de suelo alrededor del cuerpo lacustre, así como también a las descargas puntuales de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo debido a la actividad agrícola y ganadera.

El presente estudio propone evaluar el estado trófico y la capacidad de carga actual y crítica, asociada a la intensa actividad antrópica y el uso extensivo de la actividad forestal presentes en las riveras del Lago Lanalhue, ubicado en la VIII región de Chile. Además de estimar los principales aportes de nutrientes conducido por los principales afluentes de Lago. Esto se realizó mediante la aplicación del modelo de balance de masas para diferentes muestreos (septiembre 2018, enero 2019, julio 2019, marzo 2020). Con el fin, de determinar la variación entre la carga aportante de nutrientes (fósforo y nitrógeno) y la carga de salida del lago.

Se determinó que los nutrientes son conducidos principalmente al Lago mediante 4 cauces tributarios, siendo el río Elicura el con mayor aporte de

fósforo y el estero "El Peral" el con mayor aporte de nitrógeno. Mediante el modelo predictivo (que considera como única entrada de nutrientes los afluentes), se observó que el mes de julio la carga de entrada de nutrientes fue mayor a la de salida produciendo una acumulación de nutrientes en el lago, a diferencia de las otras campañas que presentaron el fenómeno opuesto (mayor salida de nutrientes). Además, se constató que el nutriente responsable del estado trófico en el cual se encuentra el lago es el fósforo, mientras que el nitrógeno no se encuentra en niveles que constituyan un riesgo de eutrofización para el Lago.



1. INTRODUCCIÓN

La eutrofización es un proceso inevitable en los cuerpos de agua, que se manifiesta de forma naturalmente prolongada. Sin embargo, a consecuencia de las desmedidas actividades antropogénicas desarrolladas tanto a nivel mundial como local, han hecho de este proceso un fenómeno altamente acelerado, principalmente, en cuerpos lacustres con mayor uso de suelo urbano, agrícola y forestal a nivel de cuenca. Como es el caso del lago Lanalhue, el cual se encuentra en evidente estado de eutrofización. Esta condición se traduce en elevadas concentraciones de nutrientes, especialmente Fósforo y Nitrógeno, a nivel de superficie, columna de agua y sedimento. La intensa actividad antrópica en las riberas del lago y el uso extensivo de la actividad forestal de especies exóticas como *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulos*, han provocado la remoción de bosque nativo, incrementando la exportación de sedimentos y nutrientes hacia el cuerpo de agua, contribuyendo así al estado de eutrofización en el que hoy se encuentra el lago.



2. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN Y OBJETIVOS

2.1 PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

La carga de nutrientes que ingresa al lago Lanalhue ¿Explica a través de los tributarios el estado trófico actual del lago?

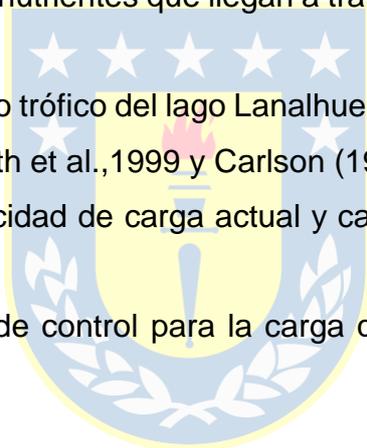
2.2 OBJETIVOS

2.2.1 Objetivo general

Evaluar el estado trófico y determinar la capacidad de carga actual y carga crítica del lago Lanalhue.

2.2.2 Objetivos específicos:

1. Estimar la carga de nutrientes que llegan a través de los tributarios al lago Lanalhue.
2. Determinar el estado trófico del lago Lanalhue mediante el uso del Índices propuestos por Smith et al., 1999 y Carlson (1977).
3. Determinar la capacidad de carga actual y carga crítica de nutrientes en el lago Lanalhue.
4. Proponer medidas de control para la carga que ingresa a través de los tributarios al lago.



3. ANTECEDENTES

3.1 Eutrofización

Uno de los problemas globales que afectan a los ecosistemas lacustres es la eutrofización. (Janus y Vollenweider, 1982). El cual, es definido por la OCDE (1982) como el enriquecimiento en nutrientes de las aguas que provoca la estimulación de una serie de cambios sintomáticos, entre los que se encuentra el incremento en producción de algas y macrófitas, el deterioro de la calidad del agua, entre otros cambios sintomáticos que resultan indeseables e interfieren con la utilización del agua. Siendo un poco más precisos el fósforo y nitrógeno son dos nutrientes esenciales en la productividad fitoplanctónica de los lagos, una baja concentración de ellos puede inhibir el crecimiento de algas, no obstante, el aumento de la concentración de estos nutrientes origina un incremento en la densidad y biomasa fitoplanctónica, el que posteriormente es transferido en la cadena trófica, provocando en el sistema un proceso de eutrofización. (Kalff,2002)

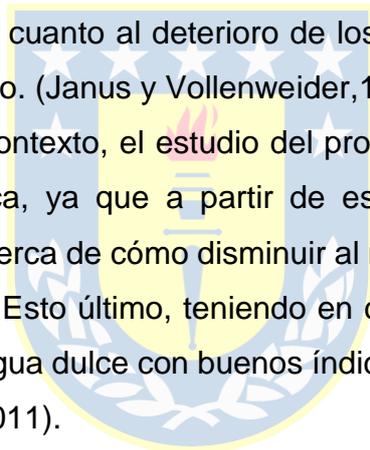
Los lagos reciben estos nutrientes desde su cuenca de drenaje de forma natural, a través de afluentes, escorrentías, precipitaciones. Los afluentes son los que mayormente contribuyen al aporte de fósforo y nitrógeno, ya que estos reciben los nutrientes de sus subcuencas acorde a la composición geoquímica de los suelos y el uso de ellos. El principal problema surge cuando las cuencas de drenaje son intervenidas por actividades antrópicas como la ganadería, agricultura, etc., cambiando el uso de suelo y dando como resultado un aumento del ingreso de fósforo y nitrógeno, alterando el equilibrio de los sistemas acuáticos. (US-EPA, 1997).

Los primeros períodos de cambio natural en los lagos han proporcionado un criterio de comparación para medir el avance de la eutrofización artificial. Por ejemplo, estudios realizados en los lagos ingleses, señalan que el estado oligotrófico comenzó a cambiar con los primeros colonizadores humanos. (Harper,1992). La productividad y el aporte de sedimentos aumentaron en algunos; pero no en todos los lagos, coincidiendo con el despeje de la vegetación

en la cuenca de captación por parte de los humanos del neolítico hace unos 5.000 años y con una deforestación más generalizada hace unos 2.000 años. En los últimos cinco siglos, aumentó en gran medida a causa de los nuevos métodos de cultivo y la proliferación de las zonas urbanas. (Haworth,1985).

Para tener en cuenta de aquí en adelante, las aguas que tienen un suministro relativamente grande de nutrientes se denominan eutróficas (bien alimentadas), y las que tienen un suministro pobre de nutrientes se denominan oligotróficas (mal alimentadas). Las aguas que tienen suministros intermedios de nutrientes se denominan mesotróficas. (Harper,1992). Dicho esto, se asume la eutrofización como un proceso que tiene lugar a lo largo de un periodo de tiempo extenso, a escala de ciento a miles de años en los ecosistemas acuáticos. Sin embargo, las actividades que ha desarrollado el ser humano de manera desmedida en pro a su calidad de vida, han hecho de este fenómeno un proceso más rápido y dinámico en cuanto al deterioro de los ecosistemas acuáticos en diferentes zonas del mundo. (Janus y Vollenweider,1982).

Es así que, en el actual contexto, el estudio del proceso de eutrofización toma relevancia más que nunca, ya que a partir de estos conocimientos es que podemos preguntarnos acerca de cómo disminuir al máximo nuestro impacto en el deterioro de las aguas. Esto último, teniendo en cuenta el contexto mundial, en donde las fuentes de agua dulce con buenos índices de pureza son cada vez más escasas. (Trevizán,2011).



3.2 Estimación del estado trófico en lagos mediante modelos predictivos y carga crítica de nutrientes

La aplicación de modelos de balance de masa ha desempeñado un papel muy importante a la hora de entender las causas y mecanismos de la eutrofización en cuerpos de agua. (Ahlgren et al.,1988). Particularmente, por ser métodos simples de aplicar para estimar las dinámicas espaciales y temporales del flujo de nutrientes entre los tributarios y efluente de un ecosistema lentic. (Campos et al.,1995).

Un balance másico basa su principio en la ley de conservación de masas (“la materia no se crea ni se destruye”). Este concepto establece que, para un sistema sin almacenamiento la masa de las sustancias que entran debe ser igual a la masa de las sustancias que salen de él. Pero desde la perspectiva de un cuerpo lacustre, el cual, no generalmente presentan estados estacionarios, se producen variaciones donde la carga de nutrientes que ingresa a través de los tributarios es mayor a la masa de sustancia que sale por su efluente. Traduciendo este fenómeno como un efecto acumulativo del sistema. Para el mecanismo antagónico (menor carga de entrada y mayor cantidad de nutrientes en la salida) se habla de producción (carga interna o carga extra) por parte del sistema.

Es así, como a través de este método se puede proporcionar una estimación general de la realidad en la cual se encuentra el ecosistema acuático respecto a las actividades antrópicas que se desarrollan en la cuenca. (Kalff,2002).

En cuanto a los modelos predictivos, estos se basan en el estudio de las relaciones entre las aportaciones de fósforo y nitrógeno a los lagos y la concentración de estos en los lagos. (Vollenweider, 1968). De esta forma se puede predecir y comprender los aportes de nutrientes que puedan estar influyendo en el comportamiento acelerado de eutrofización de los lagos. (Reckhow y Simpson, 1980).

Ahora bien, si tenemos en cuenta que casi la totalidad de un proceso de eutrofización pasa por la cantidad de nuevos nutrientes que ingresan al ecosistema acuático (Rast and Lee,1978), el problema que se plantea más

frecuentemente es ¿Cuál es el nivel máximo de nutrientes que puede admitir un lago, de manera que no sobrepase ciertos límites de oligotrofia? Con el propósito de resolver esta interrogante autores como Vollenweider (1976); Dillon y Ringler (1974), han creado modelos de evaluación capaces de estimar la carga crítica de un sistema. Una vez elegido los criterios de calidad del agua en base a parámetros indicadores del grado de trofia. Mediante el modelo propuesto por los autores, se relaciona la concentración de nutrientes presente en el lago, con la carga máxima permisible del sistema capaz de alterar las condiciones tróficas de este. De esta manera, se pueden establecer principios para crear modelos de gestión de carga de nutrientes, el cual permita la toma de decisiones respecto a estrategias de reducción y, a la vez, evaluar los impactos que estas tendrían a mediano y largo plazo. (Rast and Lee, 1978).

Cabe destacar, que las medidas llevadas a cabo para mitigar y controlar la eutrofización de los ecosistemas acuáticos se han centrado, generalmente, en reducir las cargas externas de nutrientes (principalmente fósforo y nitrógeno), dado que históricamente éstas se han considerado como la principal causa de eutrofización. Ejemplos de estas medidas son los avances en los sistemas de tratamientos de las aguas residuales urbanas o la construcción de humedales artificiales en las partes bajas de las cuencas para interceptar y reducir la contaminación difusa.

3.3 Antecedentes generales Lago Lanalhue

En la Región del Biobío, la disponibilidad de cuerpos de agua lacustre es escasa comparada con la magnitud de las aguas corrientes. Uno de los sistemas presentes en la Región corresponde al “Sistema de Lagos Nahuelbutanos”, que está constituido por cuerpos acuáticos localizados en la vertiente sur occidental de la Cordillera de Nahuelbuta (parte de la Cordillera de la Costa), ubicada entre los ríos Biobío e Imperial. Entre ellos destacan: Laguna Chica de San Pedro, Laguna La Posada, Laguna Grande de San Pedro, Lago Lleu-Lleu y Lago Lanalhue. (Parra, 2003).

A diferencia de los lagos que se encuentran en la parte alta y la precordillera andina de la región, cuyas aguas tienen bajos contenidos de nutrientes, debido a una baja presencia de asentamientos humanos, los lagos Nahuelbutanos

exhiben diferentes grados de intervención. A causa que estos lagos se encuentran rodeados por centros urbanos, desarrollándose una importante actividad turística y recreativa en ellos. Además, la mayor parte de sus cuencas hidrográficas han sido y están sometidas a una intensa actividad forestal, con plantaciones de pinos y eucaliptus. Entre estos cuerpos lacustres se destaca, la actual condición ambiental del Lago Lanalhue, el cual ha concentrado la atención y esfuerzo por parte del sector público y privado, a fin de recuperar la competitividad del territorio costero lacustre de la Provincia de Arauco. Es así, como nace el programa "Recuperación de los Servicios Ambientales de los Ecosistemas de la Provincia de Arauco", cuyo financiamiento proviene del Fondo Nacional de Desarrollo Regional (FNDR) y está siendo ejecutado por la SEREMI del Medio Ambiente, Región del Biobío.

Entre las acciones del programa se enmarca la restauración ecológica de la subcuenca del Lago Lanalhue. Además de considerar relevante la necesidad de iniciar el proceso de recopilación de información de la calidad del agua del lago para elaboración de una Norma Secundaria de Calidad Ambiental para el Lago Lanalhue, a fin de salvaguardar el aprovechamiento del recurso hídrico, maximizando beneficios sociales y económicos.

En Chile, el instrumento normativo que regula la presencia de contaminantes en el medio ambiente y, que previene que éstos puedan significar o representar un riesgo para la protección, conservación o preservación de la naturaleza, son las Normas Secundarias de Calidad Ambiental (NSCA). A la fecha, los lagos que cuentan con NSCA son los Lagos Llanquihue (año 2010) y Villarrica (año 2013). Dictaminar este instrumento regulatorio no es tarea sencilla, se requiere un análisis integral del estado actual de la subcuenca, en donde rigurosos estudios científicos y técnicos son el primer paso para la elaboración del anteproyecto de la NSCA.

