



UNIVERSIDAD DE CHILE  
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS  
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA, BIOTECNOLOGÍA Y  
MATERIALES

**ANÁLISIS DE CONTAMINANTES ASOCIADOS A LA EUTROFIZACIÓN  
DEL LAGO VILLARRICA MEDIANTE UN MODELO DE CALIDAD DE  
AGUAS**

TESIS PARA OPTAR AL GRADO DE MAGÍSTER EN CIENCIAS DE LA INGENIERÍA,  
MENCIÓN QUÍMICA

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERA CIVIL EN BIOTECNOLOGÍA

JAVIERA FERNANDA ROJAS SOTO

PROFESOR GUÍA:  
FELIPE DÍAZ ALVARADO  
PROFESOR CO-GUÍA:  
YARKO NIÑO CAMPOS

MIEMBROS DE LA COMISIÓN:  
IRENE MARTÍNEZ BASTERRECHEA  
ZIOMARA GERDTZEN HAKIM

SANTIAGO DE CHILE  
2023

**RESUMEN DE LA TESIS PARA OPTAR AL GRADO DE:**

Magíster en Ciencias de la Ingeniería, Mención Química

**RESUMEN DE LA MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE:**

Ingeniera Civil en Biotecnología

**POR:** Javiera Fernanda Rojas Soto

**FECHA:** 2023

**PROFESOR GUÍA:** Felipe Díaz Alvarado

**ANÁLISIS DE CONTAMINANTES ASOCIADOS A LA EUTROFIZACIÓN  
DEL LAGO VILLARRICA MEDIANTE UN MODELO DE CALIDAD DE  
AGUAS**

El lago Villarrica es un ejemplo de la degradación de los recursos hídricos en Chile, pues ha pasado de ser un lago con aguas limpias de baja concentración de nutrientes a uno de aguas turbias con floraciones algales cada vez más recurrentes. En este contexto, el Ministerio del Medio Ambiente establece una Norma Secundaria de Calidad Ambiental para el lago, que al verse superada obliga a desarrollar y ejecutar un Plan de Descontaminación, el primero para un lago en Chile. En este trabajo se desarrolla un modelo de calidad del agua, que permite seguir la concentración de nitrato, amonio, ortofosfato, oxígeno disuelto y microorganismos fotosintéticos en el lago Villarrica. Además, se evalúa cómo afecta el cumplimiento de la norma de emisión para pisciculturas (contenida en el Anteproyecto del Plan de Descontaminación) a la calidad de las aguas del lago. Para esto, se utilizó como base un modelo hidrodinámico desarrollado con el software Delft3D, que resuelve las ecuaciones de transporte de momentum, masa y calor para obtener campos de velocidad, densidad, concentración de nutrientes y temperatura en el lago. Este modelo considera que el lago es un sistema cerrado, por ende, se modificaron las condiciones de borde para representar la existencia de entradas de agua con concentraciones de  $PO_4$ ,  $NO_3$  y  $NH_4$  de 0,12 mg/l, 0,18 mg/l y 0,07 mg/l respectivamente en la desembocadura del río Pucón, y de 5,2 mg/l de  $PO_4$ , 11,6 mg/l de  $NO_3$  y 4,5 mg/l de  $NH_4$  en los cursos de agua de la ribera sur. También se modificaron las condiciones iniciales para adaptar el modelo numérico al periodo de simulación escogido (2018 y 2019). Las simulaciones del modelo de calidad del agua muestran una mayor concentración de  $PO_4$  y  $NH_4$  en la ribera sur del lago Villarrica, y en la desembocadura del río Pucón. La mayor concentración de  $NO_3$  se concentra en las riberas oeste y suroeste del lago. Para el oxígeno disuelto, su concentración es mayor en la desembocadura del río Pucón y menor en las riberas oeste y suroriente. Las zonas donde la concentración de oxígeno disuelto es menor, coinciden con la mayor concentración de biomasa algal (y viceversa). Se observa que a medida que el número de pisciculturas que cumplen la norma de emisión de fósforo aumenta, la concentración de  $PO_4$ ,  $NO_3$ ,  $NH_4$  y biomasa algal disminuye. Si todas las pisciculturas cumplen esta norma la concentración de  $PO_4$ ,  $NO_3$ ,  $NH_4$  y biomasa algal en el lago se reduce un 16%, 1%, 33% y 14% respectivamente. El trabajo realizado busca aportar al entendimiento de la dinámica de nutrientes, productores primarios y oxígeno disuelto en sistemas lacustres, y al uso de modelos de calidad del agua para evaluar decisiones de gestión ambiental. El modelo desarrollado permite la evaluación de futuras políticas públicas que se adopten en la zona y que apunten a mejorar la calidad del agua en el lago, constituyendo una herramienta de apoyo a la toma de decisiones con base científica.

*A Luz Aurora.*

# Tabla de Contenido

<b>1. Introducción</b>	<b>1</b>
1.1. Motivación . . . . .	1
1.2. Objetivos . . . . .	4
1.2.1. Objetivo general . . . . .	4
1.2.2. Objetivos específicos . . . . .	4
1.3. Metodología General . . . . .	5
1.4. Estructura de la tesis . . . . .	6
<b>2. Caso de estudio: Lago Villarrica</b>	<b>8</b>
2.1. Lago Villarrica . . . . .	8
2.1.1. Asentamientos humanos . . . . .	9
2.1.2. Actividades económicas . . . . .	9
2.2. Fuentes de contaminación lago Villarrica . . . . .	10
2.2.1. Fuentes puntuales . . . . .	11
2.2.1.1. Pisciculturas . . . . .	11
2.2.1.2. Aguas Servidas de Curarrehue . . . . .	11
2.2.1.3. Planta de Tratamiento de Aguas Servidas de Pucón . . . . .	12
2.2.1.4. Resumen de emisiones de fuentes puntuales . . . . .	12
2.2.2. Fuentes difusas . . . . .	13
2.2.2.1. Emisiones de viviendas sin conexión a alcantarillado . . . . .	13
Viviendas urbanas sin conexión a alcantarillado . . . . .	14
Viviendas rurales sin conexión a alcantarillado . . . . .	14
2.2.2.2. Emisiones por cobertura de suelo . . . . .	14
2.2.3. Resumen de emisiones . . . . .	16
<b>3. Antecedentes normativos y Escenarios de simulación</b>	<b>18</b>
3.1. Antecedentes normativos . . . . .	18
3.1.1. Anteproyecto Plan de Descontaminación . . . . .	20
3.1.1.1. Control de emisiones asociadas a Fuentes Puntuales . . . . .	21
Pisciculturas . . . . .	21
Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAS) . . . . .	21
3.1.1.2. Control de emisiones asociadas a Fuentes Difusas . . . . .	21
Aguas residuales sin saneamiento . . . . .	21
Cobertura de suelo silvoagropecuario . . . . .	22
3.1.2. Escenarios de simulación . . . . .	22
<b>4. Modelo Hidrodinámico</b>	<b>24</b>
4.1. Sistemas Lacustres . . . . .	24



4.2.	Hidrodinámica de Sistemas Lacustres . . . . .	27
4.2.1.	Estratificación térmica en lagos . . . . .	27
4.2.2.	Efecto del viento . . . . .	31
4.2.3.	Ondas internas . . . . .	34
4.3.	Condiciones del lago Villarrica que influyen sobre el modelo hidrodinámico .	35
4.3.1.	Condiciones Meteorológicas . . . . .	36
4.3.1.1.	Temperatura del Aire . . . . .	36
4.3.1.2.	Humedad Relativa . . . . .	37
4.3.1.3.	Precipitaciones . . . . .	38
4.3.1.4.	Radiación solar . . . . .	38
4.3.1.5.	Viento . . . . .	39
4.3.2.	Condiciones hidrológicas . . . . .	40
4.4.	Modelo Hidrodinámico . . . . .	41
4.4.1.	Enfoque de modelación . . . . .	41
4.4.2.	D-FLOW . . . . .	41
4.4.3.	Ecuaciones del Modelo . . . . .	42
4.4.3.1.	Ecuaciones hidrodinámicas . . . . .	42
	Ecuación de continuidad . . . . .	42
	Ecuaciones de momento en dirección horizontal . . . . .	44
	Velocidades verticales . . . . .	45
	Presión hidroestática . . . . .	46
	Viscosidad turbulenta . . . . .	46
4.4.3.2.	Ecuación de transferencia de masa y calor . . . . .	47
4.4.3.3.	Ecuación de Estado . . . . .	48
4.4.4.	Configuración del modelo . . . . .	48
4.4.4.1.	Discretización espacial . . . . .	48
4.4.4.2.	Discretización temporal . . . . .	49
4.4.4.3.	Condiciones de Borde . . . . .	50
	Condiciones de borde de flujo . . . . .	50
	Condiciones de borde para la transferencia de calor . . . . .	53
4.4.4.4.	Condiciones Iniciales . . . . .	53
4.5.	Resultados . . . . .	54
<b>5.</b>	<b>Modelo Calidad del Agua</b> . . . . .	<b>60</b>
5.1.	Metodología específica . . . . .	60
5.1.1.	Consideraciones para la elaboración de modelos de calidad del agua .	62
5.2.	Eutrofización . . . . .	63
5.3.	Variables que afectan la calidad del agua de un Sistema Lacustre . . . . .	64
5.3.1.	Fósforo . . . . .	65
5.3.2.	Nitrógeno . . . . .	70
	Amonificación . . . . .	70
	Nitrificación . . . . .	71
	Desnitrificación . . . . .	71
	Annamox (Oxidación anaeróbica de amonio) . . . . .	71
5.3.3.	Oxígeno . . . . .	76
5.3.4.	Productores primarios: Fitoplancton . . . . .	79
5.4.	Fuentes de información . . . . .	82

5.5.	Modelo Calidad del Agua . . . . .	83
5.5.1.	Características generales del modelo . . . . .	83
5.5.2.	Ecuación de advección-difusión con un término de reacción química . . . . .	85
5.5.3.	Condiciones de Borde e Iniciales . . . . .	88
	Condiciones de Borde . . . . .	88
	Condiciones Iniciales . . . . .	91
5.6.	Resultados y Discusiones . . . . .	92
5.6.1.	Calibración . . . . .	92
5.6.2.	Validación . . . . .	96
5.6.3.	Evaluación de medidas del Plan de Descontaminación . . . . .	108
<b>6.</b>	<b>Conclusiones y Recomendaciones</b>	<b>116</b>
	<b>Bibliografía</b>	<b>119</b>
	<b>Anexos</b>	<b>127</b>
A.	Modelo Hidrodinámico . . . . .	127
A.1.	Ecuaciones del modelo . . . . .	127
	Ecuaciones Navier-Stokes promediadas en Reynolds . . . . .	127
B.	Modelo Calidad del Agua . . . . .	128
B.1.	Aporte de nutrientes al lago Villarrica . . . . .	128
B.2.	Balances de masa carga de nutrientes . . . . .	131
B.3.	Condiciones de Borde e Iniciales . . . . .	136
B.4.	Datos UFRO-MMA . . . . .	137

# Índice de Tablas

2.1.	Población Total de la cuenca del río Toltén [31]. . . . .	10
2.2.	Identificación de fuentes puntuales de contaminación en la cuenca del lago Villarrica [39]. . . . .	12
2.3.	Resumen de emisiones puntuales a partir del promedio anual de los valores reportados para N Total y P Total. Elaboración propia en base a datos de [11].	13
2.4.	Resumen de viviendas dentro de radio urbano sin conexión a alcantarillado ubicadas en Villarrica y Pucón [11]. . . . .	14
2.5.	Resumen de viviendas rurales (borde río y de contorno) ubicadas en la cuenca del lago Villarrica. Elaboración propia en base a [11]. . . . .	15
2.6.	Distribución de carga según tipo de cobertura. Elaboración propia en base a [11].	15
2.7.	Resumen de emisiones totales desde fuentes puntuales y difusas con impacto al lago Villarrica . . . . .	16
3.1.	Estaciones de calidad de agua en lago Villarrica. Elaboración propia en base a [27]. . . . .	19
3.2.	Parámetros de calidad deseados en NSCA del lago Villarrica. Elaboración propia en base a [27]. . . . .	19
3.3.	Parámetros de calidad establecidos en NSCA del lago Villarrica. Las celdas anaranjadas indican los promedios bianuales superados para cada parámetro y área de vigilancia. Elaboración propia en base a [27][44]. . . . .	20
3.4.	Límites de emisión para fósforo total por carga establecidos en Anteproyecto Plan de Descontaminación para el lago Villarrica. Elaboración propia en base a [45]. . . . .	21
4.1.	Parámetros morfológicos lago Villarrica [29]. . . . .	26
4.2.	Subsubcuencas de la cuenca hidrográfica río Toltén. . . . .	27
4.3.	Estaciones meteorológicas ubicadas en la zona de estudio. . . . .	36
4.4.	Estaciones fluviométricas ubicadas en la zona de estudio [64]. . . . .	36
4.5.	Parámetros necesarios para el Balance Hídrico . . . . .	41
4.6.	Parámetros físicos evaluados para calibrar modelo hidrodinámico en base al cual se construye el modelo de calidad del agua. . . . .	54
4.7.	Temperatura medida y simulada en el lago Villarrica para las estaciones Pelagial, Litoral Villarrica y Litoral Norte. . . . .	55
4.8.	Temperatura medida y simulada en el lago Villarrica para las estaciones Litoral Pucón y Litoral Sur. . . . .	56
5.1.	Especies y procesos modelados en el modelo de calidad del agua del lago Villarrica.	61
5.2.	Rangos de concentraciones de distintos parámetros según clasificación de estado trófico propuesta por Smith et al. (1999). . . . .	64
5.3.	Estaciones de calidad de agua (parámetros fisicoquímicos) ubicadas en la zona de estudio. . . . .	83

5.4.	Flujo másico y concentración de Fósforo Total (PT) y Nitrógeno Total (NT) con impacto directo al lago Villarrica. . . . .	90
5.5.	Concentración de ortofosfato, nitrato y amonio en el río Pucón y en flujos ribera Sur del lago Villarrica. . . . .	91
5.6.	Concentración promedio de oxígeno disuelto y biomasa algal. Valores medidos en estaciones de monitoreo DGA para oxígeno (2018-2019) y clorofila a (2015-2016). . . . .	91
5.7.	Condiciones iniciales modelo calidad de agua. Datos obtenidos a partir de las estaciones de la DGA [103]. . . . .	92
5.8.	Parámetros calibrados en el modelo de calidad del agua. . . . .	94
5.9.	Resultados calibración. . . . .	95
5.10.	Índices de error para cada variable en el lago Villarrica tras ajuste de parámetros. . . . .	96
5.11.	Comparación de la concentración de nitrato y amonio obtenida en el modelo numérico con concentraciones medidas en estaciones de monitoreo durante el periodo de simulación. . . . .	97
5.12.	Comparación de la concentración de ortofosfato y oxígeno disuelto obtenida en el modelo numérico con concentraciones medidas en estaciones de monitoreo durante el periodo de simulación. . . . .	99
5.13.	Comparación de la concentración de fitoplancton obtenida en el modelo numérico con concentraciones medidas en estaciones de monitoreo durante el periodo de simulación. . . . .	101
5.14.	Resumen de métodos estadísticos para validar modelo de calidad del agua. . . . .	102
5.15.	Índices de error obtenidos en el modelo de calidad del agua desarrollado por Bruning 2018 [22]. . . . .	102
5.16.	Escenarios evaluados mediante el modelo de calidad del agua. . . . .	108
5.17.	Comparación entre aporte de fósforo de pisciculturas y límite de emisión impuesto en Plan de Descontaminación según capacidad productiva. Elaboración propia en base a [11], [39] y [45]. . . . .	109
5.18.	Emisión de Fósforo Total (PT) emitido por las pisciculturas para cada escenario de simulación. Las celdas anaranjadas indican las pisciculturas que cumplen la norma de emisión de fósforo establecida en el Plan de Descontaminación del lago. Elaboración propia en base a [45]. . . . .	110
5.19.	Comparación de concentración $PO_4$ entre caso base y escenarios de simulación . . . . .	111
5.20.	Comparación de concentración $NO_3$ entre caso base y escenarios de simulación . . . . .	112
5.21.	Comparación de concentración $NH_4$ entre caso base y escenarios de simulación . . . . .	114
5.22.	Comparación de concentración de biomasa algal entre caso base y escenarios de simulación . . . . .	115
B.1.	Parámetros por tramo para estimar concentración de salida de nutrientes. . . . .	130
B.2.	Parámetros Tramo 3 . . . . .	130
B.4.	Parámetros Tramo 1 . . . . .	130
B.3.	Parámetros Tramo 2 . . . . .	131
B.5.	Balance de masa estero Molco . . . . .	132
B.6.	Balance de masa estero Loncotraro . . . . .	132
B.7.	Balance de masa estero Correntoso . . . . .	133
B.8.	Balance de masa estero Quetroleufu . . . . .	133
B.9.	Balance de masa estero Carileufu . . . . .	134
B.10.	Balance de masa río Caburgua . . . . .	134
B.11.	Balance de masa estero Huililco . . . . .	135

B.12.	Balance de masa río Claro . . . . .	135
B.13.	Balance de masa río Liucura . . . . .	136
B.14.	Balance de masa río Trancura 1 . . . . .	136
B.15.	Promedio de valores medidos en estaciones de monitoreo lago Villarrica entre enero 2018 y diciembre 2020. Datos obtenidos de la DGA [103] . . . . .	136
B.16.	Promedio de valores medidos en estaciones de monitoreo lago Villarrica febrero 2018. Datos obtenidos de la DGA [103] . . . . .	137
B.17.	Datos obtenidos por campaña de monitoreo UFRO-MMA durante el periodo de modelación. . . . .	137

# Índice de Ilustraciones

1.1.	Cuenca del Lago Villarrica, subcuencas y red hídrica. Extraído de CGTA-UFRO 2020 [11]. . . . .	2
1.2.	Lago Villarrica con florecimiento algal [13]. . . . .	3
2.1.	Cuenca lago Villarrica. Extraído de Valenzuela 2019 [25]. . . . .	8
2.2.	Vista satelital lago Villarrica [30]. . . . .	9
2.3.	Distribución de carga de Nitrógeno Total y Fósforo Total (ton/año) por cobertura en la cuenca del lago Villarrica. . . . .	16
2.4.	Resumen de emisiones de Nitrógeno Total por fuente de emisión en el lago Villarrica . . . . .	17
2.5.	Resumen de emisiones de Fósforo Total por fuente de emisión en el lago Villarrica	17
3.1.	Estaciones monitoreo lago Villarrica. Extraído de Valenzuela 2019 [25]. . . . .	19
4.1.	Batimetría lago Villarrica (IGM 1998). Extraído de Meruane 2005 [49]. . . . .	26
4.2.	Estratificación térmica en un lago. Elaboración propia en base a [52]. . . . .	28
4.3.	Estratificación térmica en ecosistema lacustre. Elaboración propia en base a [52].	29
4.4.	Balance de energía sobre superficie libre del lago. $Q_{tot}$ radiación solar total sobre la superficie del lago, $Q_{sn}$ radiación solar incidente neta, $Q_{co}$ pérdida de calor por convección, $Q_{eb}$ radiación emitida, $Q_{ev}$ pérdida de calor por evaporación. Elaboración propia en base a [54]. . . . .	31
4.5.	Efecto del viento. Las líneas punteadas representan la superficie libre y/o la termoclina, mientras que las líneas rojas representan el movimiento de las líneas punteadas. Elaboración propia en base a [54]. . . . .	34
4.6.	Temperatura del aire diaria durante los años 2018 y 2019 lago Villarrica. . . . .	37
4.7.	Humedad relativa diaria durante los años 2018 y 2019 lago Villarrica. . . . .	37
4.8.	Precipitación mensual estaciones Pucón y Villarrica año 2018 [64]. . . . .	38
4.9.	Radiación diaria durante los años 2018 y 2019 lago Villarrica [66]. . . . .	39
4.10.	Velocidad del viento mensual para los años 2018 y 2019 [66]. . . . .	40
4.11.	Definición de nivel de agua ( $\zeta$ ), profundidad ( $h$ ) y profundidad total (H). Extraído de Deltares 2008 [54]. . . . .	42
4.12.	Discretización espacial lago Villarrica modelo Felipe Galaz [19]. . . . .	49
4.13.	Condiciones de bordes abiertos modelo hidrodinámico. Elaboración propia. . .	50
4.14.	Perfil vertical de temperatura en el lago Villarrica. . . . .	57
4.15.	Distribución vertical de la temperatura del agua en el lago Villarrica durante febrero de 2014 y 2015. Extraído de Galaz 2020 [19]. . . . .	58
4.16.	Evolución temporal de la temperatura del agua en el lago Villarrica. Extraído de Galaz 2020 [19]. . . . .	58
4.17.	Magnitud de la velocidad horizontal en la superficie libre del lago Villarrica, donde los vectores indican la dirección del flujo superficial. Extraído de Felipe Galaz 2020 [19]. . . . .	59

5.1.	Esquema de lago en equilibrio ecosistémico y lago eutrofizado. . . . .	63
5.2.	Ciclo del Fósforo. Elaboración propia en base a Bruning 2018 [22]. . . . .	66
5.3.	Esquema balance de masa Fosfato. Elaboración propia . . . . .	70
5.4.	Ciclo del Nitrógeno. Elaboración propia en base a [87]. . . . .	72
5.5.	Esquema balance de masa Nitrato. Elaboración propia. . . . .	75
5.6.	Esquema balance de masa Amonio. Elaboración propia. . . . .	76
5.7.	Esquema balance de masa Oxígeno Disuelto. Elaboración propia . . . . .	79
5.8.	Esquema balance de masa Productores primarios. Elaboración propia . . . . .	82
5.9.	Esquema general de sustancias incluídas en D-Water Quality [54]. . . . .	84
5.10.	Esquemmatización espacial [69]. . . . .	84
5.11.	Balance molar en elemento de volumen. Las flechas naranjas representan el transporte advectivo (dependiente de la velocidad $\vec{v}$ ); la flecha azul, el transporte difusivo desde una celda de concentración mayor a una menor; la roja, la generación o consumo de la sustancia por reacciones. Elaboración propia en base a [22]. . . . .	86
5.12.	Vista superior lago Villarrica y afluentes/efluente. Las estrellas representan las pisciculturas ubicadas en los ríos que impactan al lago, el cuadrado naranja representa la PTAS de Pucón, el hexágono rosado representa la descarga de aguas servidas de Curarrehue, los círculos representan las entradas (círculo rojo) y salida (círculo morado) del lago consideradas en el modelo de calidad del agua. Elaboración propia. . . . .	89
5.13.	Bordes abiertos lago Villarrica. Los círculos rojos representan las entradas de agua al lago y el círculo morado representa la salida de agua del lago. Estos son los puntos sobre los que se ha impuesto una condición de borde abierto. Elaboración propia . . . . .	90
5.14.	Distribución espacio-temporal de ortofosfato en septiembre y diciembre del año 2019. . . . .	103
5.15.	Distribución espacio-temporal de amonio en septiembre y diciembre del año 2019.	104
5.16.	Distribución espacio-temporal de nitrato en septiembre y diciembre del año 2019.	105
5.17.	Distribución espacio-temporal de oxígeno disuelto en septiembre y diciembre del año 2019. . . . .	106
5.18.	Distribución espacio-temporal de fitoplancton en septiembre y diciembre del año 2019. . . . .	107
5.19.	Comparación de la concentración de ortofosfato en el lago Villarrica el día 19 de diciembre de 2019 para los cuatro escenarios planteados. . . . .	111
5.20.	Comparación de la concentración de nitrato en el lago Villarrica el día 19 de diciembre de 2019 para los cuatro escenarios planteados. . . . .	112
5.21.	Comparación de la concentración de amonio en el lago Villarrica el día 19 de diciembre de 2019 para los cuatro escenarios planteados. . . . .	113
5.22.	Comparación de la concentración de biomasa algal en el lago Villarrica el día 19 de diciembre de 2019 para los cuatro escenarios planteados. . . . .	114
B.1.	Esquema de recorrido de la descarga de Aguas Servidas en Curarrehue hasta el lago Villarrica. Hexágono rosado representa la ubicación de la descarga. . . . .	129
B.2.	Flujo [ $m^3/s$ ] . . . . .	138
B.3.	Temperatura [ $^{\circ}C$ ] . . . . .	138
B.4.	Fósforo total [ $mg/L$ ] . . . . .	138
B.5.	Nitrógeno total [ $mg/L$ ] . . . . .	139

# Capítulo 1

## Introducción

### 1.1. Motivación

Los ecosistemas lacustres constituyen una gran fracción de los recursos de agua dulce disponibles para satisfacer las necesidades humanas, ya sea para la producción de alimentos, para uso doméstico, o para satisfacer nuestras necesidades de recreación y espirituales. Sin embargo, éstos se ven constantemente amenazados por las actividades humanas que se desarrollan en sus proximidades. Estos ecosistemas son muy susceptibles; actúan como sumideros por ende los contaminantes que ingresan a ellos tienden a acumularse y potencialmente causar serios problemas con el paso del tiempo.

Actualmente, los ecosistemas acuáticos están siendo deteriorados de numerosas maneras. La calidad de sus aguas se ve alterada por diversas fuentes de contaminación de origen antrópico que generan una marcada aceleración en sus tasas de degradación [1]. Los ecosistemas lacustres saludables reciben dosis de nitrógeno y fósforo en un nivel significativamente inferior al aportado por actividades humanas. Gracias al aporte de nutrientes (fósforo y nitrógeno) proveniente de estas actividades y al mal manejo de cuencas, los lagos han incrementado su productividad biológica, lo cual genera cambios negativos en la calidad del agua y la biodiversidad. Este proceso es conocido como eutrofización.

La eutrofización de lagos incluye una serie de procesos que alteran significativamente los ecosistemas. El aumento en el aporte de nutrientes provoca cambios en la productividad del ecosistema, siendo el aumento de la biomasa de fitoplancton uno de los efectos más evidentes [2]. Algunas de las consecuencias de la eutrofización en aguas dulces son la reducción de la penetración de luz y el consiguiente cambio en el transporte de luz y calor en el agua. Además, el aumento en la biomasa de fitoplancton puede acelerar la tasa de sedimentación de materia orgánica en el lago, generando zonas anóxicas. Al mismo tiempo, el aumento de la productividad puede cambiar la composición de especies y la diversidad de la comunidad de fitoplancton lo cual genera alteraciones en otros niveles tróficos [3], afectando la biodiversidad del ecosistema.

Los lagos reciben contaminantes de diversas formas: sedimentos contaminados, vertederos, tierra contaminada y la tecnósfera pueden suministrar contaminantes al medio acuático mediante la escorrentía [2], proceso físico que consiste en el escurrimiento del agua de lluvia por la red de drenaje hasta alcanzar la red fluvial [4]. Sumado a esto, los contaminantes



volátiles pueden ser transportados por la atmósfera largas distancias, y luego ser depositados en sistemas lacustres lejanos a su fuente de origen.

Estudios señalan que el mayor riesgo ecológico para lagos y ríos del Sur de Chile corresponde a las fuentes contaminantes asociadas a actividades antrópicas tales como cambio de uso del suelo (deforestación), expansión urbana, descargas de aguas residuales y la expansión de la actividad acuícola [5][6][7][8]. Las fuentes contaminantes que recibe un cuerpo de agua pueden ser clasificadas como puntuales o difusas. En comparación a las fuentes puntuales, las difusas son problemáticas en términos de control. Las actividades agrícolas inapropiadas son la principal fuente de contaminación difusa, y la escorrentía de las áreas habitadas también es un factor importante [9]. Con el fin de evitar los efectos asociados a la eutrofización en lagos, se debe reducir el aporte de nutrientes y materia orgánica.

El lago Villarrica o Mallolafken es un lago de origen glaciar que se encuentra en las coordenadas 39°18' S - 72°05' O, en la provincia de Cautín, Región de la Araucanía, a 230 metros sobre el nivel del mar. Una cuenca hidrográfica es el territorio drenado por un río y sus afluentes, delimitado por la línea divisora de aguas, línea imaginaria que une las cumbres por cuyas laderas escurre el agua [10]. Se dice que la cuenca es exorreica cuando drena sus aguas al mar. El lago pertenece a la cuenca hidrográfica exorreica del río Toltén (ver Figura 1.1), que cubre las comunas de Curarrehue, Pucón y Villarrica.

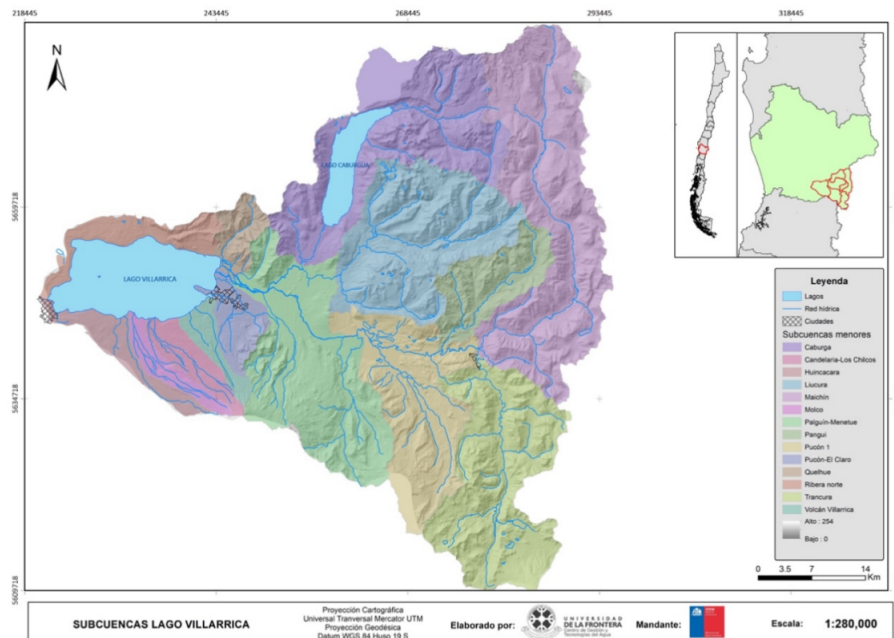


Figura 1.1: Cuenca del Lago Villarrica, subcuencas y red hídrica. Extraído de CGTA-UFRO 2020 [11].

Debido a la cercanía entre el lago Villarrica y distintos centros urbanos, el cuerpo de agua recibe aportes de tipo puntual que provienen de actividades que vierten residuos directamente al lago o a sus afluentes, y aportes difusos, que provienen del uso de suelo en la cuenca e ingresan al lago por procesos naturales de escorrentía.

Existen diversos estudios científicos que señalan el significativo deterioro ambiental del lago Villarrica [6] [7]. Sus signos de eutrofización son evidentes. Durante las últimas décadas el lago Villarrica ha pasado de ser un lago limpio con aguas diluidas en nutrientes a un lago cuya calidad del agua evidencia un incremento en la productividad biológica. Entre las causas de origen antrópico que afectan la calidad de las aguas del lago Villarrica destacan la infiltración de aguas servidas desde los sistemas de tratamiento individuales de las viviendas ubicadas en la ribera sur del lago, pisciculturas ubicadas en la cuenca, escorrentía superficial proveniente de la cuenca, entre otras [12]. La Figura 1.2 muestra una imagen del lago Villarrica con claros signos de eutrofización durante abril del año 2021.



Figura 1.2: Lago Villarrica con florecimiento algal [13].

En este contexto y con el objetivo de proteger, mantener o recuperar la calidad de las aguas continentales superficiales, y de salvaguardar los ecosistemas acuáticos y sus servicios ecosistémicos, el Ministerio del Medio Ambiente (MMA) establece Normas Secundarias de Calidad Ambiental (NSCA) para la protección de las aguas del lago Villarrica el año 2013. Al verse superados los límites establecidos por la NSCA, se declara la cuenca del lago como zona saturada por Clorofila a, Transparencia y Fósforo Disuelto el año 2018, obligando a ejecutar un Plan de Descontaminación de las aguas del lago, siendo este el primer Plan de Descontaminación de cuerpos de agua en Chile.