Estudios científicos puntuales (Parra et al.,2003) demuestran que el Lago Lanalhue se encuentra en evidente estado de eutrofización, esta condición se traduce en elevadas concentraciones de materia orgánica y nutrientes,

especialmente fósforo y nitrógeno, a nivel de superficie, columna de agua y sedimento.

4. METODOLOGÍA

4.1 Área de estudio

4.1.1 Lago Lanalhue:

El área de estudio corresponde al lago Lanalhue (figura 1), el que se encuentra ubicado entre las comunas de Cañete y Contulmo (37° 55' S y 73° 19' W) en la provincia de Arauco, Región del Biobío, Chile. Posee una superficie de 31,9 km² y una altura de 12m s.n.m. Con una profundidad máxima de 26m y media de 13,1m (Tabla 1). Este cuerpo de agua se encuentra en la vertiente occidental de la cordillera de Nahuelbuta, por lo tanto, pertenece al sistema de lagos “Nahuelbutanos” (Mardones & Reuther, 1999). Sus tributarios son los esteros Tromén, Natri, Huilquehue, Elicura, Calebu, Peral, Buchoco y los Lirios, los cuales alimentan el lago Lanalhue, que desagua a través del estero Puyehue, el cual termina por converger con el río Paicaví para finalmente desembocar en el océano Pacífico. Además, cabe destacar que su origen es tectónico y presenta estratificación en verano (Parra et al., 2003). El lago se caracteriza por presentar un clima marítimo de costa occidental (clasificación Köppen), con precipitaciones todos los meses del año y temperaturas que oscilan entre los 9°C y 18°C en los meses de julio y febrero, respectivamente. (MMA & EULA-Chile, 2018).

Tabla N°1: Características morfométricas del lago Lanalhue.

Parámetros	
Latitud (S)	37° 55'
Longitud (W)	73° 19'
Altura (m.s.n.m.)	12.0
Profundidad máx. (m)	13.1
Profundidad media (m)	9.6
Largo máx. (km)	4.3
Perímetro (km)	58.6

Área del lago (km ²)	31.9
Área cuenca (km ²)	325.0
Volumen (km ³)	0.418

Fuente: Parra et al. 2003

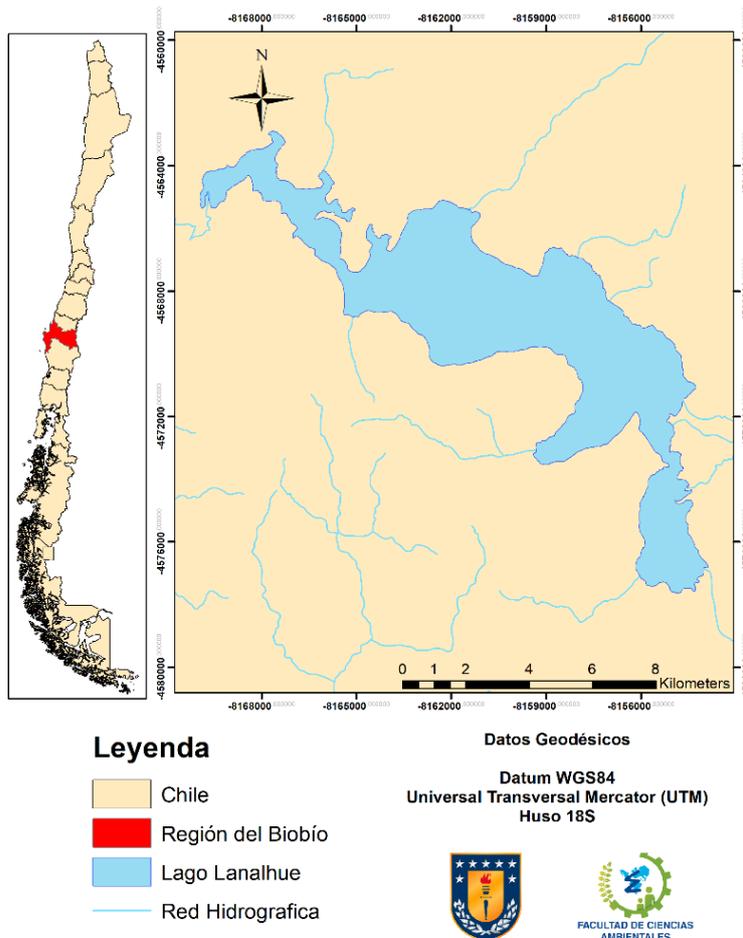


Figura N° 1 Ubicación geográfica del lago Lanalhue.

Fuente: Elaboración propia en base a Modelo de elevación Digital.

4.2 Base de datos

Para llevar a cabo el presente trabajo, se utilizó la base de datos generada por el proyecto “Estudio limnológico para sustentar anteproyecto de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental del Lago Lanalhue, provincia de Arauco,

Región del Biobío” (PRELA, 2020). De ella se obtuvieron los valores de concentración de clorofila “a”, nitrógeno total, fósforo total, transparencia y, caudales de los tributarios y efluente del lago, para un total de cuatro campañas de muestreo realizadas entre septiembre de 2018 y marzo de 2020.

En la Figura 2 se presentan la ubicación de las estaciones de monitoreo contenidas en la Base de Datos PRELA, correspondiente tanto al cuerpo de agua como a sus tributarios y efluente.

Mediante el programa Excel, se generaron dos bases de datos, una con información del lago ordenada en 6 categorías; estación de muestreo, fecha, transparencia (m), concentración de clorofila “a” ($\mu\text{g/l}$), concentración nitrógeno total (mg/L) y concentración de fósforo total (mg/L). Del mismo modo para los tributarios, el cual fue estructurado en 5 categorías; nombre del tributario, caudal (m^3/s), fecha, concentración nitrógeno total (mg/L), concentración de fosforo total (mg/L).

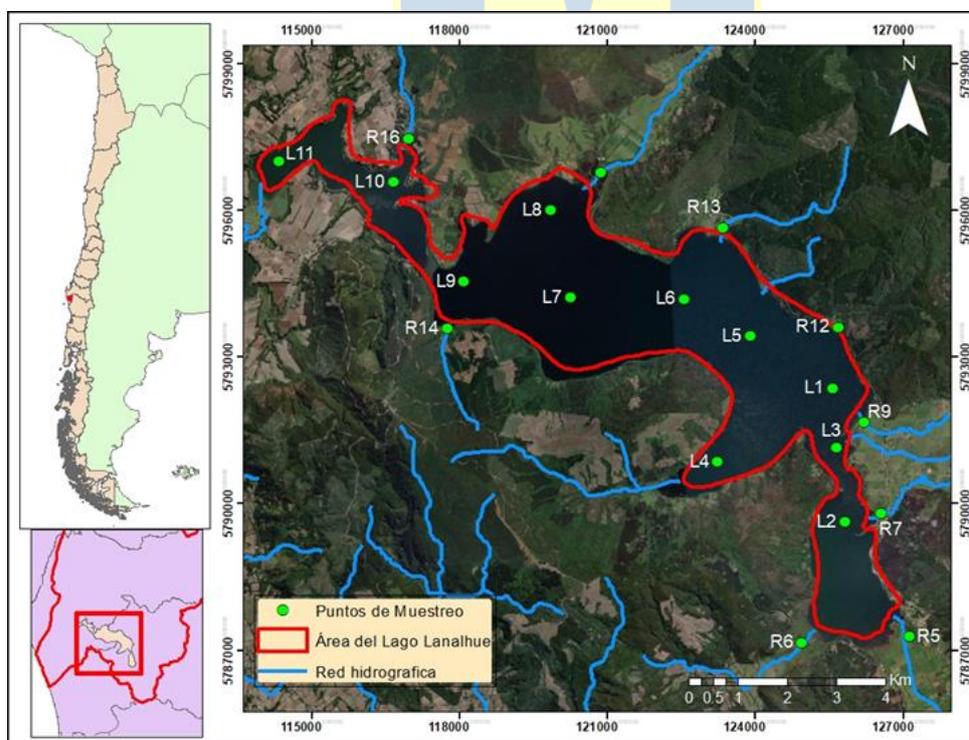


Figura N° 2: Estaciones de Monitoreo del Lago (L1, L2, L3, L4, L5, L6, L7, L8, L9, L10, L11) y ríos o esteros tributarios (R5, R6, R7, R9, R11, R12, R13, R14, R15, R16) Lanalhue, VIII Región del Biobío, Chile.

Fuente: Elaboración propia en base a Modelo de elevación Digital.

Tabla Nº 2: Coordenadas geográficas de las estaciones en el lago.

Estación	Nombre	Lat.	Long.
L1	Licahue	-37.977215	-73.259205
L2	La Echona	-37.964049	-73.258938
L3	Frente Elicura	-37.950305	-73.259911
L4	Bahía Lincuyin	-37.951915	-73.287547
L5	Frente Chan Chan	-37.929038	-73.278685
L6	Frente Natre	-37.921671	-73.293486
L7	Centro	-37.920475	-73.319701
L8	La Vaina (2)	-37.925000	-73.343986
L9	Antulafquén	-37.904217	-73.323321
L10	La Vaina	-37.897712	-73.359216
L11	Desague Lago	-37.892923	-73.385319

Fuente: Elaboración propia en base a información proporcionada por el “Estudio limnológico para sustentar anteproyecto de la norma secundaria de calidad ambiental del Lago Lanalhue, Provincia de Arauco, Región del Biobío”

Tabla N° 3: Coordenadas geográficas de las estaciones de los tributarios.

Estación	Nombre	Lat.	Long.
R5	E. Peral (Lago)	-37.585597	-73.145289
R6	E. Buchoco	-37.985806	-73.27009
R7	E. Calebu (desembocadura)	-37.962703	-73.250557
R9	E. Elicura (Desembocadura)	-37.945865	-73.253354
R11	E. Provoque	-37.924944	-73.225018
R12	E. Chan Chan	-37.928167	-73.258344
R13	E. Natre	-37.908929	-73.283844
R14	E. los Lirios	-37.925137	-73.348402
R15	E. Huilquehue (ex Natri)	-37.897728	-73.311393
R16	E. Tromen	-37.889821	-73.355158

Fuente: Elaboración propia en base a información proporcionada por el “Estudio limnológico para sustentar anteproyecto de la norma secundaria de calidad ambiental del Lago Lanalhue, Provincia de Arauco, Región del Biobío”

4.3 Estimar la carga de nutrientes que llegan a través de los tributarios al lago Lanalhue

4.3.1 Estimación de cargas de nutrientes

Para cada campaña (septiembre 2018, enero 2019, julio 2019, marzo 2020) los esteros considerados fueron: El Peral, Buchoco, Calebu, Natre, Los Lirios, Natri, Chan-Chan y Tromen, además del río Elicura. La carga de salida se estimó con los datos de nutrientes provenientes de la estación Desagüe (L11) y el caudal medido en el estero Puyehue.

La determinación de la carga de nutrientes aportada por los tributarios al lago se calculó en base a la concentración de fósforo y nitrógeno medida de forma puntual en el afluente multiplicado por el caudal del mismo. Se calculó a partir de la siguiente ecuación:

$$L_{tributarios} = Q_1 \times C_{[P/N]1} + Q_2 \times C_{[P/N]2} + Q_n \times C_{[P/N]n}$$

$L_{tributarios}$: carga de P/N total de afluentes durante el periodo(kg/mes).

Q_n : caudal promedio durante período (L/mes)

$C_{[P/N]n}$: promedio de concentración de P/N que corresponde al período n(kg/L)

4.3.2 Estimación de la carga de nutrientes saliente

El egreso de nutrientes total por campaña se calculó de la siguiente forma:

$$L_{efluente} = Q_S \times C_{(P/N)D}$$

$L_{efluente}$: Egreso de P/N por efluente durante un año (kg/mes).

Q_S : Caudal promedio durante periodo (L/mes).

$C_{(P/N)D}$: Promedio de concentración de P/N que corresponde al periodo n (Kg/L).

4.3.3 Determinación del balance de nutrientes

Se aplicó el modelo de balance de masas para cada campaña (septiembre 2018, enero 2019, julio 2019, marzo 2020). Con el fin, de determinar la variación entre la carga aportante de nutrientes (fósforo y nitrógeno) y la carga de salida del lago.

Δ variación de carga [PT, NT] (kg/mes) = Carga de entrada [PT, NT] (kg/mes) - carga de salida [PT, NT] (kg/mes)

Donde:

Δ [PT, NT]: Variación de carga de fósforo total y nitrógeno total (kg/mes).

Carga de entrada [PT, NT]: Aporte de fósforo total y nitrógeno total externo (kg/mes).

Carga de salida [PT, NT]: Salida fósforo total y nitrógeno total por efluente (kg/mes).

Si la carga de entrada es mayor que la carga de salida el resultado será un valor positivo. De forma inversa (carga de salida > carga de entrada), el resultado será un valor negativo.

4.4 Modelo predictivo: cálculo de la concentración de fósforo y nitrógeno total de acuerdo a la carga de nutrientes que ingresa de los tributarios

El modelo predictivo desarrollado por Vollenweider (1976), permite predecir la concentración total de un nutriente que debería tener el lago de acuerdo a la carga aportada por los tributarios en un tiempo determinado. Este modelo se fundamenta básicamente en la carga de fósforo y/o nitrógeno total, tiempo de renovación, coeficiente de retención y profundidad media del lago, mediante la siguiente fórmula:

$$C[P] = \left(\frac{L_{tributarios} * (1 - R)}{(z * Tw)} \right)$$

C[P]: concentración promedio de fósforo/nitrógeno en el lago (mg/m^3)

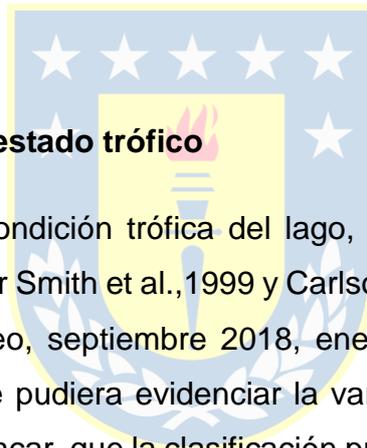
$L_{tributarios}$: Carga de P/N total de afluentes durante el periodo (mg/m^2 año).