La gestión de lagos se vuelve crítica considerando la baja capacidad de los ecosistemas lacustres de recuperar su funcionamiento base después de interferencias o cambios que saquen al sistema del equilibrio. Los modelos de calidad de agua pueden ser de gran ayuda para la gestión hídrica ya que son herramientas eficaces a la hora de simular y predecir el transporte de contaminantes en el medio acuático. Además, pueden reducir el costo de medición de concentraciones de contaminantes en terreno.

Los modelos de calidad de agua son herramientas que permiten representar los procesos físicos, químicos y biológicos en sistemas lacustres, y en consecuencia, pueden proporcionar datos para estudios de planificación ambiental [14]. Algunos ejemplos de modelos de calidad

del agua en lagos se mencionan a continuación.

Se desarrolló un modelo tridimensional hidrodinámico y de calidad del agua para el lago Fuxian (China) que simula la circulación del flujo y el destino y transporte de los contaminantes. El modelo reprodujo con precisión las variaciones espacio-temporales de temperatura y concentraciones de nitrógeno total, fósforo total y demanda química de oxígeno. Gracias a este modelo fue posible calcular la capacidad ambiental del sistema [15]. Se simuló la dinámica algal y los ciclos de fósforo, nitrógeno y oxígeno en el lago Okeechobee (Estados Unidos). El modelo predijo correctamente que el lago está limitado por la luz debido a los sólidos resuspendidos y que las algas están limitadas principalmente por el nitrógeno [16]. Mediante un modelo numérico tridimensional se simuló la dinámica espacial y temporal de la temperatura, oxígeno disuelto, fósforo total, y un grupo de cianobacterias representadas como clorofila en el lago Minnetonka (Estados Unidos), con el objetivo de analizar el efecto de estas concentraciones en la heterogeneidad espacial de una especie de peces de agua fría [17]. Un modelo de calidad del agua en el lago Egidir (Turquía) que simula las concentraciones de nitrógeno, fósforo y clorofila a, permitió determinar el impacto de las fuentes de contaminación puntuales y difusas en la calidad del agua del lago [18].

Los modelos mencionados anteriormente sugieren que para sacar conclusiones respecto a la concentración de fósforo, nitrógeno, oxígeno y biomasa algal en el lago Villarrica, es necesario construir un modelo de calidad del agua.

La motivación del presente trabajo es analizar los contaminantes asociados a la eutrofización en el lago Villarrica mediante un modelo de calidad de aguas. El modelo de calidad de aguas está sostenido sobre un modelo hidrodinámico preexistente desarrollado por el Ingeniero Felipe Galaz G. el cual simula la hidrodinámica característica del lago Villarrica [19]. Utilizando el modelo de referencia, el presente trabajo propone un modelo que permite seguir las variables de concentración de nitrato, amonio, ortofosfato, oxígeno disuelto y productores primarios en el lago. Se busca proveer de información cuantitativa para la toma de decisiones del manejo ambiental del lago, en el marco del Plan de Descontaminación por Clorofila a, Transparencia y Fósforo Disuelto que está elaborando el Ministerio del Medio Ambiente, al ser una herramienta para evaluar medidas del Plan de Descontaminación. Por último, se espera que el desarrollo del presente trabajo sea de ayuda para la posterior elaboración de modelos de calidad de agua en zonas de características geográficas y climáticas similares a las del lago Villarrica.

## **1.2. Objetivos**

### **1.2.1. Objetivo general**

El principal objetivo de la tesis consiste en el desarrollo de un modelo numérico tridimensional sobre la calidad de aguas del lago Villarrica, que permita simular la conducta de las concentraciones de fósforo total, nitrógeno total, oxígeno disuelto y productores primarios en el lago.

### **1.2.2. Objetivos específicos**

- Formular y resolver un modelo de calidad de aguas para predecir la evolución de contaminantes en el lago Villarrica.

- Proyectar la tendencia de la concentración de contaminantes asociados a la eutrofización del lago.
- Simular distintos escenarios en el modelo de calidad de aguas para evaluar medidas contempladas en el Plan de Descontaminación del lago Villarrica.

### 1.3. Metodología General

Para lograr cada uno de los objetivos específicos planteados y cumplir con el objetivo general de la tesis se sigue la metodología definida a continuación. Cabe destacar que los siguientes capítulos contendrán información sobre la metodología específica que se siguió para la elaboración de los modelos hidrodinámicos y de calidad del agua (capítulos 4 y 5 respectivamente).

1. Revisión bibliográfica y recopilación de la información necesaria para el caso de estudio
  - Revisión bibliográfica de antecedentes del lago Villarrica; localización, parámetros morfológicos, asentamientos humanos, actividades económicas, antecedentes normativos, entre otros.
  - Revisión de modelos de calidad de agua en sistemas lacustres y revisión de modelos numéricos de la zona de estudio (modelo Butkus y Villalobos 2001 [20], modelo Camila Meruane 2005 [21], modelo Bruning 2018 [22], modelo Felipe Galaz 2020 [19]).
  - Revisión de material bibliográfico que explica la hidrodinámica de sistemas lacustres.
  - Revisión de material bibliográfico que explica las variables que determinan la calidad del agua en ecosistemas lacustres.
2. Recopilación de datos del modelo
  - Recopilar datos meteorológicos, fluviométricos y de calidad del agua del lago Villarrica.
  - Recopilar datos de fuentes de contaminación puntuales y difusas que afectan de manera directa o indirecta la calidad del agua del lago Villarrica.
3. Implementación del modelo hidrodinámico
  - Modificar condiciones iniciales y de borde del modelo hidrodinámico elaborado por Felipe Galaz [19].
4. Formulación del modelo de calidad del agua
  - Definir variables del modelo que representen la calidad del agua del lago Villarrica y valores de parámetros adecuados.
  - Definir intervalo temporal a simular.
5. Implementación del modelo de calidad del agua
  - Definir y configurar condiciones de borde del modelo para representar las entradas y salidas del lago.

- Calibrar un subconjunto de parámetros del modelo mediante métodos iterativos y contrastando con referencias bibliográficas.
6. Validación del modelo: contrastar valores simulados con valores observados en estaciones de monitoreo mediante métodos estadísticos.
  7. Uso del modelo de calidad de agua
    - Simular concentración de moléculas seleccionadas para el período de estudio.
    - Simular distintos escenarios en el modelo de calidad de aguas para evaluar medidas contempladas en el Plan de Descontaminación del lago Villarrica.
  8. Interpretación y análisis de los resultados obtenidos.

## 1.4. Estructura de la tesis

A continuación se presentan los contenidos de cada capítulo de la tesis:

- **Capítulo 2: Caso de Estudio** Se presenta el Caso de Estudio, en el cual se revisan los antecedentes del lago Villarrica. El objetivo de este capítulo es dar respuesta a la pregunta ¿cómo funciona el lago desde la perspectiva de la calidad del agua? Se busca caracterizar la zona de estudio e identificar y cuantificar las fuentes contaminantes que causan la eutrofización del cuerpo de agua.
- **Capítulo 3: Antecedentes Normativos y Escenarios de Simulación** En este capítulo se presentan los instrumentos de gestión ambiental que rigen al lago. Además, se definen los escenarios del Plan de Descontaminación que se van a simular.
- **Capítulo 4: Modelo Hidrodinámico** En este capítulo se presentan los fenómenos hidrodinámicos y el modelo hidrodinámico de referencia. En primer lugar, se explica en que consiste un sistema lacustre y cuáles son los procesos que gobiernan el movimiento de sus aguas. Se presentan las ecuaciones asociadas a estos fenómenos. Se caracteriza la hidrología del lago Villarrica mediante un balance global de masa que permite cuantificar los caudales de su afluente y efluente. Luego se presenta el modelo hidrodinámico. Se describe el módulo del software a utilizar (D-FLOW), las fuentes de información utilizadas y la configuración requerida para la ejecución del modelo (batimetría, período de simulación, condiciones iniciales y de borde). Se presentan los principales resultados obtenidos tras la simulación del modelo.
- **Capítulo 5: Modelo de Calidad del Agua** En este capítulo se presenta el paso a paso a seguir para la elaboración de modelos de calidad de agua. Se presenta el proceso de eutrofización, junto a todas las variables que determinan la calidad de las aguas en un ecosistema lacustre. Se presentan, además, las ecuaciones que permiten modelar la conducta de las variables de concentración a seguir y que constituyen la base del modelo de calidad. Luego, se especifican las principales características del software a utilizar, y el enfoque de modelación considerado. Se definen condiciones iniciales y de borde,

y se proyecta la tendencia de nitrato, amonio, fosfato, oxígeno disuelto y productores primarios en el período de tiempo considerado (1 de enero 2018 a 31 de diciembre 2019). Por último, se presentan las simulaciones de escenarios definidos en el Anteproyecto del Plan de Descontaminación.

- **Capítulo 6: Conclusiones** Se concluye acerca de los resultados obtenidos, se reflejan los alcances y limitaciones del estudio y se dan recomendaciones que puedan ser útiles a la hora de abordar un problema de similares características.

# Capítulo 2

## Caso de estudio: Lago Villarrica

Este capítulo contiene una revisión bibliográfica sobre el lago Villarrica. El objetivo central del capítulo es responder a la pregunta ¿cómo funciona el lago Villarrica desde la perspectiva de la calidad del agua? Con tal propósito, se presentan los principales aspectos que caracterizan el sistema lacustre, incluyendo las actividades económicas que en él se desarrollan. Por último, se presentan las fuentes de contaminación que impactan la calidad de las aguas del lago.

### 2.1. Lago Villarrica

El lago Villarrica ( $39^{\circ}18' S - 72^{\circ}05' O$ ) es un ecosistema lacustre de origen glaciar ubicado en la zona media de la cuenca hidrográfica del río Toltén y perteneciente a la subcuenca “Río Toltén entre lago Villarrica y Río Allipen”. La cuenca abarca territorios de las comunas de Villarrica, Pucón, Curarrehue y Cunco [12] y posee características exorreicas y de origen pluvial [23]. El lago cuenta con un área de drenaje de  $2805 \text{ km}^2$ , considerablemente mayor a la superficie total del cuerpo de agua ( $176 \text{ km}^2$ ) [12]. El clima que predomina en la cuenca hidrográfica es templado lluvioso con influencia mediterránea [24]. La Figura 2.1 muestra la cuenca del río Toltén a la cual pertenece el lago Villarrica [25].

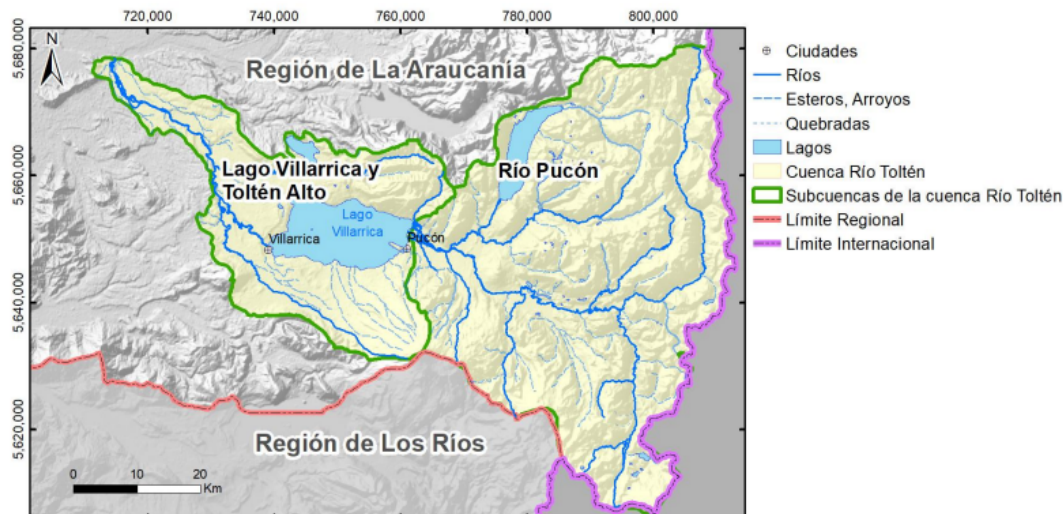


Figura 2.1: Cuenca lago Villarrica. Extraído de Valenzuela 2019 [25].



El principal afluente del lago proviene del oriente y corresponde al río Pucón, que nace de la confluencia de los ríos Trancura y Maichín y tiene como uno de sus principales contribuyentes al río Liucura, que a su vez recibe las aguas provenientes del lago Caburgua [26]. El río Pucón tiene cerca de 78 km de longitud y aporta casi el 90 % del caudal entrante al lago [11]. Además del río Pucón, el lago Villarrica recibe por su ribera sur numerosos cursos de agua de breve recorrido los cuales se generan en la falda Nor-Oeste del Volcán Villarrica [27]. El efluente del lago es el río Toltén, que nace en el extremo poniente del lago Villarrica, donde se ubica la localidad Villarrica.

El lago posee forma elíptica, cuyo eje mayor de Este a Oeste mide cerca de 22 km y su eje menor de Norte a Sur mide aproximadamente 11 km (ver Figura 2.2). Su profundidad media es de 120 m y su volumen de 21 km<sup>3</sup> [28][24]. El régimen térmico de este lago es monomítico con períodos de mezcla en invierno y una marcada estratificación en los meses estivales [29], esto quiere decir que sus aguas se mezclan una vez al año (invierno).



Figura 2.2: Vista satelital lago Villarrica [30].

### 2.1.1. Asentamientos humanos

Desde un punto de vista administrativo, la cuenca del río Toltén se ubica en la Región de la Araucanía y abarca la provincia de Cautín. La superficie de la cuenca es de 839.800 ha que equivalen al 26 % de la superficie total de la región [24].

Las localidades de mayor población emplazadas en la cuenca del río Toltén son: Villarrica, Pucón, Freire, Gorbea, Pitrufulquén, Cunco, Teodoro Schmidt, Melipeuco y Curarrehue, cuyas poblaciones se detallan en la Tabla 2.1 a continuación.

### 2.1.2. Actividades económicas

En la cuenca del río Toltén se desarrollan una serie de actividades económicas que son de gran importancia en la región. Entre ellas destacan el turismo, las actividades forestales, agrícolas, ganaderas y pesqueras.



Tabla 2.1: Población Total de la cuenca del río Toltén [31].

Localidad	Población Total 2017	Cauce asociado a localidad
Villarrica	55478	Río Toltén
Freire	24606	Río Toltén
Pitrufquén	24837	Río Toltén
Pucón	28523	Río Trancura
Cunco	17526	Río Allipén
Teodoro Schmidt	15045	Río Toltén
Gorbea	14414	Río Donguil
Melipeuco	6138	Río Allipén
Curarrehue	7489	Río Trancura

El turismo representa la principal actividad económica que se desarrolla en la cuenca del río Toltén. A lo largo de los años, el lago Villarrica se ha convertido en uno de los principales destinos turísticos de nuestro país [24] debido al gran número de actividades recreativas que se pueden desarrollar en él.

La actividad acuícola es muy significativa en la cuenca del lago Villarrica. Existen numerosas pisciculturas emplazadas en las riberas de los ríos tributarios al lago, que aportan cerca del 60 % del total nacional de ovas a la industria salmonera ubicada en la zona Sur-Austral [24].

Por otro lado, se han reportado más de 4000 explotaciones silvoagropecuarias en las comunas de Pucón, Villarrica y Curarrehue, correspondientes en su mayoría a actividades agrícolas, ganaderas y de pastoreo [24].

Las actividades económicas que se realizan en los alrededores del lago Villarrica dependen de forma directa o indirecta de la calidad de agua del lago o de los ríos que lo alimentan, así como la calidad de las aguas del lago depende de las actividades económicas y su conducta al ser sistemas acoplados. El desarrollo de estas actividades suma antecedentes a la hora de justificar la relevancia de preservar y mejorar la calidad de las aguas del lago mediante un Plan de Descontaminación.

## 2.2. Fuentes de contaminación lago Villarrica

Identificar las fuentes de contaminación que llegan al lago permite determinar las condiciones de borde del modelo de calidad de aguas.