Z: profundidad media del lago (m)

Tw: tiempo de renovación del agua (años)

R: coeficiente de retención

El nitrógeno tiene un tiempo de retención inferior al fósforo en la columna de agua. De modo que, para el cálculo predictivo se consideró un coeficiente de retención (R) 16% menor al utilizado para el fósforo.



4.4.1 Determinación del estado trófico

La determinación de la condición trófica del lago, se efectuó a través de los indicadores propuestos por Smith et al., 1999 y Carlson (1977), para cada una de las campañas de muestreo, septiembre 2018, enero 2019, julio 2019, marzo 2020, de tal forma que se pudiera evidenciar la variación temporal del estado trófico del lago. Cabe destacar, que la clasificación propuesta por Carlson (1977) no considera como parámetro al nitrógeno total, mientras que Smith et al., 1999, si lo relaciona a la condición trófica de un lago.

4.4.2 Índice de Estado Trófico (TSI) (Carlson, 1977)

Se utilizó el Índice de Estado Trófico de Carlson (1977), por tratarse del más utilizado en lagos del mundo. Este índice se basa en la relación entre la transparencia del agua (D_s), la concentración de clorofila α (Chl a) y fósforo total (Pt). Su rango de valores fluctúa entre 0 a 100, siendo el primero un estado oligotrófico y el último hipereutrófico (Tabla 4). De modo que, se relacionan los 3 parámetros mediante un promedio calculado en base a la fórmula propuesta por el mismo autor, para posteriormente diferenciar su valor TSI entre las cuatro

categorías: Oligotrófico (TSI < 30), Mesotrófico (TSI > 30 - < 60), Eutrófico (TSI > 60 - < 90) y Hipereutrófico (TSI > 90).

Tabla Nº 4: Clasificación trófica (TSI) propuesto por Carlson (1977).

Grado de Trofía	TSI	Ds (m)	Pt (mg/m ³)	Chl a (mg/m ³)
Oligotrófico	0	64	0,75	0,04
TSI < 30	10	32	1,5	0,12
	20	16	3	0,34
	30	8	6	0,94
	40	4	12	2,6
Mesotrófico	40	4	12	2,6
30 < TSI < 60	50	2	24	6,4
	60	1	48	20
Eutrófico	70	0,5	96	56
60 < TSI < 90	80	0,25	192	154
	90	0,12	384	427
Hipereutrófico	100	0,06	768	427
90 < TSI < 100				

Fuente: Extraído de Carlson, 1977.

Las siguientes ecuaciones fueron aplicadas para estimar el estado trófico del lago a través del Índice de Carlson (1977):

Transparencia del agua (Ds) (m):	$TSI_{Ds} = 60 - 14.41 \ln Ds$
Fósforo total (Pt) (mg/m ³):	$TSI_{Pt} = 14,42 \ln Ft + 4,15$
Clorofila α (Chl a) (mg/m ³):	$TSI_{Chl a} = 9,81 \ln Chl a + 30,6$

$$\text{Media TSI} = (\text{TSI (Sec)} + \text{TSI (PT)} + \text{TSI (Chla)}) / 3$$

4.4.3 Clasificación de Smith et al. (1999)

Se evaluó la condición trófica del lago Lanalhue por campaña de muestreo, empleando la clasificación indicada por Smith et al. (1999). Esta clasificación, se diferencia de la anterior por considerar al nitrógeno total dentro de sus parámetros como indicativo de la condición trófica. La concentración de este nutriente no necesariamente puede generar aumento de biomasa, por lo cual, se consideró para tener una visión más integral del estado trófico del lago.

En la Tabla 5 se indica el rango de valores de los cuatro parámetros relativos al estado trófico que representa el índice de Smith al., 1999, ordenados de menor a mayor, es decir desde el estado oligotrófico al hipereutrófico. De esta manera, la calificación del lago se realizó en relación con el valor obtenido del parámetro considerado y el rango de valores en el cual se encuentra

Tabla Nº 5: Rango de condición trófica según Smith et al. 1999.

Condición trófica	Fósforo total (µg/L)	Nitrógeno total (µg/L)	Clorofila a (µg/L)	SD (m)
Oligotrofia	<10	<350	<3,5	>4
Mesotrofia	10 – 30	350 – 650	3,5 – 9	2-4
Eutrofia	30 – 100	650 – 1.200	9 – 25	1-2
Hipereutrofia	>100	>1.200	>25	>1

Fuente: Extraído de Smith et al.,1999.

4.5 Determinación de la carga actual y carga crítica de nutrientes del lago Lanalhue

4.5.1 Análisis estadísticos

Con la base de datos del lago, se realizó un análisis estadístico para determinar que parámetros explican mejor la variabilidad entre las diferentes campañas de

muestreo (septiembre 2018, enero 2019, julio 2019, marzo 2020), ubicación de las estaciones y profundidades de muestreo (S= superficie, M= medio y F= fondo). En caso de no existir diferencias entre estratos se considera el promedio de la concentración total del nutriente medido en el lago para la fórmula de carga actual. En caso de existir diferencias entre estratos. Se procede a calcular un promedio de concentración para cada estrato.

Como se observa en la Figura 3 al no presentar una distribución normal de las variables Nitrógeno, Fósforo, clorofila a, se procedió a la aplicación de la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para observar si existe diferencias significativas entre las campañas de muestreo (nivel de significancia <0.05), se analiza de forma independiente cada mes, observando las diferencias entre estaciones por estratos (superficie, medio, fondo). Cabe mencionar que técnicamente, esto fue desarrollado mediante el programa estadístico Software R. En la Figura 3 se presenta un esquema con el resumen de las etapas del análisis estadístico utilizado.

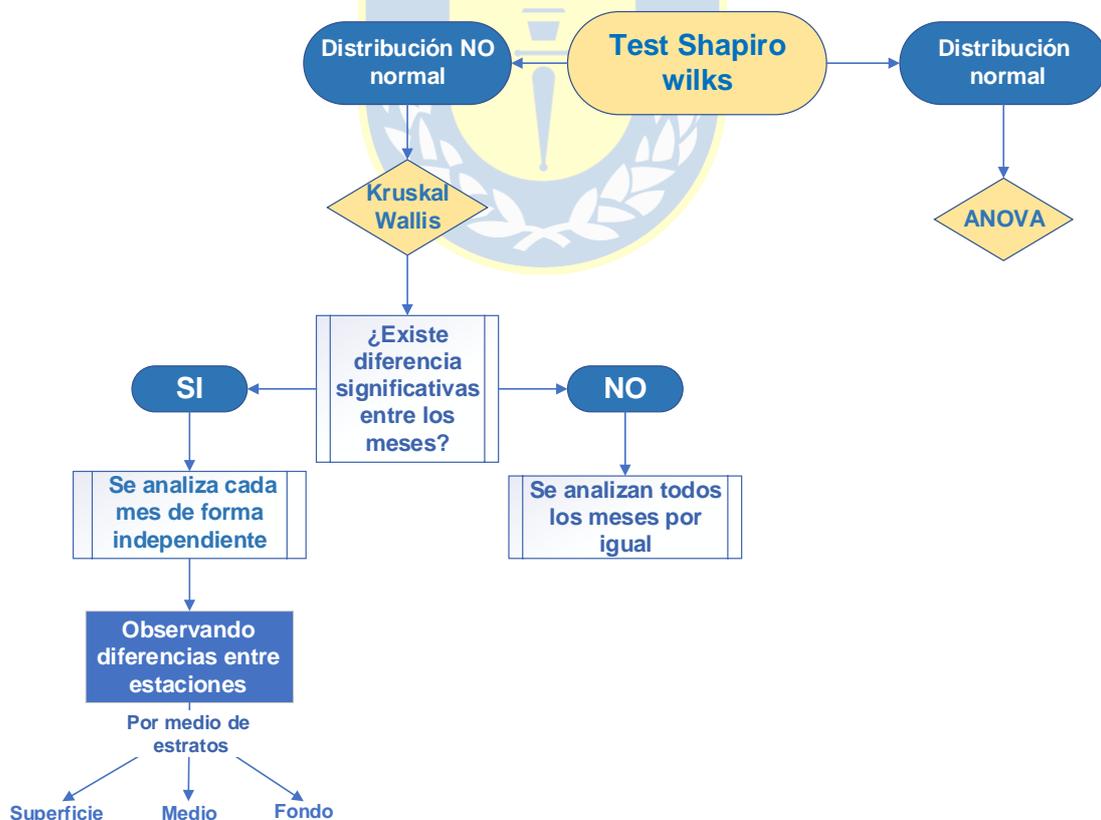


Figura N° 3: Etapas consideradas para la metodología del análisis estadístico.

Fuente: Elaboración propia.

4.5.2 Estimación de la carga actual

En base a la concentración promedio de fósforo y nitrógeno total de cada periodo muestreado se calculó la carga actual de acuerdo al modelo propuesto por Vollenweider (1976) mediante la siguiente fórmula:

$$Lcp(mg * m^2 * año^{-1}) = C[P/N] * \left(\frac{\frac{Z}{T_w}}{(1 - R)} \right)$$

Donde:

Lcp: Carga actual de fósforo/nitrógeno por área del lago por año ($mg/m^2 * año$)

C [P/N]: Concentración actual promedio de fósforo/nitrógeno en el lago (mg/m^3)

Z: profundidad media del lago (m)

T_w: tiempo de renovación del agua (años)

R: coeficiente de retención



4.5.3 Determinación de la carga crítica

Se conoce como “capacidad de carga crítica”, a la cantidad total máxima de una cierta sustancia (fósforo o nitrógeno) que puede recibir un cuerpo receptor sin que se alteren las características ecológicas de éste (estado trófico).

4.5.3.1 Fósforo

La mayor parte de los estudios realizados en los lagos del sur de Chile se enfocan en hacer un balance de fósforo y nitrógeno, utilizando la metodología de Vollenweider (1976) adaptada por Dillon y Rigler (1978). Por lo que la carga crítica de fósforo total puede ser calculada de la siguiente forma:

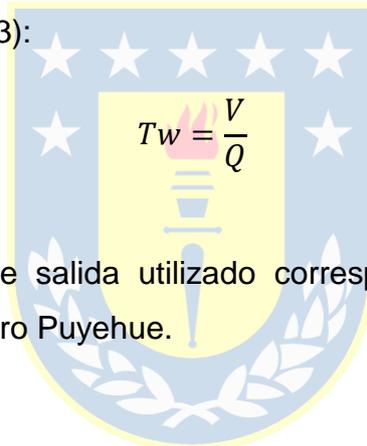
$$Lc = [P/N] * \left(\frac{\frac{Z}{T_w}}{(1 - R)} \right)$$

Donde:

- Lc: Carga crítica de nutriente por área del lago por año ($\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{año}$)
- Z: Profundidad media del lago (m)
- Tw: Tiempo de renovación del agua (años)
- R: Coeficiente de retención
- [P/N]: Concentración máxima de nutriente para mantener el estado de Mesotrofía ($30 \text{ mg}/\text{m}^3$) y Eutrofía ($100 \text{ mg}/\text{m}^3$)

La concentración máxima de fósforo para mantener el estado oligotrófico (30 y mesotrófico del lago, se obtuvo de Smith et al., 1999) (Tabla 5). Mientras que el tiempo de renovación teórico (Tw) y el coeficiente de retención (R) estimados para el lago Lanalhue fueron calculados de la siguiente forma:

- El tiempo de renovación del agua (Tw, años) está relacionado con el volumen (V) y el caudal de salida (Qs) del lago a través de la siguiente ecuación (Kalff,2003):



$$T_w = \frac{V}{Q}$$

- El caudal (m^3/s) de salida utilizado corresponde al medido en cada campaña en el estero Puyehue.
- Coeficiente de retención R se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$R = \frac{1}{\left(1 + \left(\frac{1}{\sqrt{T_w}}\right)\right)}$$

4.5.3.2 Nitrógeno

Para la mayoría de los estudios de este tipo realizados en Chile, se ha sugerido utilizar la metodología propuesta por Jorgensen & Vollenweider (1989), en la cual, se modifica la capacidad de retención del nutriente en un 16% menos que el determinado para el fósforo. Además, se utilizó como concentración máxima de nitrógeno la propuesta por Smith al., 1999 para mantener el estado oligotrófico en el lago ($350 \mu\text{g}/\text{L}$).

4.5.3.3 Comparación de la carga actual con la carga crítica

Se comparará la carga actual con la carga crítica de ambos nutrientes, para evaluar cuál es el nutriente limitante en el lago y finalmente observar cual es el grado de trófica que presenta actualmente este.

4.6 Proponer medidas de reducción para el nutriente limitante

La búsqueda de información bibliográfica se realizó mediante plataformas de información que están a disposición para los alumnos de la Universidad de Concepción. Estas plataformas permiten obtener información respecto a las medidas de reducción existentes para casos similares al del presente estudio (Scielo, ISI Web of Science, ScienceDirect, Scholar Google)



5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Estimación de las cargas aportantes por los tributarios

En la Tabla 6 se presenta la carga estimada de fósforo y nitrógeno que ingresaría en un mes desde cada uno de los tributarios al lago Lanalhue, al igual que la salida a través del desagüe de éste. Estos valores fueron calculados a partir de las mediciones puntuales realizadas en cada una de las campañas de muestreo.

En la Tabla 6 se observa que las cargas oscilaron de forma importante entre los distintos muestreos, siendo más altas en las campañas de invierno que en las de verano. De igual manera, se destaca el valor de las cargas fósforo del muestreo efectuado en marzo 2020, que es diez veces menor al obtenido en el muestreo de enero 2019 (848 kg/mes) y casi 7 veces menor en el caso del nitrógeno (636 y 3906 Kg/mes, respectivamente). Estas diferencias podrían estar explicadas debido a que los muestreos estivales fueron realizados en meses diferentes. No obstante, la carga máxima de entrada reportada tanto para el fósforo y nitrógeno (3775,8 y 7038 Kg/mes, respectivamente) se presentó en el mes julio 2019. Según a Ryding y Rast (1989) este fenómeno se debe al incremento de la exportación de nutrientes a través de escorrentías hacia los cuerpos de agua que generalmente suele coincidir con el patrón temporal de altas precipitaciones. (época invernal).

Tabla N° 6: Cargas (kg por mes) aportadas durante los cuatro muestreos por los tributarios del lago Lanalhue.

Río o Estero	P Total (kg/mes)				N Total (kg/mes)			
	Sep-18	Ene-19	Jul-19	Mar-20	Sep-18	Ene-19	Jul-19	Mar-20
El Peral 4 R5	425	68	1072	11	1276	1068	3028	106
Bucchoco R6	77	30	184	4	171	199	447	43
Calebu R7	280	271	651	17	652	832	783	198
R. Elicura R9	482	369	885	16	745	1306	1428	182

Chan-Chan R12	24	3	32	1	26	14	39	2
Natre R13	53	16	83	6	82	67	119	19
Los Lirios R14	45	9	15	1	53	51	53	19
Natri R15	512	67	797	28	752	320	1097	57
Tromén R16	60	15	56	3	54	48	45	10
Carga total Entrada	1958,7	848,0	3775,8	86,5	3811	3906	7038	636
Desagüe	2886,2	2501,9	2142,4	85,4	7343	8471	5525	1742

Fuente: Elaboración propia en base a información proporcionada por el “Estudio limnológico para sustentar anteproyecto de la norma secundaria de calidad ambiental del Lago Lanalhue, Provincia de Arauco, Región del Biobío”

En la Figura N° 4 se muestran las contribuciones porcentuales (%) de cada uno de los tributarios al lago Lanalhue. En ella es posible observar que, en promedio, las mayores cargas de fósforo ingresan a través del río Elicura (27,6%) y los esteros El Natri (21,8%), Calebu (20,7%) y El Peral (17,6%), constituyendo casi el 90% de la carga total que llegan al lago. Para el caso del nitrógeno, si bien, son los mismos afluentes quienes aportan el mayor porcentaje de este nutriente, cambia el orden de contribución, siendo el estero El Peral (30,1%) y el río Elicura (25,5%) los que más aportan, seguidos de los esteros Calebu (20,2%) y El Natri (13,1%) (Figura N° 5).

Cabe destacar, que el mayor ingreso de nutrientes hacia el lago, se observó desde el río Elicura. Esto puede deberse, principalmente, a una directa relación en términos de extensión de la subcuenca (7750.1 ha) y los usos de suelo predominantes en ella. (anexo 1).

En cuanto, al uso de suelo que se da en la subcuenca del río Elicura predominan las plantaciones forestales con un 50% de cobertura (casi duplicando al bosque nativo 28,7%), además se observa un porcentaje del 5,5% en cultivos de praderas y el uso de suelo urbano compone un 2,6% del total (Figura N° 6). En consecuencia, lugares que son intensivamente dedicados a estos tipos de

actividades antrópicas, da como resultado que nutrientes como fósforo y nitrógeno se transporten a través de escurrimiento hacia las aguas superficiales. (Heathwaite et al., 1990).

Del mismo modo, el estero huilquehue (ex Natri) perteneciente a la subcuenca homónima (anexo2), correspondió al segundo tributario con mayor aporte de fósforo. En cuanto al uso de suelo, se diferenció de la subcuenca río Elicura, en que esta contiene un mayor porcentaje de uso agrícola (6,5 %), respecto al uso de suelo predominó al igual que las otras subcuencas, las plantaciones forestales. (48,7%) (Figura 7).

Mientras que, el estero El Peral su mayor aporte de nitrógeno se contrastaría con el uso de suelo urbano (2,7%) (Figura N°8) a nivel de subcuenca (anexo 3). Además de encontrarse aguas arribas la planta de tratamiento de aguas servidas de Contulmo. Finalmente, el estero Calebu a nivel de subcuenca (anexo 4) cuenta con similares características que las anteriormente descritas, predominio en uso de suelo forestal (46,3%) seguido de bosque nativo (39,3%) (Figura N° 9).

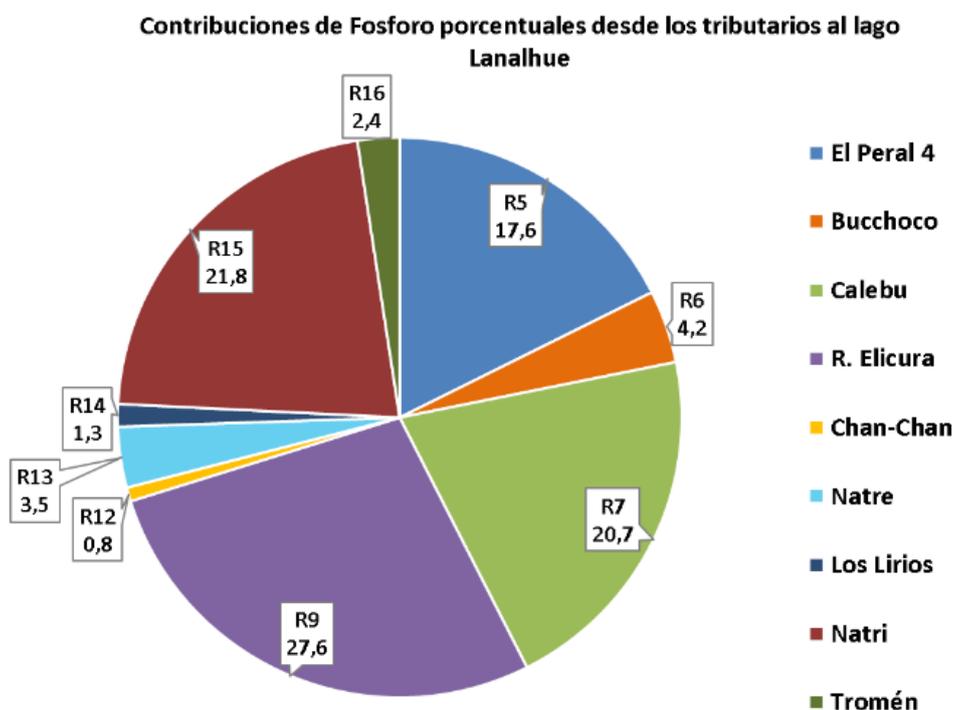


Figura N° 4: Carga porcentual (%) de contribución de fósforo al lago desde cada uno de los tributarios.

Fuente: Elaboración propia en base a información proporcionada por el “Estudio limnológico para sustentar anteproyecto de la norma secundaria de calidad ambiental del Lago Lanalhue, Provincia de Arauco, Región del Biobío”

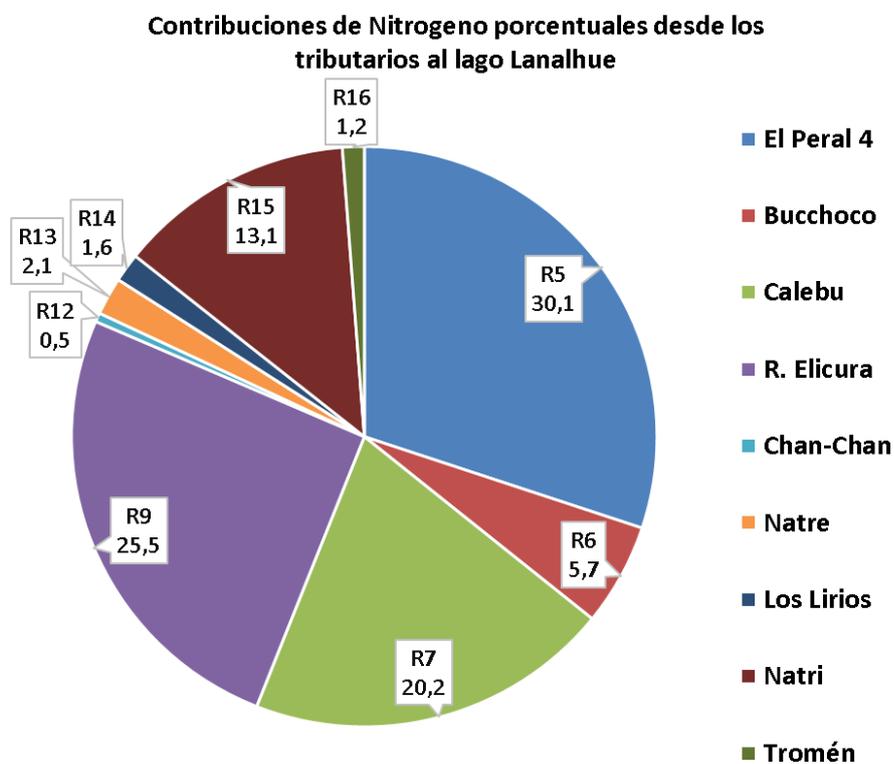


Figura N° 5: Carga porcentual (%) de contribución de nitrógeno al lago desde cada uno de los tributarios.

Fuente: Elaboración propia en base a información proporcionada por el “Estudio limnológico para sustentar anteproyecto de la norma secundaria de calidad ambiental del Lago Lanalhue, Provincia de Arauco, Región del Biobío”

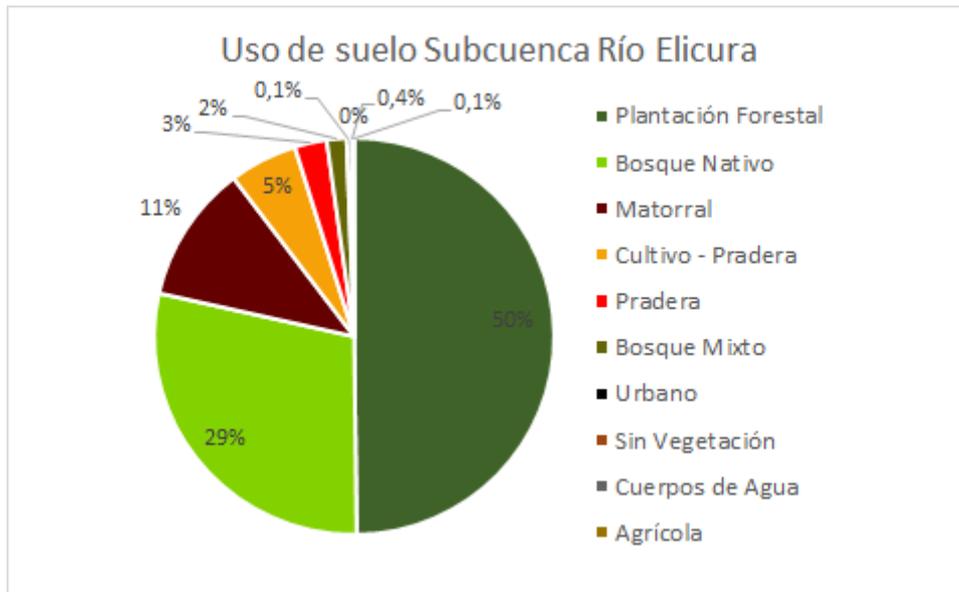


Figura N° 6: Uso de suelo Subcuenca Río Elicura.

Fuente: Elaboración propia en base a información proporcionada por el “Estudio limnológico para sustentar anteproyecto de la norma secundaria de calidad ambiental del Lago Lanalhue, Provincia de Arauco, Región del Biobío”

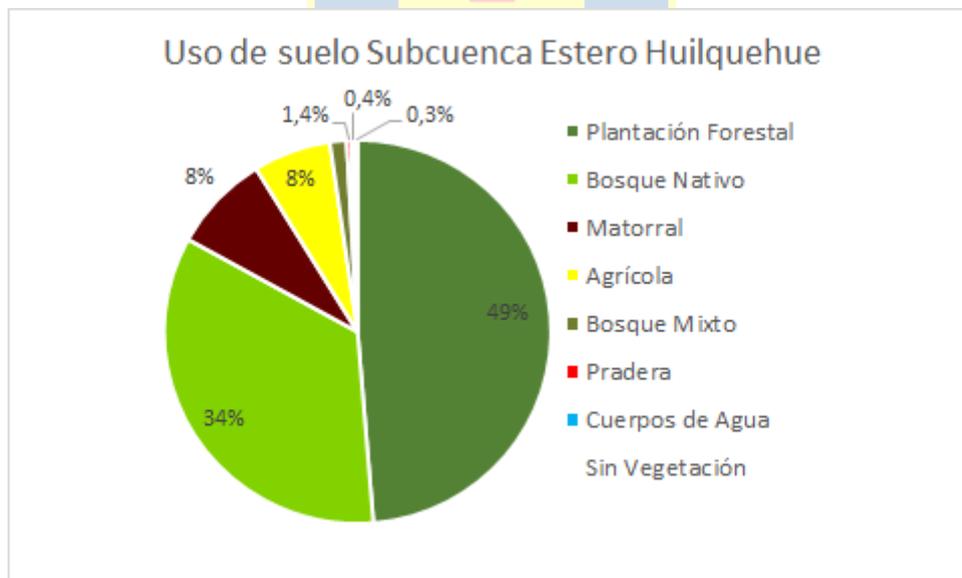


Figura N° 7: Uso de suelo Subcuenca Estero Huilquehue.