Informes previos realizados por el Ministerio del Medio Ambiente en conjunto a la Universidad de la Frontera establecen las fuentes de emisión para Nitrógeno y Fósforo en el lago [11]. Las principales fuentes de contaminación para el lago Villarrica corresponden al tipo de uso de suelo que presenta la cuenca, viviendas sin conexión a alcantarillado (tanto rurales

como urbanas), y la piscicultura.

La contaminación emitida por las pisciculturas, aguas servidas en Curarrehue y por la Planta de Tratamiento de Aguas Servidas de Pucón corresponde a fuentes del tipo puntual, ya que sus emisiones representan una descarga directa a los ríos tributarios del lago. Por otro lado, las viviendas sin conexión a alcantarillado y la contaminación por distintos usos de suelo corresponden a fuentes de contaminación difusas, dado que existen diversos factores que repercuten en la carga de nutrientes que llega efectivamente al cuerpo receptor, especialmente por la lixiviación de suelos debido a las precipitaciones y el riego. Factores tales como la distancia de la emisión al cuerpo receptor, el tipo de suelo en el cual se infiltran las aguas contaminadas, y el tipo de sucesión de vegetación entre la fuente emisora y el sumidero pueden disminuir el flujo de contaminantes que desembocan en el lago Villarrica.

A continuación se señalan las fuentes de contaminación puntuales y difusas del lago Villarrica, y su aporte de nutrientes (Fósforo Total y Nitrógeno Total).

## **2.2.1. Fuentes puntuales**

### **2.2.1.1. Pisciculturas**

La piscicultura de salmones se ha impuesto como una actividad económica dominante en la zona sur y austral de Chile, lo que ha tenido consecuencias significativas en diversos ecosistemas de nuestro país. Esta actividad trae consigo la constante incorporación de nutrientes al medio acuático, debido a la alimentación, biomasa y procesos de producción propios de la industria, convirtiéndose en la principal fuente de aporte puntual de fósforo y nitrógeno en la cuenca del río Toltén [12] [32].

La mayor parte de los proyectos piscícolas ubicados en la cuenca del lago Villarrica corresponde a centros de producción de ovas y alevines de especies salmonídeas, cuyo propósito es abastecer centros de engorda ubicados en la zona austral [33].

El impacto de las pisciculturas en la cuenca se debe principalmente al alimento no consumido y a la materia fecal de los peces. Ambos residuos se caracterizan por su alto contenido de fósforo y nitrógeno [34].

La Tabla 2.2 muestra las coordenadas de las pisciculturas ubicadas en la cuenca del lago Villarrica.

Las estimaciones del aporte de nutrientes proveniente de las pisciculturas se obtienen a partir de la concentración promedio y del caudal del efluente promedio anual, las cuales se presentan en la Tabla 2.3. Estos datos han sido obtenidos del Servicio Nacional de Información y Fiscalización Ambiental, que corresponde a información pública.

### **2.2.1.2. Aguas Servidas de Curarrehue**

Otras entradas que deterioran la calidad de las aguas del lago son las descargas de aguas servidas domésticas del área urbana de Curarrehue. Debido a la falta de procesos de tratamiento de aguas, las aguas servidas de la localidad son directamente descargadas en siete puntos del río Trancura, uno de los ríos principales de la red de drenaje hídrica del lago Villarrica [35].

Al no existir registros oficiales sobre estas descargas, se estima un caudal y la concentración de nutrientes que éste aporta al río Trancura. Estimando el aporte diario individual de fósforo y nitrógeno, y conociendo la población total de Curarrehue, es posible estimar el aporte de nutrientes de esta fuente puntual. El resultado de esta estimación es presentado en la Tabla 2.3.

### 2.2.1.3. Planta de Tratamiento de Aguas Servidas de Pucón

La localidad de Pucón cuenta con una planta de tratamiento de aguas servidas de tecnología SBR (Secuencial Batch Reactor o Reactor Biológico Secuencial) [36]. El cuerpo receptor de la planta es el río Claro, que desemboca en el lago Villarrica. La planta se rige por el DS 90 que establece límites máximos permitidos para la descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua lacustres [37].

Un SBR permite realizar procesos de nitrificación y desnitrificación para la conversión y separación de nitrógeno y fósforo, sin embargo, la carga de nutrientes que recibe el lago dista de ser nula, ya que con esta tecnología la remoción de fósforo y nitrógeno del agua es cercana al 60 % y 70 % respectivamente [38].

La estimación de esta carga puntual deriva del número de personas conectadas al sistema. Es posible obtener el flujo diario de la descarga conociendo el consumo de agua estimado y la generación de aguas residuales por persona.

### 2.2.1.4. Resumen de emisiones de fuentes puntuales

Para el desarrollo del modelo de calidad del agua del lago Villarrica serán consideradas las fuentes de contaminación puntuales mencionadas anteriormente: 14 pisciculturas, planta de tratamiento de aguas servidas de Pucón (PTAS Pucón), y aguas servidas de Curarrehue (AS Curarrehue).

La ubicación de las fuentes puntuales se indica en la Tabla 2.2. Las emisiones puntuales de Fósforo Total (PT) y Nitrógeno Total (NT) con impacto en el lago Villarrica se presentan en la Tabla 2.3.

Tabla 2.2: Identificación de fuentes puntuales de contaminación en la cuenca del lago Villarrica [39].

Código RPM	Código RNA	ID	Nombre de la Empresa	Nombre de Fantasía	Coordenadas		Operativa	Inicio de Actividades
					X	Y		
238	90050	P1	Soc. Fundo La Cascada Ltda./ Granja Marina Tornagelones S.A.	Los Chilcos	235318	564°29'71"O	Si	1993
2445	90085	P2	Salmones Multiexport S.A	Molco	233215	564°12'02"O	Si	2001
2955	90055	P3	Trusal S.A./ Aquagen Chile S.A.	Loncostraro	234923	564°48'94"O	Si	1992
2877	90112	P4	Soc. Comercial Agrícola y Forestal Nalcahue Ltda.	Chehuilco	232997	564°35'83"O	Si	1996
4704	90030	P5	Soc. Fundo La Cascada Ltda./ Granja Marina Tornagelones S.A.	La Cascada	235616	564°39'81"O	Si	1998
3220	90069	P6	Piscicultura Aquasan S.A./ Aquachile S.A.	Qetroleufu	255549	565°01'13"O	Si	1999
2861	90060	P7	Piscicultura Aquasan S.A./ Aquachile S.A.	Caburgua I	254866	565°26'94"O	Si	1999
-	90059	P8	Piscícola Huililco Ltda.	Ojos del Caburgua	255325	565°27'59"O	Si	1996
322	90145	P9	Enrique Castillo Colihueque	Carileufu	255295	565°25'47"O	No	2011
114	90068	P10	Pacific Star/ Trusal S.A.	Quimeyco	254660	565°27'57"O	Si	2000
4495	90118	P11	Exportadora Los Fjordos Ltda.	Curarrehue	268561	563°75'90"O	Si	1989
4925	90137	P11	Exportadora Los Fjordos Ltda.	Catripulli	268561	563°75'90"O	Si	1997
-	90062	P12	Hendrix Genetics Aquaculture S.A.	Catripulli	269148	563°64'23"O	Si	-
2854	90064	P13	Inversiones Selknam SPA	Rinconada	267034	563°74'73"O	No	1997
-	90089	P14	Piscicultura Aquasan S.A./ Aquachile S.A.	Caburgua II	255566	564°99'65"O	Si	2002
-	90139	P15	Ricardo Massmann Schilling	Alto Lefín	229876	564°10'89"O	Si	Sin información
-	-	PTAS	Plantas de Aguas Servidas de Pucón	PTAS Pucón	244496	564°97'05"O	Si	-
-	-	AS	7 emisarios de Aguas Servidas Curarrehue	AS Curarrehue	277196	563°99'83"O	-	-

Tabla 2.3: Resumen de emisiones puntuales a partir del promedio anual de los valores reportados para N Total y P Total. Elaboración propia en base a datos de [11].

ID	Nombre de Fantasía	Río o Estero de Descarga	Caudal $m^3/día$	NT			PT		
				mg/L	ton/año	%	mg/L	ton/año	%
P1	Los Chilcos (1)	Estero Los Chilcos	11846,1	2,7	11,67433155	1,40 %	0,4	1,7295306	1,13 %
P1	Los Chilcos (2)	Estero Los Chilcos	5299,9	3,1	5,99683685	0,72 %	0,5	0,96723175	0,63 %
P2	Molco	Estero Molco	30473,2	3,8	42,2663284	5,06 %	0,8	8,8981744	5,79 %
P3	Loncotraro	Estero Loncotraro	53182,8	1,8	34,9410996	4,18 %	0,7	13,5882054	8,85 %
P3	Loncotraro	Estero Los Chilcos	16205,1	2,3	13,60418145	1,63 %	0,6	3,5489169	2,31 %
P4	Chehuilco	Estero Molco	10118,4	1,7	6,2784672	0,75 %	0,7	2,5852512	1,68 %
P5	La Cascada	Estero Correntoso	4351,7	2,5	3,97092625	0,48 %	0,5	0,79418525	0,52 %
P6	Quetroleufu	Estero Quetroleufu	36883,9	3,7	49,81170695	5,96 %	0,4	5,3850494	3,51 %
P7	Caburgua I	Río Caburgua	8976	3,7	12,122088	1,45 %	0,7	2,293368	1,49 %
P8	Ojos del Caburgua	Estero Carileufu	8069,6	2,1	6,1853484	0,74 %	1,2	3,5344848	2,30 %
P9	Carileufu	Estero Carileufu	-	-	-	0,00 %	-	0	0,00 %
P10	Quimeycó	Estero Carhuello	97434,7	1,6	56,9018648	6,81 %	0,6	21,3381993	13,89 %
P11	Curarrehue (Los Fiordos)	Estero La Máquina	136783	3,4	169,747703	20,32 %	0,5	24,9628975	16,26 %
P11	Catrupulli (Los Fiordos)	Estero Hulilco	87030	2,9	92,121255	11,03 %	0,6	19,05957	12,41 %
P12	Catrupulli (Hendrix 1)	Estero Hulilco	56242,9	3,6	73,9031706	8,85 %	0,6	12,3171951	8,02 %
P12	Catrupulli (Hendrix 2)	Estero Hulilco	82791	3,5	105,7655025	12,66 %	0,5	15,1093575	9,84 %
P13	Rinconada	Estero Loncofilo	-	-	-	0,00 %	-	-	0,00 %
P14	Caburgua II	Estero Quetroleufu	65985,8	3,9	93,9307863	11,25 %	0,6	14,4508902	9,41 %
PTAS	PTAS Pucón	Río Claro	8767	6,74	21,5676967	2,58 %	0,94	3,0079577	1,96 %
AS	AS Curarrehue	Río Trancura	-	-	34,437	4,12 %	-	4,477	2,92 %
				TOTAL	835,2262936	100,00 %		158,047465	100,00 %

## 2.2.2. Fuentes difusas

Se entiende por fuentes de contaminación difusas o no puntuales aquellas cuyo canal de descarga no está definido, es decir, no es posible identificar con precisión la ubicación de la descarga al cuerpo receptor. Este tipo de contaminación ha sido vinculada a las actividades agrícolas, la deposición atmosférica y escorrentía de áreas urbanas y en desarrollo [9].

La infiltración de nutrientes desde el suelo hacia cuerpos de aguas representa un riesgo de contaminación. La cantidad de nutrientes que se lixivia hacia el subsuelo depende, entre otros factores, del régimen de pluviosidad, tipo de suelo y la concentración del contaminante en el punto de emisión [40] [41].

El exceso en el uso de fertilizantes en actividades agrícolas, y las fosas sépticas en las cercanías del lago son fuentes de contaminación difusa que contribuyen al aumento de la concentración de compuestos nitrogenados y fosfatados en las aguas superficiales y subterráneas de la cuenca del río Toltén debido a la lixiviación que se produce con la lluvia y el riego. A continuación se detallan las fuentes de contaminación difusas a considerar en el modelo numérico.

### 2.2.2.1. Emisiones de viviendas sin conexión a alcantarillado

El lago Villarrica es un destino de gran atractivo turístico, y para satisfacer las necesidades de su población y/o visitantes, se han instalado numerosas construcciones en su ribera, que generalmente no están conectadas a un sistema de alcantarillado. Las fosas sépticas construidas para sustituir el sistema de alcantarillado no son herméticas y, en consecuencia, existe una liberación de contaminantes al lago por lixiviación. Este aporte es considerado relevante entre las descargas difusas de nutrientes al lago.

## Viviendas urbanas sin conexión a alcantarillado

En zonas urbanas entre Villarrica y Pucón, existen alrededor de 2226 casas sin conexión a alcantarillado [42]. Para estimar el aporte de nutrientes se considera un factor de 3 personas por vivienda de uso permanente y 5 para viviendas de temporada (en base a datos del Censo 2017).

Se considera que, del total de viviendas de Villarrica, el 13,4% corresponde a viviendas de temporada, lo mismo para el 34,3% de las viviendas totales de Pucón. Por otro lado, se considera que el total de viviendas desocupadas en Villarrica y Pucón corresponde a un 7,3% y un 4,3%, respectivamente. La Tabla 2.4 muestra el resumen de viviendas dentro de radio urbano sin conexión a alcantarillado ubicadas en Villarrica y Pucón [11].

Tabla 2.4: Resumen de viviendas dentro de radio urbano sin conexión a alcantarillado ubicadas en Villarrica y Pucón [11].

Ciudad	NºTotal de viviendas	Nºviviendas temporada	Nºviviendas vacías	NºPersonas en temporada	NºPersonas todo el año	PT (ton/año)	NT (ton/año)
Villarrica	569	76,2	41,5	228,7	1353,7	0,6	4,2
Pucón	1963	673,3	84,4	2019,9	3615,8	1,8	12
Total	2532		125,9	2248,7	4969,5	2,4	16,2

## Viviendas rurales sin conexión a alcantarillado

Estas viviendas se clasifican en tres grupos:

- Viviendas de borde lago: son todas aquellas que se encuentren entre las coordenadas WGS 84 UTM Huso 19 Sur (x, y) 222749, 5645928 (Villarrica) y 242939, 5647728 (Pucón) de la ribera sur del lago Villarrica a la ruta S-199 (MMA-UFRO, 2018), éstas no son consideradas como viviendas de carácter rural al encontrarse dentro del Plan Regulador Intercomunal (Villarrica-Pucón) como zona urbana.
- Viviendas de borde río: son todas aquellas que se encuentren dentro de una zona buffer de 200 metros por cada lado de la ribera de un río o estero dentro de la zona de estudio.
- Viviendas de contorno todas aquellas que se encuentren dentro de la zona de estudio pero que a su vez no pertenezcan a los grupos ya descritos.

La Tabla 2.5 presenta el resumen total de viviendas rurales (borde río y contorno) sin conexión a alcantarillado consideradas en el modelo, junto a la carga anual de nutrientes aportante.

### 2.2.2.2. Emisiones por cobertura de suelo

Los cambios en la configuración y en la distribución espacial del uso de suelo generan impactos negativos en la calidad de los cursos y cuerpos de agua adyacentes, debido al aumento de la carga de nutrientes provocada por la expansión e intensificación de actividades agrícolas (incremento de pastoreo y ganadería, reducción de la vegetación ripariana, entre otras).

Los aportes de carga de Nitrógeno y Fósforo Total por cobertura de suelo se obtienen de un estudio realizado por MMA-UFRO el año 2019 [42]. Este estudio incluye la lixiviación de fertilizantes que ocurre en las distintas coberturas de suelo de la zona de estudio.

Tabla 2.5: Resumen de viviendas rurales (borde río y de contorno) ubicadas en la cuenca del lago Villarrica. Elaboración propia en base a [11].