Fuente: Elaboración propia en base a información proporcionada por el “Estudio limnológico para sustentar anteproyecto de la norma secundaria de calidad ambiental del Lago Lanalhue, Provincia de Arauco, Región del Biobío”

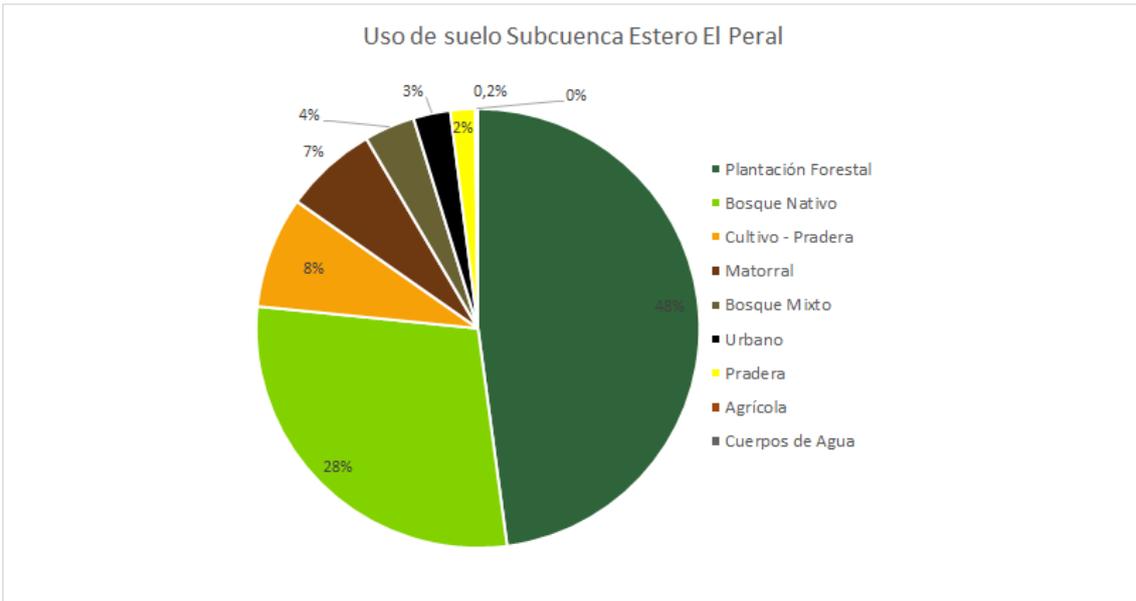


Figura Nº 8: Uso de suelo Subcuenca Estero El Peral.

Fuente: Elaboración propia en base a información proporcionada por el “Estudio limnológico para sustentar anteproyecto de la norma secundaria de calidad ambiental del Lago Lanalhue, Provincia de Arauco, Región del Biobío”

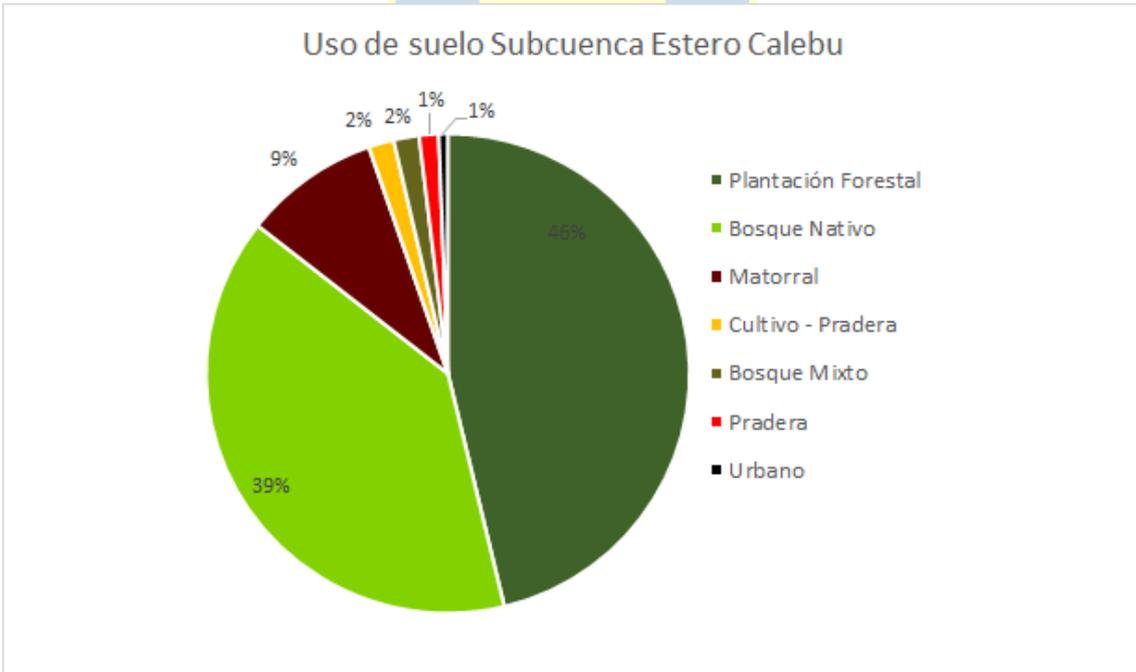


Figura Nº 9: Uso de suelo Subcuenca Estero Calebu.

Fuente: Elaboración propia en base a información proporcionada por el “Estudio limnológico para sustentar anteproyecto de la norma secundaria de calidad ambiental del Lago Lanalhue, Provincia de Arauco, Región del Biobío”

5.2 Balance de Nutrientes

En relación a los balances estimados para fósforo y nitrógeno (tabla N°7), se observó en el mes de julio 2019, una mayor carga de entrada (3775,8 y 7038 kg/mes, respectivamente) y menor carga de salida (2142,1 y 5524,3 kg/mes, respectivamente). De modo que esta diferencia indicó una acumulación de nutrientes (fósforo y nitrógeno) por parte del sistema en este periodo. No obstante, para los demás meses (septiembre 2018, enero 2019, marzo 2020) las cargas de salida fueron mayores a las cargas de entrada, siendo enero 2019 el mes que presentó el valor más alto en cuanto a variación (-1653,8 kg/mes), demostrando así, la existencia de una carga interna o en su defecto, la existencia de cargas externas que están ingresando al lago a través de fuentes no cuantificadas (escorrentías, fosas sépticas, aguas subterráneas, sistemas de alcantarillado etc.)

Tabla N° 7: Resumen de balances estimado de Nitrógeno y Fósforo (kg/año) para las cuatro campañas realizadas.

Fecha	Fósforo (kg/mes)			Nitrógeno (kg/mes)		
	Entradas	Salida	Entradas - Salidas	Entradas	Salida	Entradas - Salidas
Septiembre 2018	1958,7	2895,0	-936,3	3811,2	7365,2	-3554,1
Enero 2019	848,0	2501,9	-1653,8	3906,0	8470,6	-4564,6
Julio 2019	3775,8	2142,1	1633,7	7038,0	5524,3	1513,7
Marzo 2020	86,5	88,8	-2,3	636,4	1742,4	-1106,0

Fuente: Elaboración propia en base a información proporcionada por el “Estudio limnológico para sustentar anteproyecto de la norma secundaria de calidad ambiental del Lago Lanalhue, Provincia de Arauco, Región del Biobío”

5.3 Modelo predictivo: cálculo de la concentración de fósforo y nitrógeno total de acuerdo a la carga de nutrientes que ingresa de los tributarios

Se calculó la concentración promedio de fósforo y nitrógeno que debería tener el lago con la carga recibida por los tributarios de cada periodo. Para septiembre 2018 la concentración promedio de fósforo fue de 30,2 mg/m³ y 70,5 mg/m³ de

nitrógeno, es decir, la columna de agua del lago Lanalhue para ese periodo debió tener esa concentración considerando únicamente como entrada la carga de los tributarios.

Sin embargo, se constata que el lago tiene en promedio 79,7 mg/m³ y 192,8 mg/m³ de fósforo y nitrógeno, respectivamente (Tabla N° 8). Concluyendo así que el lago tiene una diferencia de 49,5 mg/m³ y 122,3 mg/m³ de fósforo y nitrógeno, respectivamente. Ósea, que el lago contiene más del doble de fósforo y nitrógeno que debería tener de acuerdo al modelo predictivo. Concluyendo así que debió existir una carga extra no cuantificada en el lago.

Tabla N° 8: Comparación de las concentraciones promedio de cada periodo de Fósforo y Nitrógeno, con los valores obtenidos según el modelo predictivo de Vollenweider(1976).

Concentración (mg/m ³)	Septiembre 2018		Enero 2019		Julio 2019		Marzo 2020	
	Fósforo	Nitrógeno	Fósforo	Nitrógeno	Fósforo	Nitrógeno	Fósforo	Nitrógeno
Medida	79,7	192,8	63,7	212,8	95,2	176,2	104	299,2
Modelo Predictivo	30,2	70,51	14	77,33	51,4	115,12	0,18	1,76
Diferencia	49,5	122,3	49,7	135,5	43,8	61,08	103,82	297,44

Fuente: Elaboración propia en base a información proporcionada por el “Estudio limnológico para sustentar anteproyecto de la norma secundaria de calidad ambiental del Lago Lanalhue, Provincia de Arauco, Región del Biobío”

5.4 Evaluar el estado trófico del lago Lanalhue, mediante el uso del Índice de Estado Trófico de Carlson y Smith

En la Tabla N° 9 se entregan los resultados de la condición trófica media del lago Lanalhue correspondiente a las cuatro campañas realizadas entre septiembre 2018 – marzo 2020. Según la clasificación propuesta por Smith et al., (1999), es

posible observar que el estado trófico varía según el parámetro considerado para la clasificación. De acuerdo con la concentración de nitrógeno el lago presenta una condición oligotrófica, a excepción de la estación L2, donde se obtuvo un estado de mesotrofia. Por el contrario, el fósforo mostró un comportamiento diferente, donde la mayoría de las estaciones se clasifican como eutróficas, a excepción de L7 y L9, las que presentaron características de hipereutrofia. Por otra parte, la clorofila clasifica al cuerpo lacustre como un sistema meso-eutrófico. Mientras que, la transparencia del disco Secchi, presentó la misma condición trófica que la clorofila, es decir meso-eutrófico. (Tabla N° 9).

Por otro lado, según el índice de estado trófico de Carlson, el lago presentó un estado mesotrófico durante los tres primeros monitoreos (anexo 5, 6, 7), ya que todos los valores TSI estuvieron entre el rango $30 < TSI < 60$ (Tabla N° 10). Sin embargo, en la última campaña (anexo 8), las estaciones L1, L2 y L3 presentaron una condición de eutrofia. Mientras que, en las estaciones L1 y L2 experimentan un estado hipertrófico en el caso de la clorofila a. y condición eutrófica para el parámetro de transparencia (Tabla N° 10). Este fenómeno puede deberse a que al ser la zona menos profunda del lago propicia una mayor abundancia de fitoplancton, dando como resultado un aumento de la concentración de clorofila a y el decaimiento de los niveles de nutrientes. (Fisher et al., 2001).

Tabla N° 9: Condición trófica del lago Lanalhue de acuerdo a la condición trófica según Smith et al., 1999.

Estaciones	Nitrógeno Total (mg/l)	Fósforo Total (mg/l)	Clorofila a (mg/l)	Disco Secchi (m)	NT	PT	Chl. a	DS
L1	291	69	26,8	1,8	O	E	H	E
L2	400	75	26,1	1,8	M	E	H	E
L3	241	84	8,9	2,6	O	E	M	M
L4	226	90	8,4	3,2	O	E	M	M
L5	203	100	9,5	3,3	O	E	E	M
L6	202	92	8,2	3,0	O	E	M	M
L7	211	102	8,2	3,1	O	H	M	M
L8	216	94	7,5	3,0	O	E	M	M
L9	184	117	6,6	3,1	O	H	M	M
L10	181	58	7,4	3,4	O	E	M	M
L11	204	52	7,5	3,2	O	E	M	M

Fuente: Elaboración propia en base a información proporcionada por el “Estudio limnológico para sustentar anteproyecto de la norma secundaria de calidad ambiental del Lago Lanalhue, Provincia de Arauco, Región del Biobío” y condición trófica propuesta por Smith et al., 1999

Tabla N°10: Índice de estado trófico de Carlson durante las cuatro campañas realizadas en el periodo de septiembre 2018 - marzo 2020.

Estaciones	Ds (m)	P Total (mg/m ³)	Chl. a (mg/m ³)	TSIDS	TSIPt	TSI _{chl. a}	CTSI
L1	1,8	69	26,8	51,2	65,1	62,8	59,7
L2	1,8	75	26,1	51,9	66,4	62,6	60,3
L3	2,6	84	8,9	46,0	68,0	52,0	55,3
L4	3,2	90	8,4	43,4	69,1	51,4	54,6
L5	3,3	100	9,5	43,0	70,5	52,7	55,4
L6	3,0	92	8,2	44,4	69,4	51,2	55,0
L7	3,1	102	8,2	43,7	70,8	51,3	55,2
L8	3,0	94	7,5	44,2	69,6	50,3	54,7
L9	3,1	117	6,6	43,9	72,8	49,2	55,3
L10	3,4	58	7,4	42,5	62,7	50,2	51,8
L11	3,2	52	7,5	43,4	61,0	50,4	51,6
Promedio							55,4

Fuente: Elaboración propia en base a información proporcionada por el “Estudio limnológico para sustentar anteproyecto de la norma secundaria de calidad ambiental del Lago Lanalhue, Provincia de Arauco, Región del Biobío” e índice de estado trófico propuesto por Carlson, 1977

5.5 Análisis Estadístico

En la Figura N°10 se observó que, en general, existe una mayor concentración de nitrógeno en el lago, destacando que en este elemento existen varios datos atípicos e inclusive un dato extremo que se encuentra en otoño 2020.

En el elemento fósforo y clorofila a se registraron datos atípicos de igual manera, siendo esta última la cual se pudo apreciar datos más homogéneos en las temporadas.

Para visualizar de mejor manera la concentración de datos se realizó un histograma (Figura N°11), donde se destacó que ninguno de los elementos (nitrógeno, fósforo, Clorofila a) cumple con una distribución normal, dado que los puntos atípicos modifican la densidad de los elementos. (línea roja).

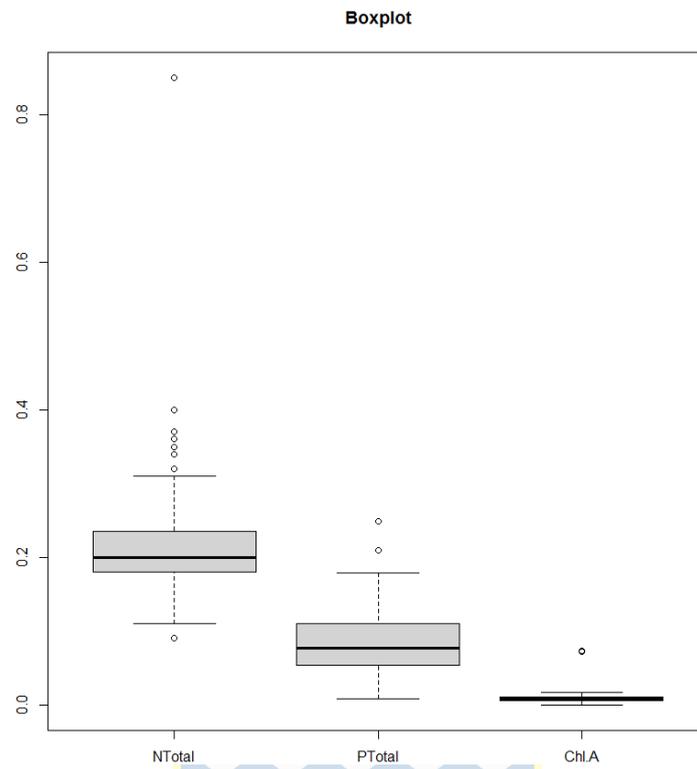


Figura N°10: Valores promedios de los elementos Nitrógeno Total, Fósforo Total, Clorofila a.

Fuente: Elaboración propia en base a software RStudio.



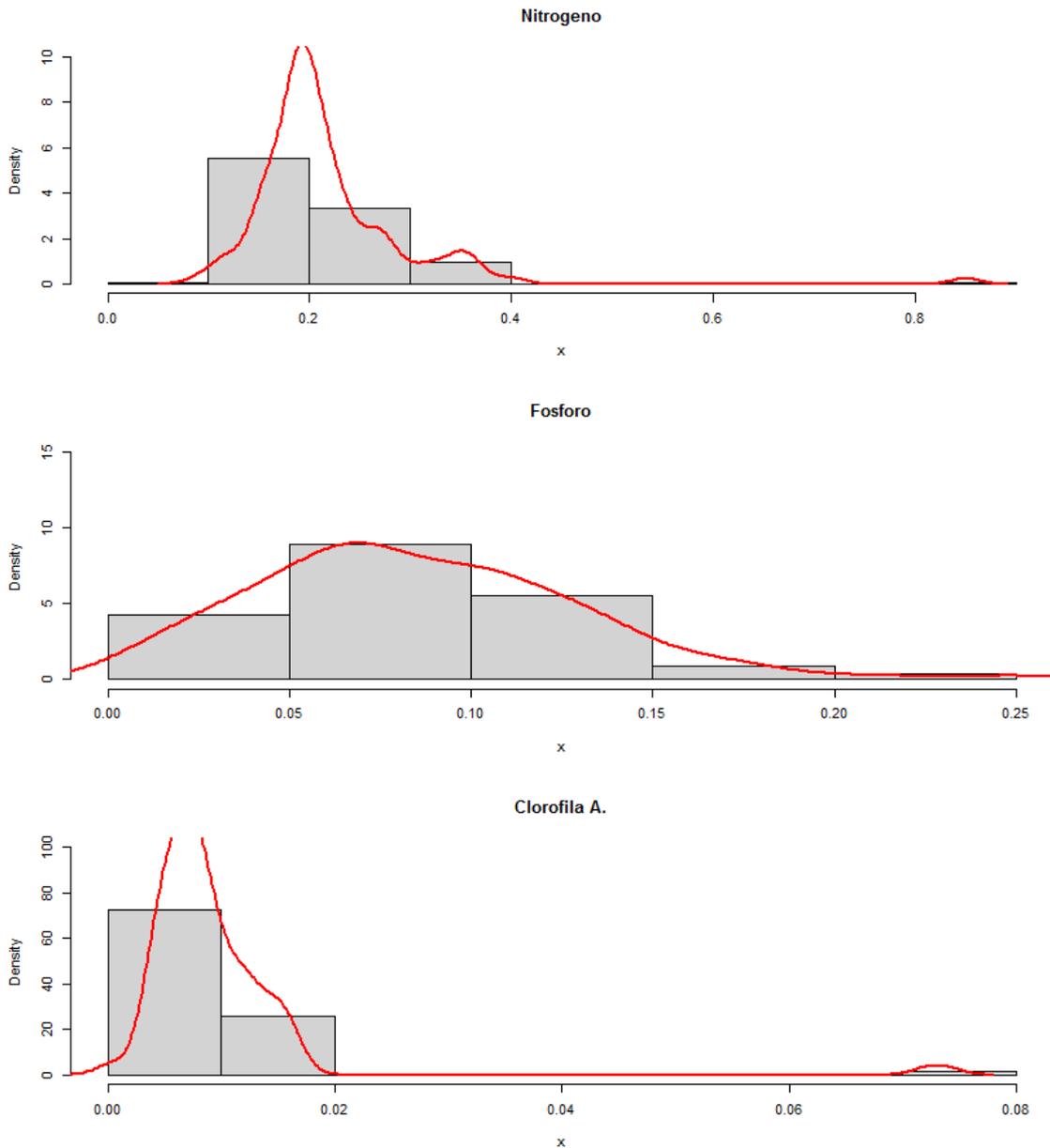


Figura N°11: Distribución de los datos correspondientes a los elementos Nitrógeno Total, Fósforo Total, Clorofila a.

Fuente: Elaboración propia en base a software RStudio.

5.5.1 Test de Shapiro-Wilk

Para evaluar si existieron diferencias significativas entre las campañas de muestreo se realizó primeramente un análisis de normalidad al conjunto de datos y así confirmar o no el supuesto de normalidad para poder realizar un ANOVA (análisis de varianza), para ello se utilizó la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk. El resultado se entrega en la Tabla N°11.

Tabla N°11: Test de normalidad Shapiro-Wilks aplicado a los elementos Nitrógeno, fósforo, Clorofila a.

Elemento	P-valor
Nitrógeno	0,001
Fósforo	0,0091
Clorofila A.	0,001

Fuente: Elaboración propia en base a software RStudio.

Dado que el p-valor asociado a las variables es menor al nivel de significancia 0.05, con un 95% de confianza se pudo rechazar la hipótesis de distribución normal de los datos, por lo que no es posible utilizar ANOVA para apreciar si existen diferencias significativas entre las campañas de muestreo.

5.5.2 Test Kruskal Wallis

Al no comprobarse la existencia de normalidad con Shapiro Willk, se buscó evaluar la existencia de diferencia entre las campañas de muestro, por lo que para encontrar si existen diferencias significativas se utilizó la prueba de Kruskal Wallis, Tabla N°12:

Tabla N°12: Test de normalidad Kruskal Wallis aplicado entre las campañas de muestreo.

Elemento _ Campaña	P-valor
Nitrógeno	<0,001
Fosforo	0,0068
Clorofila A.	0,1202

Fuente: Elaboración propia en base a software RStudio.

Dado que en el nitrógeno y fósforo el p-valor asociado a los elementos es menor al nivel de significancia de 0.05, con un 95% de confianza se rechazó la hipótesis que las diferencias entre las medianas no son estadísticamente significativas, para ello se analizó por separado las campañas.

Sin embargo, para la clorofila a no se encontró evidencia para decir que las diferencias entre alguna de las medianas son estadísticamente significativas, por lo que es posible señalar con un 95% de confianza que los valores de este parámetro en todas las campañas fueron similares. (Tabla N° 13).

Se comprobó la existencia de diferencias significativas entre las campañas de muestreo, se analizaron por separado los meses, observando las diferencias entre las estaciones por estratos (superficie, medio, fondo), para el nitrógeno (Tabla N°14), fósforo (Tabla N°15).

Tabla N°13: Test de normalidad Kruskal Wallis aplicado para ver diferencias entre estratos (superficie, medio, fondo) elemento Clorofila A.

Campaña	Clorofila A. ~ profundidad	P-valor
Todas	Clorofila A.	0,6205

Fuente: Elaboración propia en base a software RStudio.

Tabla N°14: Test de normalidad Kruskal Wallis aplicado para ver diferencias entre estratos (superficie, medio, fondo) elemento nitrógeno.

Campaña	Nitrógeno ~ profundidad	P-valor
Inv-2018	Nitrógeno	0,23
Ver-2019	Nitrógeno	0,5925
Inv-2019	Nitrógeno	0,7195
Ver-2020	Nitrógeno	0,2942

Fuente: Elaboración propia en base a software RStudio.

Tabla N°15: Test de normalidad Kruskal Wallis aplicado para ver diferencias entre estratos (superficie, medio, fondo) elemento Fósforo.

Campaña	Fósforo ~ profundidad	P-valor
Inv-2018	Fósforo	0,4552
Ver-2019	Fósforo	0,9693
Inv-2019	Fósforo	0,865
Ver-2020	Fósforo	0,9992

Fuente: Elaboración propia en base a software RStudio.

Dado que el valor-p asociado a la prueba de Kruskal Wallis para todos es mayor al nivel de significancia de 0.05, bajo un 95 % de confianza se concluye que las diferencias no son estadísticamente significativas, por lo tanto, para el cálculo de la capacidad de carga actual del lago se consideró la concentración promedio total.

5.6 Calcular la diferencia entre la carga actual y carga crítica de nutrientes en el lago Lanalhue

Tabla N°16: variables hidrológicas calculadas para las cuatro campañas realizadas

Fecha	Z(m)	tw (año)	R (coeficiente de retención)
Septiembre 2018	12,2	1	0,5
Enero 2019	11,4	1	0,5
Julio 2019	13,8	1	0,5
Marzo 2020	10,9	5	0,7

Fuente: Elaboración propia en base a información proporcionada por el “Estudio limnológico para sustentar anteproyecto de la norma secundaria de calidad ambiental del Lago Lanalhue, Provincia de Arauco, Región del Biobío”

En la tabla N°16, se presentan los valores de las variables hidrológicas: profundidad media (Z), tiempo de renovación(tw) y coeficiente de retención(R),

estimados para los cuatro periodos. Estas variables se utilizaron para la aplicación de las fórmulas (carga actual y carga crítica) propuestas por Vollenweider.

En base a la aplicación de estos modelos, se hizo una comparación de cargas máximas permisibles para mantener el estado mesotrófico de cada nutriente (fósforo y nitrógeno) en el lago. Para el caso del fósforo, los resultados se expresan en la tabla N°17, donde se observó que la carga actual calculada para cada periodo sobrepasó la carga máxima permisible para mantener el estado mesotrófico, evidenciando diferencias de hasta 1218,1 mg/m²*año-1 (julio 2019). No obstante, al observar este fenómeno, se quiso constatar si la actual carga de fósforo estimada en cada periodo de estudio alcanza el valor mínimo para clasificar al lago de hipereutrófico. En la tabla 18 se pudo apreciar que no se alcanzó el valor mínimo de transición al estado hipereutrófico. Por otra parte, las diferencias comparativas son menores que el anterior análisis expuesto, evidenciando que el mes de Marzo 2020 fue el periodo más cercano de alcanzar el valor mínimo para clasificarse de hipereutrófico (707,23 mg/m²*año-1) con una carga actual de 653,2 mg/m²*año-1 observándose una diferencia de 54,03 mg/m²*año-1. Concluyendo así, que el lago Lanalhue se encuentra en un evidente estado eutrófico.

Por otra parte, en la Tabla N°19 se observó que el nitrógeno no es el nutriente limitante, ya que, considerando solo este parámetro el lago se encontraría en un estado oligotrófico.

En la Figura N°12, se observó la comparación entre carga actual y carga crítica de fósforo para los cuatro periodos de estudio, se constató que los niveles de fósforo han sobrepasado el límite máximo para mantener el estado mesotrófico, acercándose a una condición eutrófica.

Además, se comparó la carga crítica y la carga actual del parámetro nitrógeno en la figura N°13, donde se observó que el nivel actual de este nutriente no ha sobrepasado su nivel crítico. Concluyendo así, que el nutriente responsable del estado trófico en el cual se encuentra el lago es el fósforo, mientras que el

nitrógeno no se encuentra en niveles que constituya un riesgo de eutrofización para el lago.

Tabla N°17: Comparación de la carga máxima permisible para mantener el estado mesotrófico versus la carga actual de fósforo en el lago para cada periodo.

Fecha	Fósforo total (mg/m ² *año-1)		
	Carga actual	Carga crítica mesotrofía	Diferencia
Septiembre 2018	1952,8	1175,7	-777,1
Enero 2019	1310,3	986,9	-323,3
Julio 2019	2457,7	1239,5	-1218,1
Marzo 2020	653,2	339,5	-313,7

Tabla N°18: Comparación de la Carga crítica estado eutrófico y carga actual de fósforo para cada periodo.

Fecha	Fósforo total (mg/m ² *año-1)		
	Carga actual	Carga crítica eutrofia	Diferencia
Septiembre 2018	1952,8	2449,49	496,69
Enero 2019	1310,3	2056,14	745,84
Julio 2019	2457,7	2582,33	124,63
Marzo 2020	653,2	707,23	54,03

Tabla N°19: Comparación de la Carga crítica y carga actual de nitrógeno para cada periodo.

Fecha	Nitrógeno total (mg/m ² *año-1)		
	Carga actual	Carga crítica	Diferencia
Septiembre 2018	4071,8	8573,1	4501,3
Enero 2019	3641,5	7196,5	3555,0
Julio 2019	3837,0	9038,2	5201,1
Marzo 2020	1322,1	2475,3	1153,2

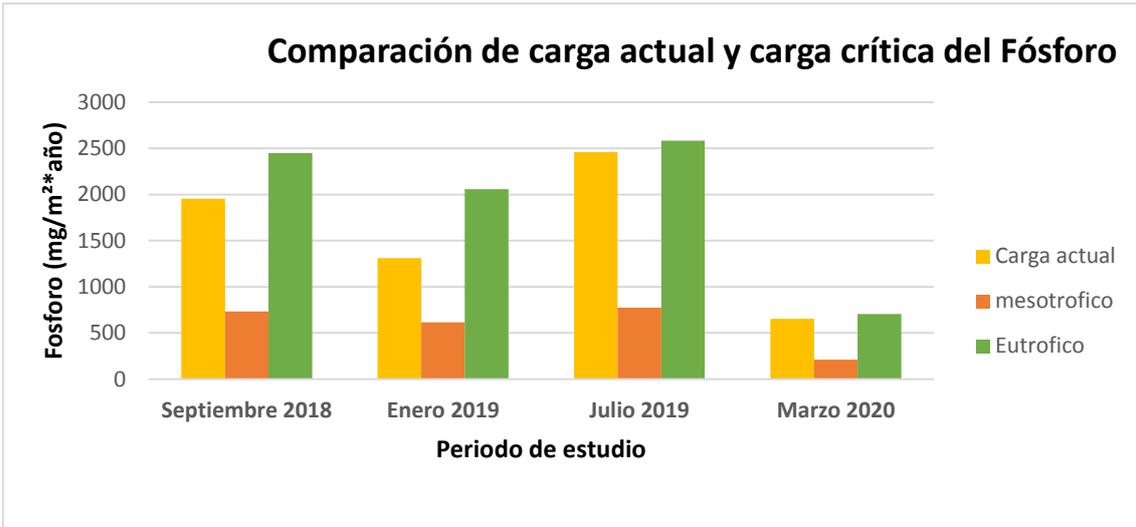


Figura N°12: Comparación de la carga crítica versus la carga actual del fósforo para cada periodo de estudio.