Localidad	Tipo de vivienda	%	N° viviendas	Personas	N° Total personas	Tiempo (días)	PT (ton/año)	NT (ton/año)	%
Villarrica	Ocupada	59,5	2385	3	7154	365	3,34	21,73	23,8
	Desocupada	7	279	3	838	365	-	-	-
	Temporada	33,6	1346	5	6729	60	0,52	3,36	3,7
	Subtotal	100	4010		14722		3,86	25,09	27,5
Pucón	Ocupada	56,5	4712	3	14136	365	6,6	42,93	47,1
	Desocupada	4,8	404	3	1212	365	-	-	-
	Temporada	38,6	3218	5	16091	60	1,24	8,03	8,8
	Subtotal	100	8334		31438		7,84	50,96	55,9
Curarrehue	Ocupada	78,1	1187	3	3562	365	1,66	10,82	11,9
	Desocupada	10,2	155	3	464	365	-	-	-
	Temporada	11,7	178	5	890	60	0,07	0,44	0,5
	Subtotal	100	1520		4916		1,73	11,26	12,4
Caburgua	Ocupada	56,5	361	3	1082	365	0,51	3,29	3,6
	Desocupada	4,8	31	3	93	365	-	-	-
	Temporada	48,6	246	5	1232	60	0,09	0,61	0,7
	Subtotal	100	638		2407		0,6	3,9	4,3
	Total		14502		53482		14,03	91,21	100

La Figura 2.3 presenta la distribución de la carga de Nitrógeno y Fósforo Total por coberturas (a partir de información que se encuentra en la Tabla 2.6). De acá se desprende que Bosque Nativo de Hoja Ancha Primaria, Bosque Nativo de Hoja Ancha Renovable, Praderas Anuales, Otros Pastizales y Matorrales representan 93,61 % del Nitrógeno Total y 85,95 % del Fósforo Total emitido por coberturas.

Tabla 2.6: Distribución de carga según tipo de cobertura. Elaboración propia en base a [11].

	Nombre	Superficie (ha)	Superficie (%)	Nitrógeno Total (ton/año)	Fósforo Total (ton/año)	Nitrógeno Total (ton/año/ha)	Fósforo Total (ton/año/ha)
Cob-1	Otros Cultivos	544,2	0,21 %	4,95	0,38	0,00909592	0,00069827
Cob-2	Huertos	3,3	0,00 %	0,03	0	0,00909091	0
Cob-3	Barbechos	49,3	0,02 %	0,47	0,04	0,00953347	0,00081136
Cob-4	B. Nativo de Hoja Ancha Primaria	44851,9	17,06 %	79,34	9,8	0,00176893	0,0002185
Cob-5	B. Nativo de Hoja Ancha Renovable	126918,8	48,29 %	243,94	123,65	0,00192202	0,00097424
Cob-6	B. Nativo Coníferas Renovables	4,3	0,00 %	0,01	0	0,00232558	0
Cob-7	B. Plantaciones de Hoja Ancha Adulta	456,3	0,17 %	1,37	0,37	0,00300241	0,00081087
Cob-8	B. Plantaciones Coníferas Adulta	4431,4	1,69 %	13,21	3,54	0,002981	0,00079884
Cob-9	Praderas Anuales	13105,3	4,99 %	80,27	12,01	0,006125	0,00091642
Cob-10	Praderas Perennes	1,4	0,00 %	0,00296	0,00067	0,00211429	0,00047857
Cob-11	Otros Pastizales	23260	8,85 %	146,09	21,86	0,00628074	0,00093981
Cob-12	Pastizales Áridos	17,5	0,01 %	0,11	0,02	0,00628571	0,00114286
Cob-13	Matorrales	36732,7	13,98 %	192,87	13,68	0,00525063	0,00037242
Cob-14	Matorrales Arborescentes	138,4	0,05 %	0,72	0,05	0,00520231	0,00036127
Cob-15	Otros Matorrales Áridos	0,2	0,00 %	0	0	0	0
Cob-16	Superficie Impermeables	345	0,13 %	0,82	0,69	0,00237681	0,002
Cob-17	Suelos Arenoso	16	0,01 %	0,02	0,02	0,00125	0,00125
Cob-18	Suelo Rocoso - Roca	2587,6	0,98 %	6,47	5,46	0,00250039	0,00211006
Cob-19	Suelo Rocoso - Grava	9374,9	3,57 %	22,53	19,02	0,00240323	0,00202882
	Total	262838,3	100,00 %	793,22296	210,59067		

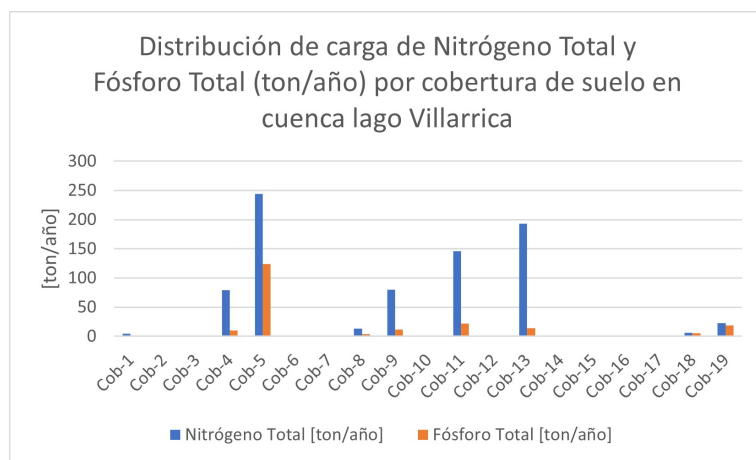


Figura 2.3: Distribución de carga de Nitrógeno Total y Fósforo Total (ton/año) por cobertura en la cuenca del lago Villarrica.

Cabe destacar que para efectos del modelo los aportes de nutrientes provenientes de cobertura de suelo natural (destacadas en verde en la Tabla 2.6) se considerarán como una condición basal en el lago, y no serán representadas como fuente de contaminación. Sólo serán consideradas las coberturas de origen antrópico (destacadas en anaranjado en la Tabla 2.6).

### 2.2.3. Resumen de emisiones

La Tabla 2.7 presenta un resumen de todas las emisiones consideradas en el modelo numérico. Esta información se ve representada en las Figuras 2.4 y 2.5. De la tabla se desprende que el Nitrógeno Total proviene principalmente de la escorrentía por cobertura de suelo y el Fósforo Total proviene de las pisciculturas y la escorrentía por cobertura de suelo.

Tabla 2.7: Resumen de emisiones totales desde fuentes puntuales y difusas con impacto al lago Villarrica

Tipo de Fuente	Fuentes	PT (ton/año)	% PT	NT (ton/año)	% NT
Difusa	Viviendas Rurales sin conexión a alcantarillado	14,03	7,42 %	91,21	8,88 %
Difusa	Coberturas Cuenca	16,99	8,99 %	100,653	9,80 %
Puntual	AS Curarrehue	4,477	2,37 %	34,437	3,35 %
Puntual	PTAS Pucón	3,008	1,59 %	21,567	2,10 %
Puntual	Pisciculturas	150,56	79,63 %	779,22	75,87 %
TOTAL		189,065	100,00 %	1027,087	100,00 %

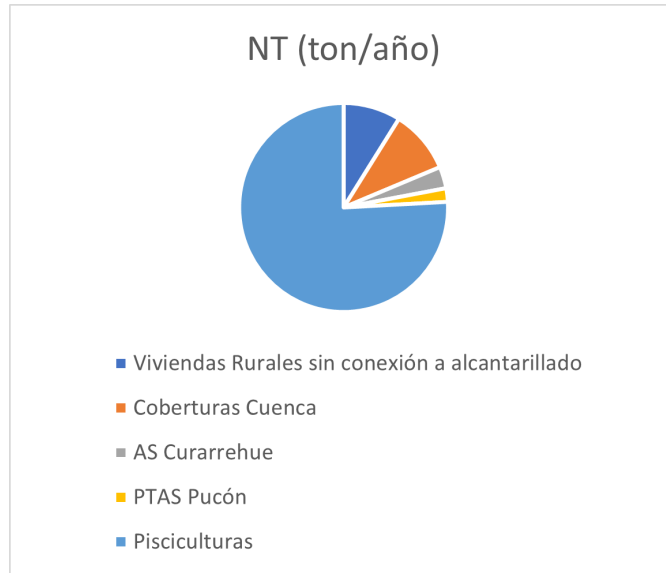


Figura 2.4: Resumen de emisiones de Nitrógeno Total por fuente de emisión en el lago Villarrica

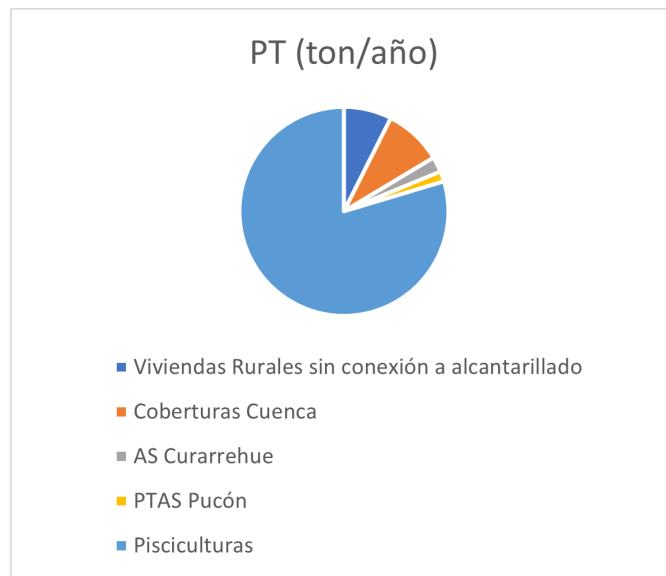


Figura 2.5: Resumen de emisiones de Fósforo Total por fuente de emisión en el lago Villarrica

La Tabla 2.7 indica que cerca del 80 % de las emisiones totales de fósforo, y el 75 % de las emisiones totales de nitrógeno provienen del sector pisciculturas. Las viviendas sin conexión a alcantarillado en conjunto a las coberturas de cuenca representan aproximadamente el 16 % de las emisiones de fósforo total y 20 % de las emisiones de nitrógeno total. Debido a esto, es esperable que las medidas del Plan de Descontaminación estén orientadas a estas fuentes de contaminación, especialmente en las pisciculturas dada la proporción de nutrientes que aportan al lago Villarrica. Es esperable que una disminución en la carga de nutrientes que aportan estas fuentes tenga efectos significativos en la calidad del agua del lago Villarrica.



# Capítulo 3

## Antecedentes normativos y Escenarios de simulación

Anteriormente, se caracteriza el lago Villarrica y se presentan las principales fuentes de contaminación que tienen un impacto en su calidad del agua.

En este capítulo, se presentan las herramientas o políticas públicas que contribuyen a la protección y conservación del lago Villarrica. Dentro de estos instrumentos de gestión ambiental se encuentran la Norma Secundaria de Calidad Ambiental y el Anteproyecto del Plan de Descontaminación del lago. Luego, en base a las medidas de descontaminación establecidas por el Plan, se definen las medidas a evaluar con el modelo de calidad del agua.

### 3.1. Antecedentes normativos

La Constitución Política de la República de Chile establece como deber del Estado velar por el derecho de todas las personas a vivir en un medio ambiente libre de contaminación y tutelar la preservación de la naturaleza.

La Ley N° 19.300 Bases Generales del Medio Ambiente define la Norma Secundaria de Calidad Ambiental (NSCA) como aquella que establece los valores de las concentraciones y períodos, máximos o mínimos permisibles de sustancias, elementos, energía o combinación de ellos, cuya presencia o carencia en el ambiente pueda constituir un riesgo para la protección o la conservación del medio ambiente, o la preservación de la naturaleza [43]. Con el objetivo de proteger la calidad de las aguas del lago Villarrica, y prevenir así un aumento en su estado trófico provocado por actividades humanas, el año 2013 el Ministerio del Medio Ambiente (MMA), mediante el Decreto 19, establece Normas Secundarias de Calidad Ambiental (NSCA) para la protección de las aguas continentales superficiales del lago Villarrica [27]. Cabe destacar que esta es la primera NSCA para un cuerpo de agua en territorio chileno.

Para asegurar el cumplimiento de la NSCA, se establecieron seis áreas de vigilancia en el lago, cinco en zona litoral y una en zona pelagial. Sus coordenadas se especifican en la Tabla 3.1 y en la Figura 3.1 [25].

Tabla 3.1: Estaciones de calidad de agua en lago Villarrica. Elaboración propia en base a [27].

N°	Código BNA	Nombre	Coordenada	
			UTM Norte	UTM Este
1	09420014-8	LAGO VILLARRICA EN LITORAL NORTE	5656378	746988
2	09420013-K	LAGO VILLARRICA EN LITORAL PUCON	5649300	243157
3	09420012-1	LAGO VILLARRICA EN LITORAL SUR	5646596	750780
4	09420011-3	LAGO VILLARRICA EN LITORAL VILLARRICA	5648014	741038
5	09420010-5	LAGO VILLARRICA EN PELAGIAL CENTRO	5650548	750739
6	09420007-5	LAGO VILLARRICA EN SECTOR LA POZA	5656378	746988

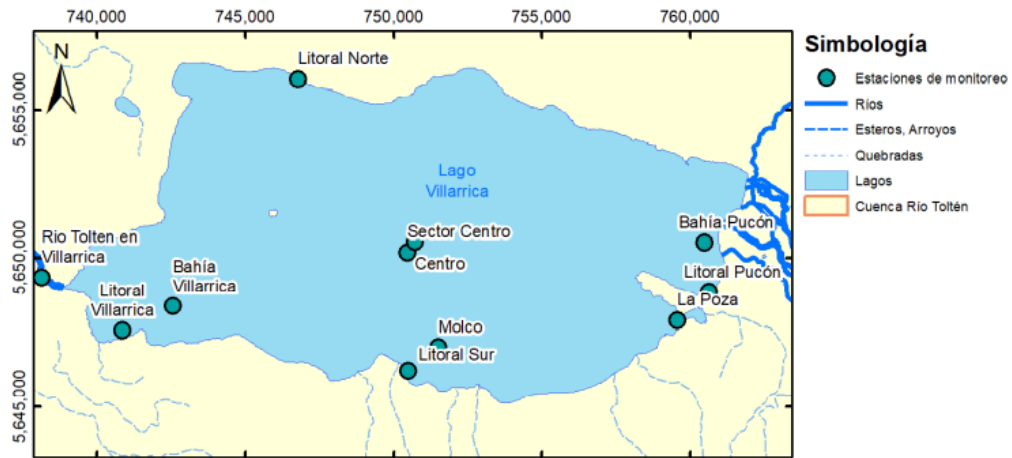


Figura 3.1: Estaciones monitoreo lago Villarrica. Extraído de Valenzuela 2019 [25].

Para cada una de las áreas de vigilancia la NSCA para el lago Villarrica establece niveles de calidad que son presentados en la Tabla 3.2:

Tabla 3.2: Parámetros de calidad deseados en NSCA del lago Villarrica. Elaboración propia en base a [27].

Parámetro	Unidad	Criterio	Área de vigilancia					
			PEL	LIT - Poza	LIT - Pucón	LIT - Norte	LIT - Villarrica	LIT - Sur
Transparencia (Secchi)	M	Promedio anual	$\geq 9$	$\geq 7$	$\geq 7$	$\geq 7$	$\geq 7$	$\geq 7$
		Mínimo	$\geq 5$	$\geq 4$	$\geq 4$	$\geq 4$	$\geq 4$	$\geq 4$
Clorofila a	g/l	Promedio anual	$\leq 3$	$\leq 5$	$\leq 5$	$\leq 5$	$\leq 5$	$\leq 5$
		Máximo	$\leq 10$	$\leq 10$	$\leq 10$	$\leq 10$	$\leq 10$	$\leq 10$
Fósforo (P) disuelto	mg P/l	Promedio anual	$\leq 0,010$	$\leq 0,015$	$\leq 0,015$	$\leq 0,015$	$\leq 0,015$	$\leq 0,015$
		Máximo	$\leq 0,015$	$\leq 0,025$	$\leq 0,025$	$\leq 0,025$	$\leq 0,025$	$\leq 0,025$

De acuerdo a lo establecido en las normas, éstas se entenderán sobrepasadas cuando el promedio aritmético de los valores de las muestras analizadas para Clorofila a o Fósforo

Disuelto sea mayor a los límites establecidos por los niveles de calidad en un período de dos años consecutivos y cuando el promedio aritmético de los valores de Transparencia sean menores a los límites establecidos para el mismo período de tiempo [27].