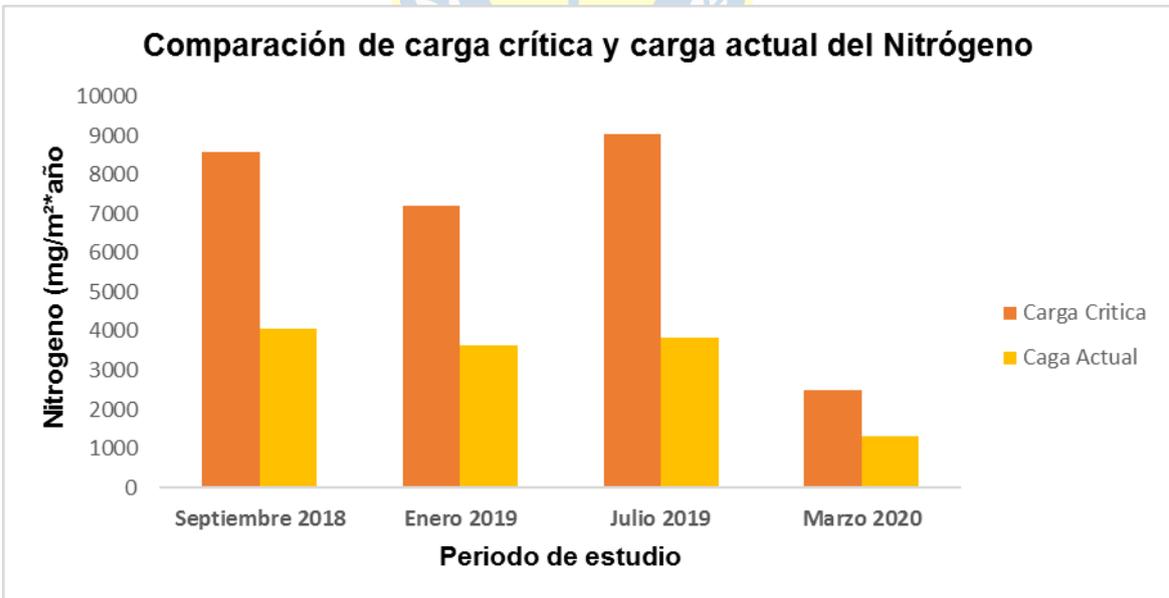


Figura N°13: Comparación de la carga crítica versus la carga actual del nitrógeno para cada periodo de estudio.

5.7 Modelo conceptual del aporte de nutrientes al lago Lanalhue

En la figura N°14, se observan las contribuciones porcentuales de nitrógeno total y fósforo total de los tributarios y aportes externos. Donde el mayor aporte de fósforo total que llega al lago es a través de fuentes no cuantificadas (72,03%) ya sea a través de Fosas sépticas, aportes subterráneos y/o escorrentías. En cuanto al Nitrógeno total, el mayor aporte se da mediante fuentes no cuantificadas (69,95%), mayoritariamente puede darse a través de precipitaciones; pero este nutriente no contribuye un riesgo de eutrofización para el lago.



Figura N°14: Contribuciones porcentuales de nitrógeno total y fósforo total de tributario y aportes externos.

5.8 Recomendaciones para el control de la carga externa de nutrientes

En cuanto a las medidas de reducción se hizo un enfoque hacia los tributarios con mayor aporte de nutrientes tanto de fósforo como de nitrógeno, siendo el estero Calebu, río Elicura, estero El Peral y estero Huilquehue (ex Natri) los principales. Estos tributarios cuentan con superficies necesaria para la proyección de un sistema de tratamiento.

Una alternativa de tratamiento, acorde a las características topográficas (extensas planicies) que presentan estos sitios, es el uso de humedales artificiales. Un humedal artificial (HA) es una eco tecnología que, mediante procesos de biotransformación y mineralización, permite reducir la concentración de carbono, nitrógeno y fósforo (Pabello et al., 2004). Los diseños de estas ecotecnologías tienen la particularidad de mantener la estética del paisaje además de proporcionar condiciones para el desarrollo y preservación de diversos tipos de organismos ya que proveen de un hábitat que propicia el desarrollo de la vida silvestre (Mitsch et al., 2012). Además de ser alternativas sustentables y viables para la depuración de aguas residuales del tipo domésticas, la implementación de estos sistemas tiene un menor costo en comparación con los sistemas de tratamiento convencional, no generan subproductos nocivos y se adaptan a las condiciones climáticas. Otra ventaja de estos sistemas es la posibilidad de combinarse con otros procesos depuradores ya existentes, a fin de optimizar su rendimiento. Adicionalmente, este tipo de sistemas es altamente eficiente para eliminar bacterias patógenas de las aguas residuales, constituyendo así, una reserva con condiciones adecuadas para la vida acuática. (Pabello et al., 2001)

6. CONCLUSIONES

En cuanto a la pregunta de investigación planteada, se resuelve que las cargas de nutrientes aportadas al lago a través de los tributarios no explicarían el estado eutrófico actual. Solo un 28,0% del fósforo total estaría ingresando en forma de carga a través de los afluentes y un 30,1% de nitrógeno total. Evidenciando así, un aporte de fósforo no cuantificado del 72,03% y un 69,95% de nitrógeno total, respecto a la carga total actual de nutrientes medida en el lago. Estas cargas extras aportadas pueden provenir de aportes subterráneos, precipitaciones (mayor aporte de nitrógeno), fosas sépticas de casas colindantes al lago, las cuales en eventos de lluvias en épocas invernales (junio 2019) propician la exportación de nutrientes hacia el lago. Es por esto que, la incorporación de información respecto a las fuentes puntuales clandestinas que existiesen, en conjunto con las actividades que drenan directamente por acción gravitatoria al cuerpo de agua, permitirían la determinación más precisa del total de nutrientes que ingresarían al lago Lanalhue.

Por otra parte, el conocimiento de la carga crítica es una herramienta necesaria para la gestión de los ecosistemas acuáticos, más aún, si lo que se busca son medidas de reducción a través del control de cargas externas. En cuanto a la carga externa, esta puede resultar permisible o excesiva conforme a las características morfométricas del cuerpo receptor, una mayor recepción de carga externa ($653 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{año}^{-1}$) en conjunto a su baja profundidad media (10,9 m) como ocurrió en el mes de marzo 2020 la hacen especialmente vulnerable frente a un continuo proceso de eutrofización.

Finalmente, de acuerdo a los resultados obtenidos, es posible concluir que implementando medidas de control en los tributarios no sería suficiente para reducir la carga actual nutrientes en el lago.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHLGREN, I., FRISK, T. & L. KAMP-NIELSEN, (1988). Empirical and theoretical models of phosphorus loading, retention and concentration vs. lake trophic state. *Hydrobiología*, 170: 285-303.

Campos, H.; Agüero, G.; Cárcamo, R.; Arriagada, R.; Zapata, J. (1995). Estudios limnológicos de los lagos Calafquén y Panguipulli. Universidad Austral de Chile. Ministerio de Obras Públicas. 193 p.

Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22: 361-369. Conley, D. J., Paerl, H. W., Howarth, R. W., Boesch, D. F., Seitzinger, S. P., Havens, K. E., ... & Likens, G. E. (2009). Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. *Science*, 323(5917), 1014-1015.

Carpenter, S. R., Ludwig, D., & Brock, W. A. (1999). Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. *Ecological applications*, 9(3), 751-771.

Dillon P.J. & Rigler F.H. (1974) The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnology and Oceanography*, 19, 767-773.

Facultad de Química, UNAM, México, D.F (2001), p. 121

W.J. Mitsch, et al. Creating wetlands: primary succession, water quality changes, and self-design over 15 years *Bioscience*, 62 (2012), pp. 237-250

V.M. Luna Pabello, H.F. Ramírez Carrillo.

Heathwaite, A.L. (1990). PREDICTING THE EFFECT OF LAND USE ON STREAM WATER QUALITY IN THE UK. *Sediment and Stream Water Quality in a Changing Environment: Trends and Explanati.*

M. Miranda-Ríos, V.M. Luna-Pabello Estado del arte y perspectivas de aplicación de los humedales artificiales de flujo horizontal en México.

Hoegh-Guldberg, O., D. Jacob, M. Taylor, M. Bindi, S. Brown, I. Camilloni, A. Diedhiou, R. Djalante, K.L. Ebi, F. Engelbrecht, J. Guiot, Y. Hijioka, S. Mehrotra, A. Payne, S.I. Seneviratne, A. Thomas, R. Warren, and G. Zhou, 2018. Impacts of 1.5 °C Global Warming on Natural and Human Systems. In: Global Warming of 1.5 °C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5 °C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty

Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Howard-Williams, C (1985) Cycling and retention of nitrogen and phosphorus in wetlands: a theoretical and applied perspective. *Freshwater Biology*, 15, 391—431

Kalff, J. (2002) *Limnology. Inland Water Ecosystems*. Prentice Hall, Upper Saddle River.

Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.)].

Nixon S.W. (1990) Marine eutrophication: a growing international problem. *Ambio*, 3, 101.

OECD (1982) *Eutrophication of Waters, Monitoring, Assessment and Control*. OECD, Paris.

ONU-Agua, “Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2019”, UNESCO, (2019).

Revista Internacional de Contaminación Ambiental, 20 (1) (2004), pp. 31-38.

Smith, V. H., Tilman, G. D., & Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental pollution*, 100(1-3), 179-196.

Trevizán, J. (2011). Mirando sobre y bajo el agua. Idesia 29 (2): pp. 169-174.

Vollenweider R.A. (1968) The Scientific Basis of Lake Eutrophication, with Particular Reference to Phosphorus and Nitrogen as Eutrophication Factors. Technical Report DAS/DSI/68.27. OECD, Paris

Rast, W., and G.F. Lee. 1978. Summary analysis of the North American (US portion) OECD Eutrophication Project: Nutrient loading-lake response relationships and trophic state indices. EPA-600/3-78-008.

WOLLENWEIDER, R.A. (1976). Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. 1st. Ital. Idrobiol., 33: 53-84.

8. ANEXOS



Subcuenca Río Elicura

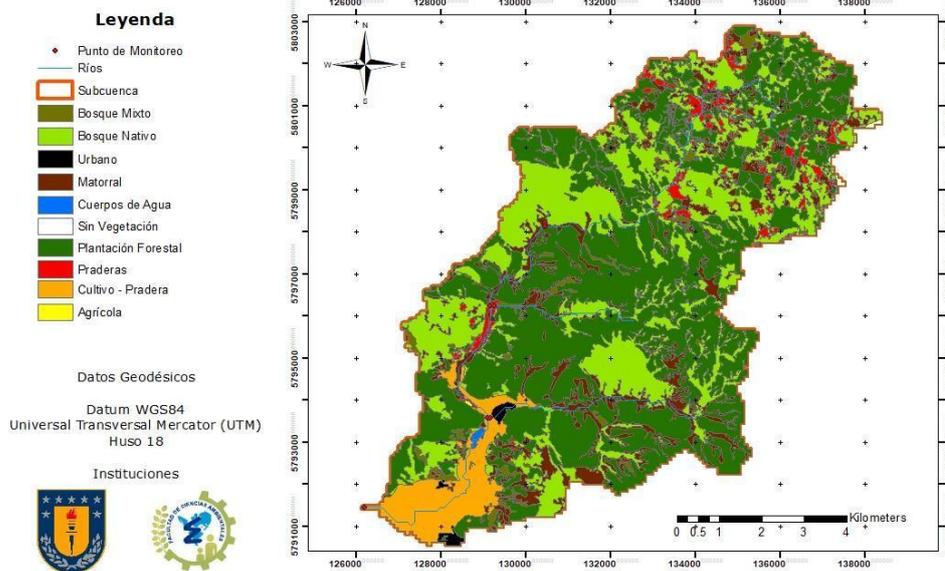


Figura ANEXO 1: Uso de suelo de la subcuenca Elicura.

Fuente: Extraído de Arias, 2020.

Subcuenca Estero Huilquehue

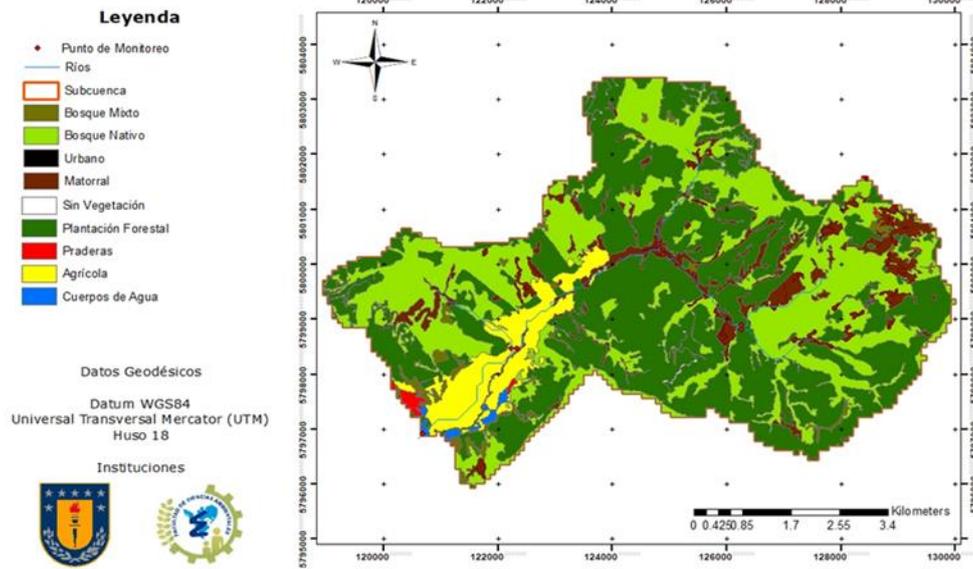


Figura ANEXO 2: Usos de suelo de la subcuenca Huilquehue.