En el periodo comprendido entre enero de 2014 y diciembre de 2016, la concentración promedio bianual de Clorofila a superó el valor de la norma en todas las áreas de vigilancia, el parámetro Transparencia registró valores de saturación para el área de vigilancia pelagial en los periodos 2014-2016, y el parámetro Fósforo Disuelto registró saturación en 4 de las 6 áreas de vigilancia en el periodo bianual 2015-2016. En la Tabla 3.3 se muestran los parámetros de calidad establecidos por la NSCA y en celdas naranjas se indican los promedios bianuales superados para cada parámetro y área de vigilancia.

Tabla 3.3: Parámetros de calidad establecidos en NSCA del lago Villarrica. Las celdas anaranjadas indican los promedios bianuales superados para cada parámetro y área de vigilancia. Elaboración propia en base a [27][44].

Parámetro	Unidad	Criterio	Área de vigilancia					
			PEL	LIT - Poza	LIT - Pucón	LIT - Norte	LIT - Villarrica	LIT - Sur
Transparencia (Secchi)	M	Promedio anual	≥ 9	≥ 7	≥ 7	≥ 7	≥ 7	≥ 7
		Mínimo	≥ 5	≥ 4	≥ 4	≥ 4	≥ 4	≥ 4
Clorofila a	g/l	Promedio anual	≤ 3	≤ 5	≤ 5	≤ 5	≤ 5	≤ 5
		Máximo	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10
Fósforo (P) disuelto	mg P/l	Promedio anual	≤ 0,010	≤ 0,015	≤ 0,015	≤ 0,015	≤ 0,015	≤ 0,015
		Máximo	≤ 0,015	≤ 0,025	≤ 0,025	≤ 0,025	≤ 0,025	≤ 0,025

Con estos antecedentes, en septiembre del año 2017 la Secretaría Regional Ministerial del Medio Ambiente de la Región de La Araucanía declara la cuenca del Lago Villarrica como zona saturada por Clorofila a, Transparencia y Fósforo Disuelto [44]. Tras declarar una zona como zona saturada la normativa vigente obliga a desarrollar y ejecutar un Plan de Descontaminación.

### 3.1.1. Anteproyecto Plan de Descontaminación

Con el fin de dar cumplimiento a las Normas Secundarias de Calidad Ambiental (NSCA) para la protección de las aguas continentales superficiales en la cuenca del lago Villarrica, y de acuerdo a lo establecido por el decreto supremo N° 43 del Ministerio del Medio Ambiente, se aplicará en la zona un Plan de Descontaminación por Clorofila a, Transparencia y Fósforo Disuelto. Para ello, se considera un plazo de implementación de 15 años, para que las fuentes reguladas se adapten e incorporen las exigencias del plan [45].

Las medidas del Plan de Descontaminación se centran en reducir las emisiones de fósforo, ya que este es el nutriente limitante para el crecimiento de biomasa en el lago Villarrica (y en los ecosistemas lacustres en general) [46].

Se establece como meta para salir del estado de saturación, que la emisión de fósforo total no debe exceder la carga crítica para mantener una concentración promedio de 10 g/L en el lago [45].

A continuación se detallan las principales medidas establecidas en el Anteproyecto del Plan de Descontaminación, y se evaluará cuál de estas medidas será contemplada como escenario de simulación.

### 3.1.1.1. Control de emisiones asociadas a Fuentes Puntuales

#### Pisciculturas

El plan establece límites de emisión para Fósforo Total (ver Tabla 3.4) en los residuos líquidos de las pisciculturas nuevas y ya existentes ubicadas en la zona saturada. Las pisciculturas nuevas deben respetar los límites de emisión a partir de la fecha de publicación del Plan de Descontaminación en el Diario Oficial.

Tabla 3.4: Límites de emisión para fósforo total por carga establecidos en Anteproyecto Plan de Descontaminación para el lago Villarrica. Elaboración propia en base a [45].

Capacidad de producción	Límite de emisión (kg PT/año)	Entrada en vigencia pisciculturas existentes
Menor o igual a 8 ton	80	A partir de 4 años desde publicación
Mayor a 8 ton	560	A partir de 3 años desde publicación
Menor o igual a 151 ton		
Mayor a 151 ton	1000	A partir de 3 años desde publicación
Menor o igual a 301 ton		
Mayor a 301 ton	1700	A partir de 2 años desde publicación
Menor o igual a 500 ton		
Mayor a 500 ton	2100	A partir de 2 años desde publicación

#### Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAS)

Con respecto a las Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAS), se establece que a partir de dos años de la publicación del decreto, las PTAS antiguas o nuevas ubicadas en la zona saturada deberán cumplir con un límite máximo de fósforo total cuya concentración promedio diaria sea menor o igual a 2 mg/L.

Por otro lado distintas instituciones proporcionarán alternativas de financiamiento a la Municipalidad de Curarrehue para desarrollar un sistema de recolección y tratamiento de aguas servidas, el cual debe estar listo a partir de 4 años desde la fecha de publicación del plan.

### 3.1.1.2. Control de emisiones asociadas a Fuentes Difusas

#### Aguas residuales sin saneamiento

Las municipalidades de Villarrica y Pucón contarán con financiamiento (proveniente de la Subdere y el Gobierno Regional) para implementar programas de conexión al alcantarillado

para las viviendas dentro del área de concesión en un plazo de dos años desde la publicación del decreto. Además no estará permitida la instalación de viviendas nuevas que utilicen fosas sépticas sin tratamiento posterior.

También se ejecutará un programa de saneamiento rural para viviendas que no cuenten con el servicio de tratamiento de aguas dentro del área de amortiguación de la zona.

### **Cobertura de suelo silvoagropecuario**

En el caso de la cobertura de suelo silvoagropecuario se promoverá la forestación, reforestación y/o restauración de 2000 hectáreas dentro de la zona saturada, además de la restauración de riberas con especies nativas.

Con respecto a la cobertura de suelo urbano, se actualizará el Plan Maestro de Aguas Lluvias (Municipalidad de Pucón, Villarrica y Curarrehue).

La implementación del Plan de Descontaminación comprende un período de 15 años (2021 a 2035). El Análisis General de Impacto Social y Económico (AGIES) del plan estima que el año 2027 se cumplirá el límite normativo establecido en la NSCA del lago, y que a partir de este año las concentraciones de Fósforo Total se mantiene por debajo del límite de calidad establecido durante todo el periodo de implementación. El análisis concluye que las medidas a implementar en el plan logran el cumplimiento de calidad normativo del lago, llevando el estado trófico del lago a un nivel oligotrófico.

### **3.1.2. Escenarios de simulación**

Se estima que la medida de mayor impacto para reducir la emisión de contaminantes al lago Villarrica corresponde a la impuesta sobre la piscicultura, considerando los resultados de la Tabla 2.7. A partir de esta medida es posible realizar un aporte de disminución de un 75 % de las emisiones totales. Por este motivo, se decide que el enfoque de los escenarios de simulación que demostrarán el uso del modelo esté centrado en el cumplimiento de la norma de las pisciculturas ubicadas en la zona de estudio.

Es preciso señalar que uno de los objetivos de la tesis corresponde al desarrollo de un modelo de calidad que permita evaluar medidas del Plan de Descontaminación. Por lo tanto, la selección de la medida que apunta a reducir las emisiones de la piscicultura constituye un ejemplo que ilustra el uso del modelo.

Los escenarios de simulación seleccionados, que permitirán hacer el caso de estudio ilustrativo son los siguientes:

1. Solamente las pisciculturas Curarrehue (Los Fiordos) y Catripulli (Hendrix 1) cumplen la normativa. Estas empresas emiten cerca del 25 % total de las emisiones de fósforo provenientes de pisciculturas.
2. Las pisciculturas Curarrehue (Los Fiordos), Catripulli (Hendrix 1, Hendrix 2 y Los Fiordos) y Caburgua II cumplen la normativa. Estas empresas representan cerca del 56 % del total de fósforo emitido por el sector pisciculturas.
3. Las pisciculturas Molco, Loncotraro, Quimeyco, Curarrehue (Los Fiordos) y Catripulli

(Hendrix 1, Hendrix 2 y Los Fiordos) cumplen la norma. Las emisiones de estas empresas corresponden al 77 % del total de carga de fósforo total emitido por pisciculturas

4. Todas las pisciculturas cumplen la normativa.

Los resultados de simulación de los escenarios acá descritos serán presentados en el Capítulo 5 de la tesis, después de la formulación, implementación, calibración y validación del modelo de calidad.

# Capítulo 4

## Modelo Hidrodinámico

En los capítulos anteriores se presentan los antecedentes del lago Villarrica necesarios para la construcción del modelo hidrodinámico y de calidad del agua, los antecedentes normativos del lago, y los escenarios de simulación definidos a partir del Plan de Descontaminación. Este capítulo trata sobre el modelo hidrodinámico del lago Villarrica, sobre el cual se construye el modelo de calidad del agua.

En primer lugar, se describen las principales características de un sistema lacustre, junto a los antecedentes que describen los procesos hidrodinámicos que ocurren en lagos. Luego se presentan las condiciones del lago Villarrica que influyen en la elaboración del modelo hidrodinámico (condiciones meteorológicas e hidrológicas). Posteriormente, se presenta el modelo hidrodinámico en base al cual se construye el modelo de calidad del agua. Se especifican las modificaciones realizadas al modelo base desarrollado por Felipe Galaz [19] y se describen las principales características de éste, tales como las ecuaciones que representan la hidrodinámica del lago, y las condiciones de borde e iniciales necesarias para resolverlas.

### 4.1. Sistemas Lacustres

Para representar la conducta de variables biológicas y químicas en un lago mediante un modelo de calidad del agua, es necesario un modelo hidrodinámico. En esta sección se abordará con mayor profundidad las principales características hidrodinámicas y morfológicas del Lago Villarrica, las cuales son necesarias para el desarrollo del modelo hidrodinámico.

La geomorfología de los sistemas lacustres afecta los eventos físicos, químicos y biológicos que se dan en las cuencas y juega un papel importante en el control del metabolismo de un lago, dentro de las limitaciones climatológicas de su ubicación. Las características geomorfológicas de un lago controlan la naturaleza de su drenaje, las entradas de nutrientes al lago y el volumen de afluencia en relación con el tiempo de renovación de la descarga. Además, afecta el tiempo de residencia, el suministro de sedimentos, la estratificación, la productividad y la resuspensión en un sistema lacustre [47]. Sumado a esto, la geomorfología de un lago determinará cómo las forzantes meteorológicas afectan la hidrodinámica de éste. Por ejemplo, el largo máximo de un lago influenciará la profundidad a la cual las ondas internas pueden mezclar el agua y los sedimentos en el fondo de un lago [47]. Los procesos de mezcla, a su vez, determinan la distribución de gases disueltos, nutrientes y organismos en el cuerpo de agua.

El enlace entre la geomorfología y el metabolismo de un lago se da mediante variables como la velocidad y la densidad. La temperatura y las condiciones del viento afectarán la hidrodinámica del lago, por su relación con la densidad y velocidad del agua, respectivamente. En el modelo hidrodinámico, estas variables dependerán de la forma del lago y de la interacción del agua con los bordes del mismo y con la atmósfera. Por otro lado, estas variables también cambiarán su valor con las entradas y salidas del lago.

Las cuencas hidrográficas pueden formarse a partir de procesos geológicos tales como la deformación o fractura de rocas o fallas, deslizamiento de tierras, deposición de aluviones, actividad volcánica o glacial, entre otras razones. Sin embargo, los principales agentes para la formación de sistemas lacustres son los efectos de erosión y deposición provocados por el movimiento glacial [48]. En particular, el lago Villarrica es un lago de origen glacial [28].

La morfometría de un lago se describe mediante un mapa batimétrico (que representa la topografía sumergida), el cual es requerido para la determinación de los parámetros morfométricos principales. Los parámetros más comunes a utilizar son [48]:

- Largo máximo (l): La distancia en la superficie del lago entre los dos puntos más distantes de la orilla del lago. Esta longitud es la longitud o alcance máximo efectivo para que el viento interactúe en el lago sin interrumpir la tierra.
- Ancho máximo (b): La distancia máxima sobre la superficie del lago en ángulo recto con la línea de longitud máxima entre las orillas. El ancho medio (b) es igual al área dividida por la longitud máxima:

$$b = A/l \quad (4.1)$$

- Área (A): El área de la superficie y cada contorno a la profundidad z se determina mejor mediante integración digital o planimetría.
- Volumen (V): Cantidad de litros de agua que tiene el lago
- Profundidad máxima ( $z_m$ ): Profundidad máxima del lago.
- Profundidad media ( $\bar{z}_m$ ): Volumen del lago dividido por el área superficial.
- Profundidad relativa ( $z_r$ ):

$$z_r = \frac{50z_m\sqrt{\pi}}{\sqrt{A_0}} \quad (4.2)$$

- Línea de costa (L): La línea costera puede fluctuar ampliamente en respuesta a variaciones en las precipitaciones y descargas. La longitud de la línea costera se puede determinar directamente o a partir de mapas con un medidor de mapas.
- Desarrollo de línea costera ( $D_L$ ): La relación entre la longitud de la línea costera (L) y la circunferencia de un círculo de área igual a la del lago.

$$D_L = \frac{L}{2\sqrt{\pi A_0}} \quad (4.3)$$



Los principales parámetros morfométricos del Lago Villarrica se muestran en la Tabla 4.1, y la batimetría del lago se muestra en la Figura 4.1 [49].

Tabla 4.1: Parámetros morfológicos lago Villarrica [29].

Parámetro	Valor	Unidad
Altitud	230	m.s.n.m
Largo máximo	23,05	km
Ancho máximo	11,2	km
Área superficial	175,87	$km^2$
Profundidad máxima	165	m
Profundidad media	120	m
Volumen	20,99	$km^3$
Línea costera	71,2	km

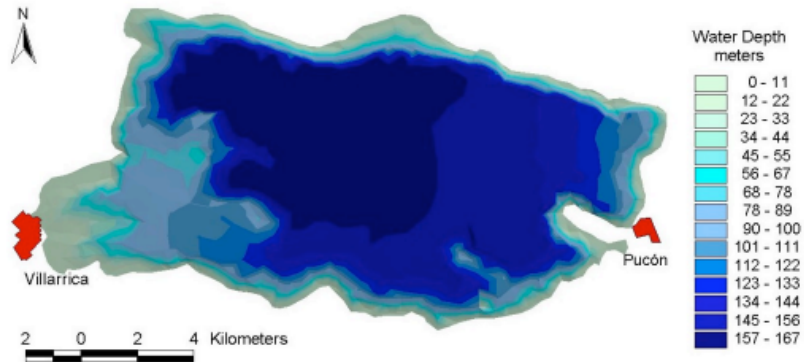


Figura 4.1: Batimetría lago Villarrica (IGM 1998). Extraído de Meruane 2005 [49].

La cuenca del lago Villarrica, de acuerdo a la definición y codificación de las cuencas, subcuencas y subsubcuencas hidrográficas, comprende la zona geográfica formada por las subsubcuencas señaladas en la Tabla 4.2.

Tabla 4.2: Subsubcuencas de la cuenca hidrográfica río Toltén.

Código subsubcuenca	Nombre subsubcuenca
09410	Río Maichín hasta bajo estero Cuatro M
09411	Río Maichín entre estero Cuatro M. y río Trancura
09412	Río Trancura
09413	Río Pucón entre junta ríos Maichín y Trancura y bajo río Cavisani
09414	Río Pucón entre río Cavisani y río Carileufú
09415	Río Blanco en desagüe lago Caburgua
09416	Río Liucura
09417	Lago Caburgua y río Carileufú en junta río Pucón
09418	Río Pucón entre río Carileufú y desembocadura lago Villarrica
09420	Lago Villarrica

## 4.2. Hidrodinámica de Sistemas Lacustres

A continuación, se describen los principales procesos hidrodinámicos que ocurren en los sistemas lacustres. Estudiar y comprender la hidrodinámica de sistemas lacustres es esencial para la elaboración de un modelo de calidad del agua, ya la hidrodinámica determina la distribución vertical del calor, y la distribución de las sustancias disueltas y los nutrientes en la columna de agua.

### 4.2.1. Estratificación térmica en lagos

Muchos lagos muestran estratificación vertical en sus masas de agua, al menos por algún período de tiempo prolongado. Las diferencias de densidad en cuerpos de agua facilitan la evolución de diferencias (o gradientes) químicas que traen una serie de consecuencias para los organismos que habitan el lago.

Las condiciones climáticas determinarán la estratificación y el movimiento de agua en sistemas lacustres, además de controlar de forma directa o indirecta los procesos biológicos que en ellos ocurren. Es por esto que la observación de las condiciones meteorológicas es obligatoria para investigar de forma detallada los procesos físicos que ocurren en lagos [50]. Para ejemplificar, el viento determina el oleaje y las corrientes en lagos, la humedad del aire permite estimar la evaporación de agua en la superficie, y la temperatura del aire permite medir la radiación solar (medida como potencia) que recibe la superficie del lago.

La superficie de lagos muestra un ciclo anual de temperatura pronunciado en zonas latitudinales templadas. La variación de la radiación solar que recibe la superficie del lago es la causante del ciclo térmico [51]. Es preciso señalar que la radiación solar que recibe la superficie del lago es una condición de borde para el modelo hidrodinámico, y al cambiar esta condición el perfil de temperatura del lago cambia significativamente en la temporada de calor respecto a la temporada fría.

En la temporada de calor, la estructura térmica vertical de un lago se aproxima al perfil de temperatura presentado en la Figura 4.2.

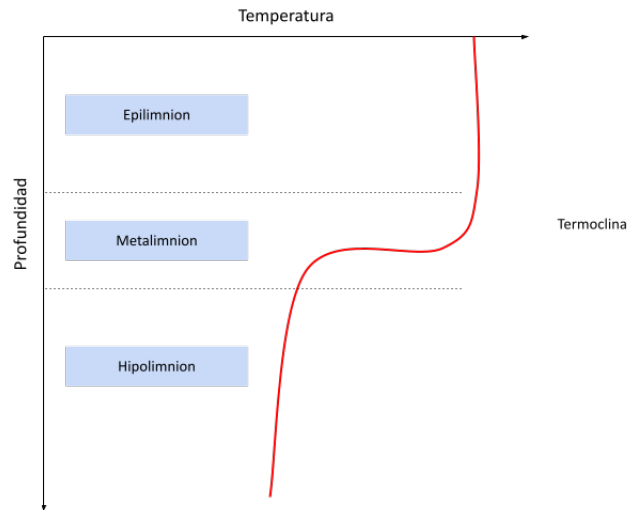


Figura 4.2: Estratificación térmica en un lago. Elaboración propia en base a [52].

Por otro lado, en las estaciones otoño-invierno el enfriamiento de la superficie del lago fuerza la circulación vertical de masas de agua y la eliminación de gradientes del agua. Sin embargo, los gradientes de sustancias disueltas pueden mantenerse por períodos más extensos que un ciclo anual.

La capa de agua cálida ubicada en la superficie se denomina *epilimnion*, mientras que la capa de menor temperatura ubicada bajo ésta en períodos de estratificación térmica recibe el nombre de *hipolimnion*. *Metalimnion* es el estrato de transición, que se caracteriza por un marcado gradiente de temperaturas entre el estrato superior e inferior. Este gradiente se denomina termoclina, y corresponde al plano en el cual la disminución de la temperatura con respecto a la profundidad es máxima. La representación gráfica de la estratificación térmica se presenta en la Figura 4.3.

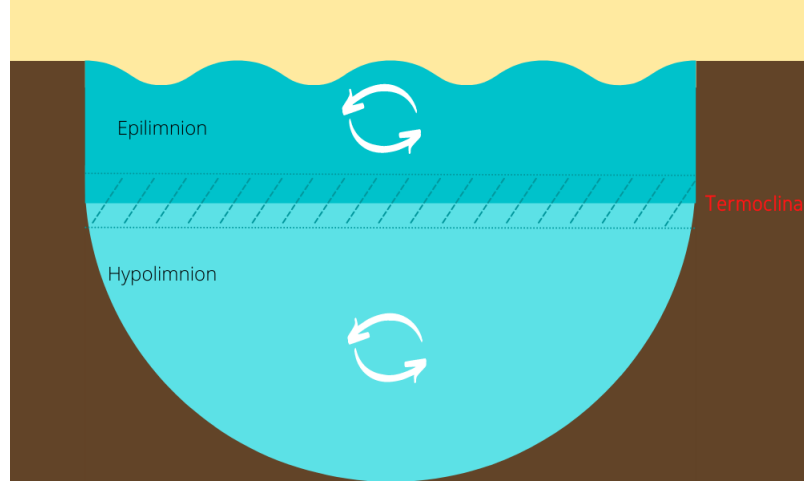


Figura 4.3: Estratificación térmica en ecosistema lacustre. Elaboración propia en base a [52].

Existe intercambio de calor y gases volátiles entre la atmósfera y el epilimnion. Además, el epilimnion es recirculado esporádicamente de acuerdo a las condiciones del viento o de bajas temperaturas durante el período de estratificación. Por el contrario, el hipolimnion se encuentra aislado del intercambio con la atmósfera durante el período de estratificación. El transporte de material disuelto a través de la termoclina es insignificante, solo la precipitación química y el asentamiento de partículas pueden transportar mayores cantidades de materia a través de la termoclina [52].

El viento es un factor decisivo en el grosor del epilimnion, y este grosor no será constante durante el período de estratificación. En primavera se forma una delgada capa, que va engrosándose durante el verano debido a la acción del viento. En otoño el agua fría de la superficie del lago erosiona la estratificación hasta el hipolimnion a un ritmo mayor. Durante este último período de estratificación térmica, las sustancias disueltas en aguas hipolimnéticas, como los nutrientes, vuelven a estar disponibles en el epilimnion [53]. Si la temperatura de la superficie desciende lo suficiente, se pueden mezclar epilimnion e hipolimnion, y todo el lago se homogeneiza (período de circulación) en una capa, la denominada mixolimnion.

La estratificación térmica que ocurre en lagos se describe mediante la ecuación de Navier-Stokes, la ecuación de continuidad, la ecuación de transporte de calor y un balance de energía sobre la superficie libre del lago.

La ecuación de Navier-Stokes considerando turbulencia mediante un promedio (ecuación 4.4) y la ecuación de continuidad (ecuación 4.5) gobiernan el movimiento de un fluido Newtoniano incompresible (de densidad constante), y permiten modelar el movimiento del agua. Para mayor detalle sobre el desarrollo y explicación de la ecuación de Navier-Stokes promediada sobre la turbulencia (o ecuación de Navier-Stokes promediada en Reynolds), ver Anexo A.1.

$$\frac{\partial \bar{u}_i}{\partial t} + \bar{u}_j \frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial \hat{p}}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left( (\nu + \nu_t) \left( \frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial \bar{u}_j}{\partial x_i} \right) \right) \quad (4.4)$$

Ecuaciones de Navier-Stokes considerando turbulencia mediante un promedio

$$\frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_i} = 0 \quad (4.5)$$

Ecuación de continuidad

Donde:

- $\bar{u}_{i,j}$ : Velocidad del flujo promediada sobre la turbulencia
- $\rho$ : Densidad del agua
- $p$ : Presión motriz
- $\nu$ : Viscosidad cinemática
- $\nu_t$ : Viscosidad cinemática turbulenta

El ciclo térmico del cuerpo de agua es caracterizado por el transporte de calor, modelado con la ecuación 4.6.

$$\frac{\partial \bar{T}}{\partial t} + \frac{\partial(\bar{u}_j \bar{T})}{\partial x_j} = \frac{\partial}{\partial x_j} \left( \left( \frac{\nu}{\theta} + \frac{\nu_t}{\theta_t} \right) + \frac{W}{\rho C_p} \right) \quad (4.6)$$

Ecuación de transporte de calor

Donde:

- $\bar{T}$ : Temperatura promediada sobre la turbulencia
- $\bar{u}_j$ : Velocidad del flujo promediada sobre la turbulencia
- $\nu$ : Viscosidad cinemática
- $\nu_t$ : Viscosidad cinemática turbulenta
- $\theta$ : Número de Schmidt
- $\theta_t$ : Número de Schmidt turbulento
- $W$ : Término fuente de calor
- $\rho$ : Densidad del agua
- $C_p$ : Calor específico del agua

La Figura 4.4 muestra un esquema del intercambio de energía sobre la superficie libre de un sistema lacustre. Este balance de energía permite obtener la temperatura en la superficie libre del lago. El diagrama muestra que una fracción de la radiación solar que incide sobre la Tierra es absorbida y reflejada por la atmósfera, por lo que la radiación solar que incide sobre la superficie del lago difiere de la radiación solar incidente sobre la Tierra. Además, los lagos actúan como cuerpos grises, irradiando calor hacia la atmósfera ( $Q_{eb}$ ).

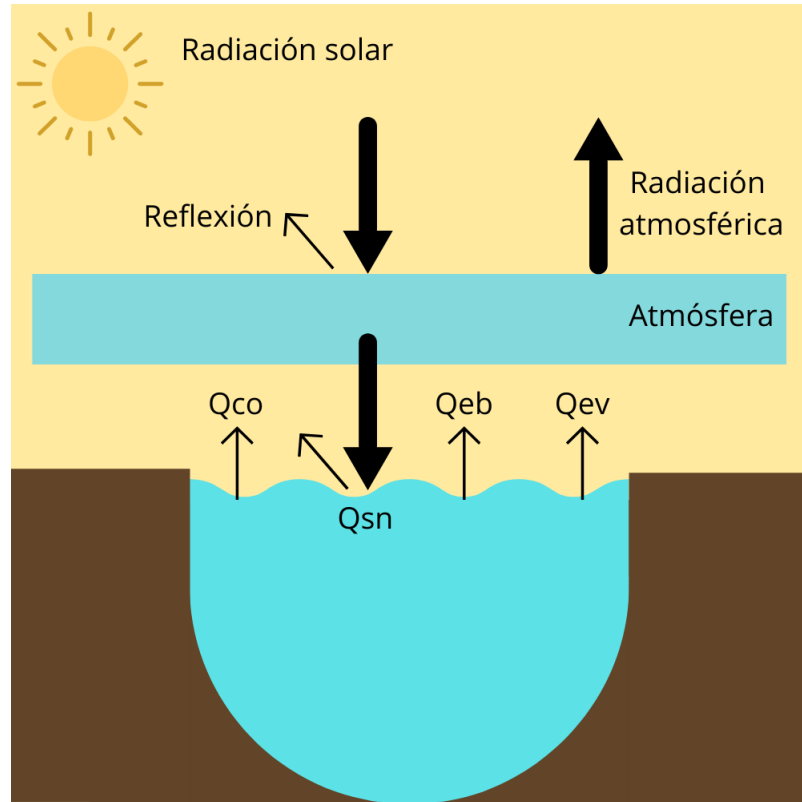


Figura 4.4: Balance de energía sobre superficie libre del lago.  $Q_{tot}$  radiación solar total sobre la superficie del lago,  $Q_{sn}$  radiación solar incidente neta,  $Q_{co}$  pérdida de calor por convección,  $Q_{eb}$  radiación emitida,  $Q_{ev}$  pérdida de calor por evaporación. Elaboración propia en base a [54].

El balance de energía en la superficie libre del lago es de la siguiente manera:

$$Q = Q_{sn} - Q_{co} - Q_{eb} - Q_{ev} \quad (4.7)$$

Balance de energía sobre superficie libre del lago

La ecuación anterior asume que la temperatura del agua se mantiene constante, por lo que no se incluye un término de cambio de entropía. Los términos de la ecuación 4.7 son:

- $Q_{tot}$ : Radiación solar total sobre la superficie del lago
- $Q_{sn}$ : Radiación solar incidente neta
- $Q_{co}$ : Pérdida de calor por convección
- $Q_{eb}$ : Radiación emitida
- $Q_{ev}$ : Pérdida de calor por evaporación

#### 4.2.2. Efecto del viento

El viento es la principal causa del movimiento de las aguas en el lago Villarrica [55]. La energía que aporta el viento al lago es capaz de desplazar la termoclina y la superficie libre del lago de su posición de equilibrio generando ondas internas en el cuerpo de agua [56] [57]

(ver Figura 4.5). Este efecto es, generalmente periódico, por lo que la interacción entre el viento y las ondas internas puede verse como un sistema oscilatorio forzado que admite una respuesta de resonancia [56].

El efecto del viento sobre el sistema lacustre se puede representar mediante una ecuación que describe el esfuerzo de corte. La magnitud del esfuerzo de corte se define de la siguiente forma [58]:

$$|\vec{\tau}_s| = \rho_a C_d U_{10}^2 \quad (4.8)$$

Donde:

- $\rho_a$ : Densidad del aire
- $U_{10}$ : Velocidad del viento a 10 metros de la superficie libre
- $C_d$ : Coeficiente de arrastre

Los lagos templados responden de distintas maneras al efecto del viento, las cuales están esquematizadas en la Figura 4.5.

**Respuesta del cuerpo de agua en otoño-invierno (inclinación de la superficie libre):** En las estaciones otoño e invierno el lago presenta homogeneidad vertical (no hay estratificación térmica) (Figura 4.5.a). La pendiente de inclinación de la superficie del lago está definida por la siguiente ecuación:

$$\frac{\partial \xi_1}{\partial x} = Fr_*^2 = \frac{u_{*s}}{gh_1} \quad (4.9)$$

$$u_{*s} = \sqrt{\frac{\tau_s}{\rho_1}} \quad (4.10)$$

Donde:

- $\xi_1$ : Inclinación de la superficie libre
- $Fr_*$ : Número de Froude
- $u_{*s}$ : Velocidad de corte del viento
- $g$ : Aceleración de gravedad
- $h_1$ : Espesor del volumen homogéneo de agua
- $\rho_1$ : Densidad del agua

**Respuesta del cuerpo de agua en primavera-verano (inclinación de superficie libre e interfaz de densidad):** En las estaciones cálidas el lago se encuentra estratificado. La superficie libre del lago se comporta de igual manera al lago sin estratificación térmica. Por

otro lado, la termoclina tiene pendiente negativa y su inclinación está dada por la siguiente ecuación. Esta respuesta está esquematizada en la Figura 4.5.b.

$$\frac{\partial \xi_2}{\partial x} = -\frac{1}{R_{i0}} \quad (4.11)$$

$$R_{i0} = \frac{(\rho_2 - \rho_1) g h_1}{\rho_1 u_{*s}^2} \quad (4.12)$$

Donde:

- $\xi_2$ : Inclinación de la termoclina
- $R_{i0}$ : Número de Richardson
- $h_1$ : Espesor epilimnion
- $h_2$ : Espesor hipolimnion
- $\rho_1$ : Densidad media del estrato superior
- $\rho_2$ : Densidad media del estrato inferior

Eventos de viento de alta intensidad pueden provocar el afloramiento de la termoclina en la superficie del lago. Este fenómeno se denomina afloramiento de la termoclina y está esquematizado en la Figura 4.5.c.