Fuente: Extraído de Arias, 2020.

Subcuenca Estero Calebu

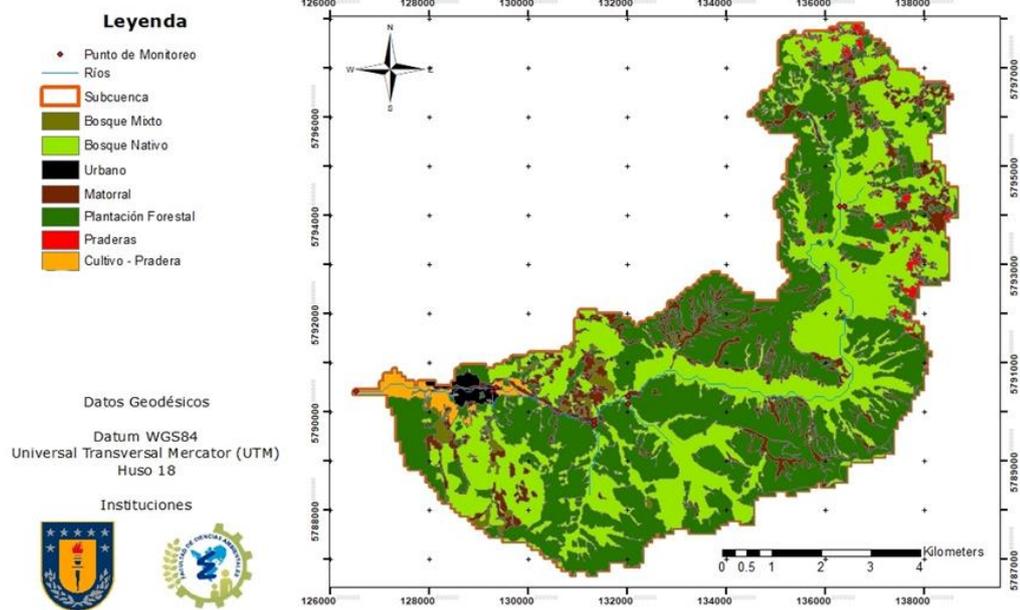


Figura ANEXO 3: Usos de suelo de la subcuenca Calebu.

Fuente: Extraído de Arias, 2020.

Subcuenca Estero El Peral

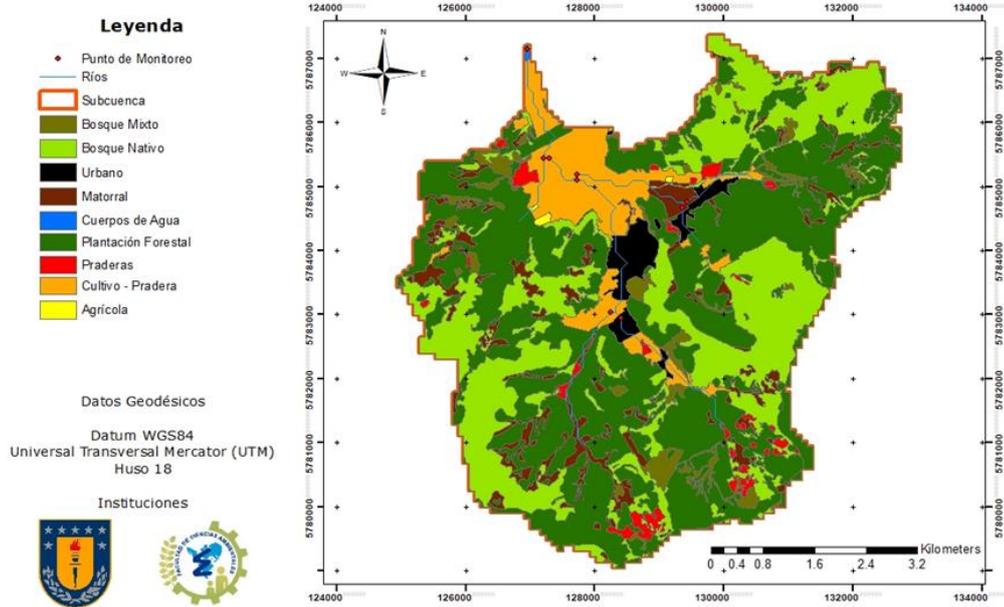


Figura ANEXO 4: Usos de suelo de la subcuenca El Peral.

Fuente: Extraído de Arias, 2020

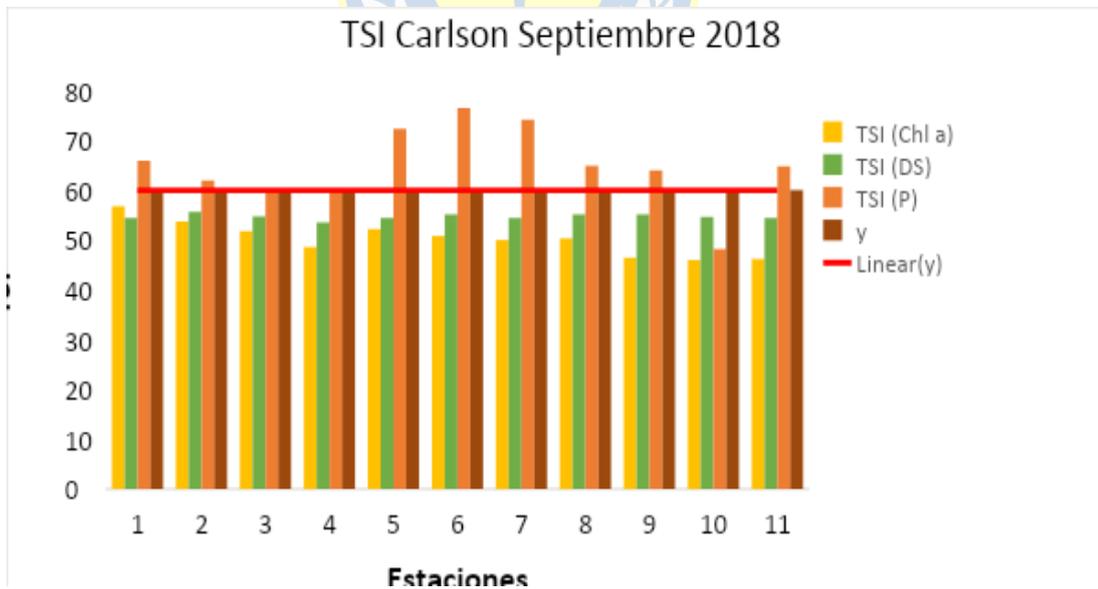


Figura ANEXO 5: Variación del estado trófico en las 11 estaciones de muestreo del lago Lanalhue durante septiembre 2018.

Fuente: Elaboración propia en base a información proporcionada por el “Estudio limnológico para sustentar anteproyecto de la norma secundaria de calidad ambiental del Lago Lanalhue, Provincia de Arauco, Región del Biobío”

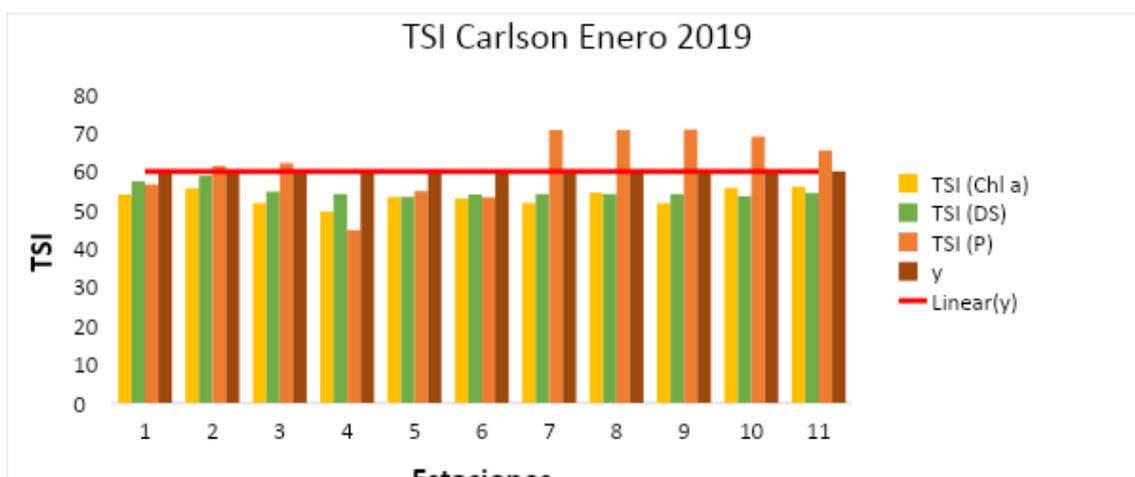


Figura ANEXO 6: Variación del estado trófico en las 11 estaciones de muestreo del lago Lanalhue durante enero 2019.

Fuente: Elaboración propia en base a información proporcionada por el “Estudio limnológico para sustentar anteproyecto de la norma secundaria de calidad ambiental del Lago Lanalhue, Provincia de Arauco, Región del Biobío”

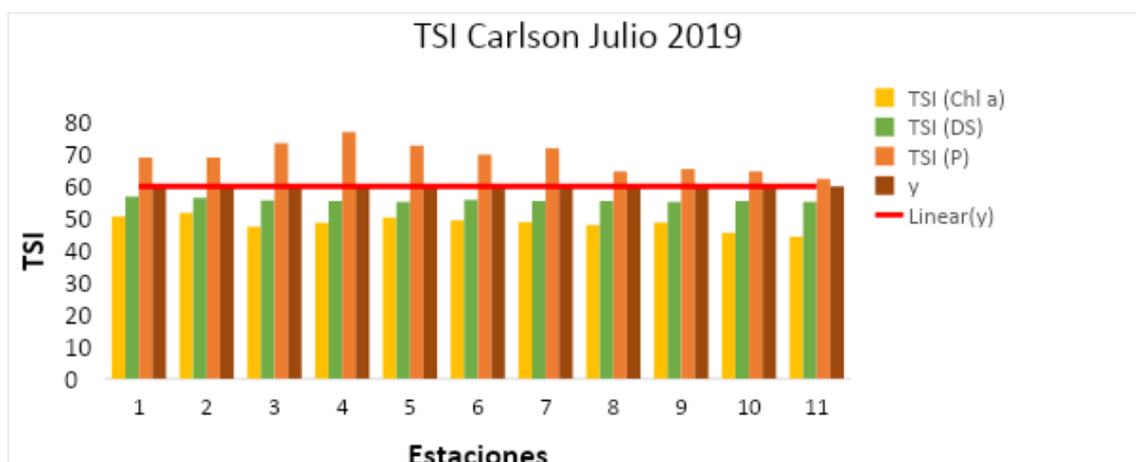


Figura ANEXO 7: Variación del estado trófico en las 11 estaciones de muestreo del lago Lanalhue durante Julio 2019.

Fuente: Elaboración propia en base a información proporcionada por el “Estudio limnológico para sustentar anteproyecto de la norma secundaria de calidad ambiental del Lago Lanalhue, Provincia de Arauco, Región del Biobío”

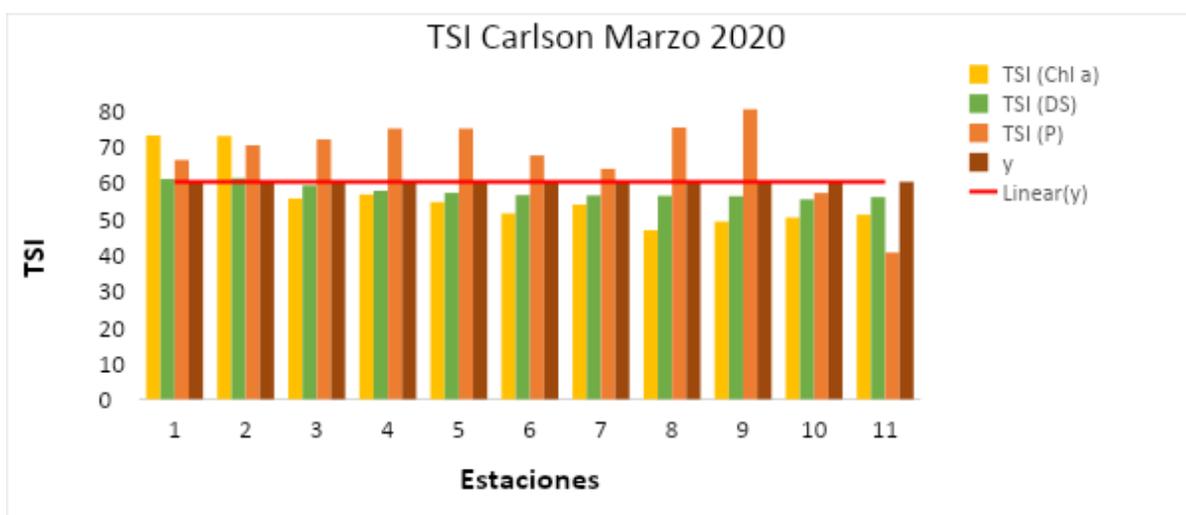


Figura ANEXO 8: Variación del estado trófico en las 11 estaciones de muestreo del lago Lanalhue durante marzo 2020.

Fuente: Elaboración propia en base a información proporcionada por el “Estudio limnológico para sustentar anteproyecto de la norma secundaria de calidad ambiental del Lago Lanalhue, Provincia de Arauco, Región del Biobío”