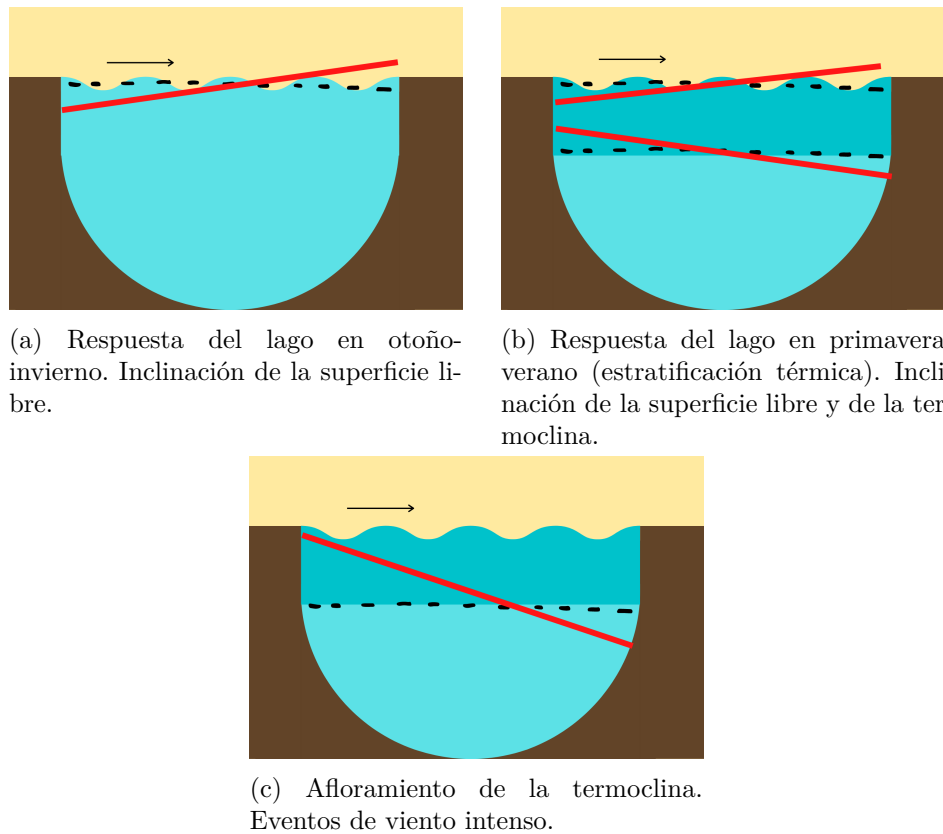


Figura 4.5: Efecto del viento. Las líneas punteadas representan la superficie libre y/o la termoclina, mientras que las líneas rojas representan el movimiento de las líneas punteadas. Elaboración propia en base a [54].

En las Figuras 4.5.a, 4.5.b y 4.5.c las líneas punteadas representan la superficie libre y/o la termoclina, mientras que las líneas rojas representan el movimiento de las líneas punteadas.

### 4.2.3. Ondas internas

Uno de los principales efectos de la influencia de la meteorología generado por el viento en grandes lagos estratificados, donde la rotación terrestre es relevante, es la generación de ondas internas de Kelvin y Poincaré [59] [60][61]. Tanto el viento como su variación influyen en la generación de ondas internas.

Las ondas de Kelvin son ondas de gravedad largas atrapadas en los límites del lago. Tienen forma sinusoidal a lo largo de la orilla del lago (dirección de propagación de la onda) y muestran un decaimiento exponencial normal a la orilla. La escala de decaimiento exponencial normal a los límites viene dada por el equilibrio de las fuerzas de Coriolis y de la gravedad y, por lo tanto, no se produce ningún flujo en esta dirección [59].

Las ondas de Poincaré tienen una estructura de mayor complejidad y se pueden visualizar como una combinación de dos ondas sinusoidales de igual amplitud, longitud de onda y frecuencia, viajando en direcciones que forman ángulos iguales con el eje principal del lago [62]. A diferencia de las ondas de Kelvin, éstas son dispersivas.

El número de Burger permite cuantificar el efecto de la rotación terrestre en los sistemas lacustres (ecuación 4.13) [63].

$$S = \frac{c_i}{R \cdot f} \quad (4.13)$$

Donde:

- S: número de Burger
- $c_i$ : celeridad de la onda interna
- R: longitud del lago
- f: frecuencia inercial

La celeridad se aproxima mediante la siguiente ecuación:

$$c_i = \sqrt{\frac{\rho_2 - \rho_1}{\rho_2} \cdot \frac{gh_1h_2}{h_1 + h_2}} \quad (4.14)$$

Donde:

- $\rho_1$ : densidad de la capa térmica superior
- $\rho_2$ : densidad de la capa térmica inferior
- $h_1$ : espesor de la capa térmica superior
- $h_2$ : espesor de la capa térmica inferior

Cuando  $S < 1$ , la rotación terrestre afecta a sistema lacustre y se generan las ondas internas de Kelvin y Poincaré.

### 4.3. Condiciones del lago Villarrica que influyen sobre el modelo hidrodinámico

En esta sección se presentan las condiciones meteorológicas e hidrológicas que influirán sobre el modelo hidrodinámico.

En primer lugar, las condiciones meteorológicas son necesarias ya que constituyen una condición de borde en el límite superior del dominio volumétrico del modelo hidrodinámico, es decir, representan la condición de borde que separa el límite del agua con la atmósfera. En la sección anterior (Hidrodinámica de Sistemas Lacustres 4.2) se esclarece que la radiación solar es la principal fuente de calor de los sistemas lacustres, la cual se ve influenciada por condiciones meteorológicas tales como nubosidad, humedad relativa y viento. Por otro lado, el viento es la principal forzante meteorológica en el lago Villarrica, y su velocidad y dirección influirán en la velocidad y turbulencia de las aguas del lago. Además, las precipitaciones permitirán realizar un balance hidrológico en el lago.

En segundo lugar, las condiciones hidrológicas permiten estimar los caudales en los bordes abiertos del lago Villarrica. En particular, las estaciones fluviométricas pertenecientes a la DGA presentes permitieron estimar el caudal de los ríos Pucón y Toltén.

Las condiciones meteorológicas e hidrológicas del lago Villarrica se obtuvieron de las estaciones vigentes pertenecientes a la DGA. Las Tablas 4.3 y 4.4 presentan la ubicación de dichas estaciones.

Tabla 4.3: Estaciones meteorológicas ubicadas en la zona de estudio.

Nº	Código BNA	Nombre	UTM Norte	UTM Este	Altitud
1	09403001-3	CUNCO	5686784	758713	380
2	09412002-0	CURARREHUE	5639541	277536	420
3	09416002-2	LAGO TINQUILCO	5660514	263997	850
4	09414002-1	LLAFENCO	5642523	257101	360
5	09404002-7	LOS LAURELES	5679385	755934	260
6	09420002-4	PUCON	5647035	247613	230
7	09412003-9	PUESCO (ADUANA)	5620899	280317	620
8	09401001-2	TRICAUCO	5697440	278578	520
9	09420003-2	VILLARRICA	5655573	733571	210

Tabla 4.4: Estaciones fluviométricas ubicadas en la zona de estudio [64].

Nº	Código BNA	Nombre	UTM Norte	UTM Este	Área de drenaje	Altitud
1	09416001-4	RIO LIUCURA EN LIUCURA	5650511	256099	359	402
2	09418001-5	RIO PUCON EN BALSEADERO QUELHUE (CA)	5649321	248185	2328	220
3	09420001-6	RIO TOLTEN EN VILLARICA	5649485	738768	2880	250
4	09414001-3	RIO TRANCURA ANTES RIO LLAFFENCO	5642575	257012	1215	386

### 4.3.1. Condiciones Meteorológicas

Las principales variables que permiten describir las condiciones meteorológicas del lago Villarrica son: precipitaciones, temperatura del aire, humedad relativa, y dirección y velocidad del viento, las cuales se describen a continuación. Debido a la limitación existente con respecto a la información disponible, los datos de entrada del modelo se obtienen a partir del promedio de datos de las estaciones mencionadas en la Tabla 4.3.

#### 4.3.1.1. Temperatura del Aire

Los datos de temperatura del aire se obtienen del promedio de las temperaturas diarias de las estaciones meteorológicas en la cuenca.

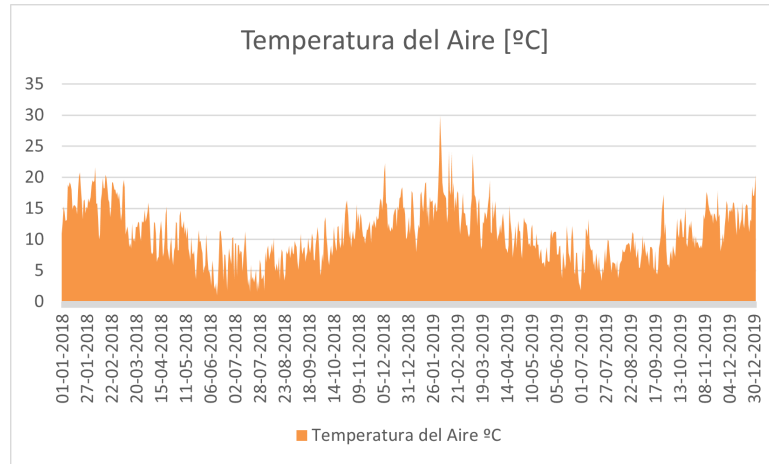


Figura 4.6: Temperatura del aire diaria durante los años 2018 y 2019 lago Villarrica.

Como se puede apreciar en la Figura 4.6, la temperatura del aire en el lago Villarrica para el periodo de simulación oscila entre los  $7^{\circ}C$  y  $16^{\circ}C$ .

La temperatura promedio anual es de  $10,72^{\circ}C$  para el año 2018 y  $11,23^{\circ}C$  para el año 2019. Para el periodo de simulación, la temperatura del aire alcanza su valor mínimo en junio del 2018 ( $1^{\circ}C$ ) y su máxima en febrero del 2019 con  $29,9^{\circ}C$ .

#### 4.3.1.2. Humedad Relativa

La humedad relativa es la concentración de vapor de agua del aire. Es la relación entre la fracción molar de vapor de agua presente en el aire y la fracción molar de vapor de agua en el aire saturado (a una misma temperatura [65]).

Los valores diarios de humedad relativa para el periodo de simulación se muestran en la Figura 4.7. El valor promedio de esta variable para el periodo de simulación es de  $76,44\%$ .

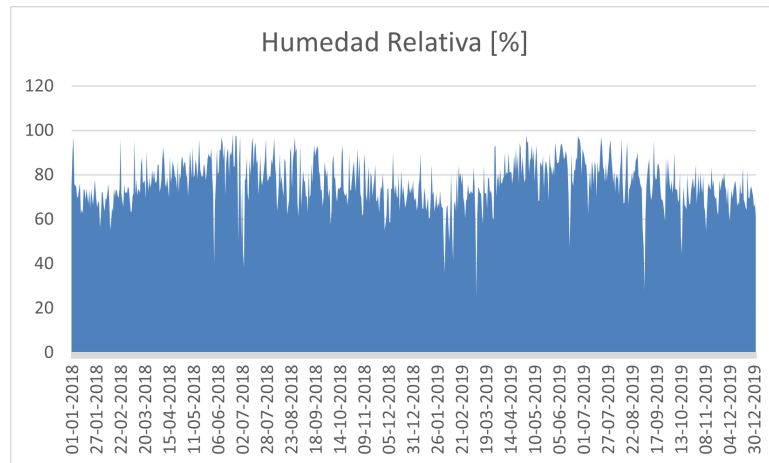


Figura 4.7: Humedad relativa diaria durante los años 2018 y 2019 lago Villarrica.

### 4.3.1.3. Precipitaciones

La precipitación media anual del lago Villarrica se estima en base a los datos medidos en las estaciones meteorológicas de Villarrica y Pucón (ver Tabla 4.3). Se consideran los datos de las estaciones del año 2018 dado que no hay registro de datos para el año 2019 en las estaciones meteorológicas. Se toma como supuesto que la precipitación media anual del lago es similar a la precipitación media de las estaciones consideradas, por ende al calcular el promedio entre ambas precipitaciones medias se obtiene un valor confiable. La precipitación media anual en el lago Villarrica es de 190,06 mm. La Figura 4.8 muestra la precipitación mensual en las estaciones Pucón y Villarrica el año 2018.

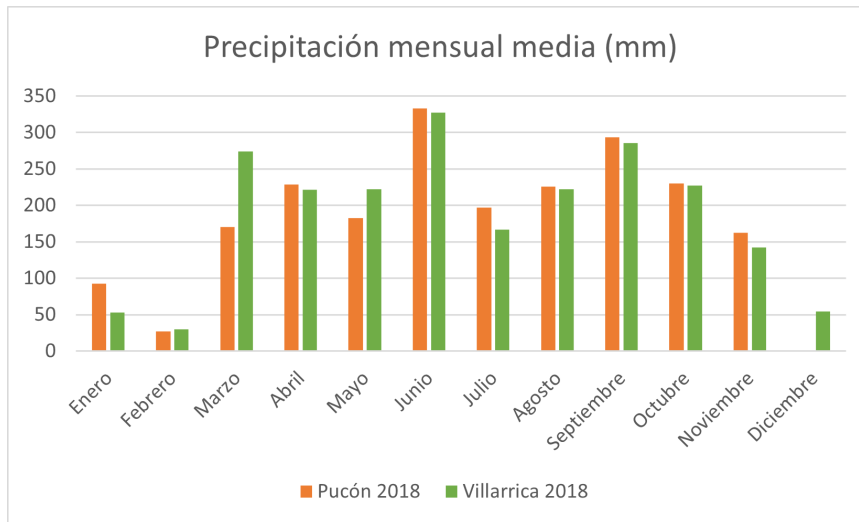


Figura 4.8: Precipitación mensual estaciones Pucón y Villarrica año 2018 [64].

### 4.3.1.4. Radiación solar

La radiación solar que recibe el cuerpo de agua determinará (entre otras variables) la temperatura de éste. Los valores diarios de radiación solar que recibe el lago Villarrica durante el periodo de simulación se muestran en la Figura 4.9

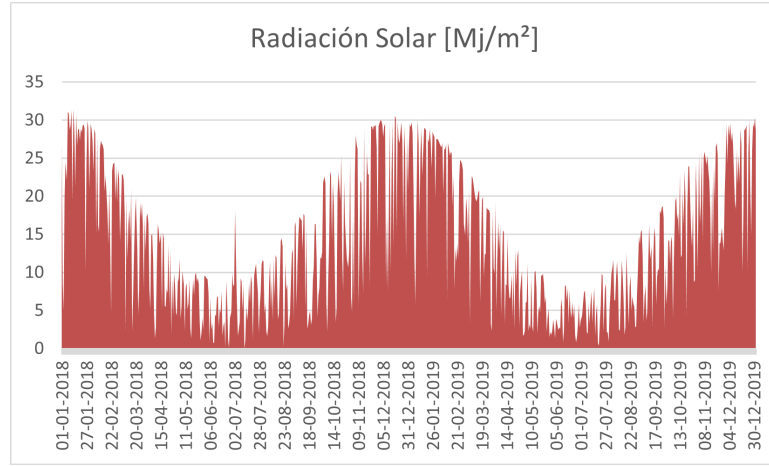


Figura 4.9: Radiación diaria durante los años 2018 y 2019 lago Villarrica [66].

El promedio de radiación solar que recibe el lago en el periodo de simulación es de  $13,88MJ/m^2$ .

#### 4.3.1.5. Viento

Con respecto al comportamiento del viento, éste es dependiente de las condiciones topográficas de la superficie sobre la cual actúa. Por este motivo no es posible suponer que las velocidades del viento registradas en las estaciones meteorológicas caracteriza la variable en la zona pelagial del lago Villarrica. Cabe destacar que el viento es la principal forzante del movimiento de las aguas en el lago Villarrica, por lo que esta variable se debe trabajar de forma detallada.

La aproximación propuesta por Cole y Wells (2006) [67] permite corregir la altura de medición de la velocidad del viento. La magnitud del esfuerzo de corte impuesto por el viento que actúa sobre la superficie del lago depende de su velocidad a 10 m de altura.

$$U_{10} = U_2 \cdot \frac{\ln\left(\frac{10}{z_0}\right)}{\ln\left(\frac{2}{z_0}\right)} \quad (4.15)$$

Donde:

- $U_{10}$ : velocidad del viento a 10 m de altura
- $U_2$ : velocidad del viento registrada a la altura de las estaciones meteorológicas (2 m)
- $z_0$ : altura de aspereza del viento

Si la velocidad del viento es menos a 2,23 m/s, el valor de  $z_0$  será 0,91. Por otro lado, si la velocidad del viento es mayor a 2,23 m/s, el valor de  $z_0$  será 4,57.

La velocidad del viento durante el periodo de simulación se presenta en la Figura 4.10 a continuación.

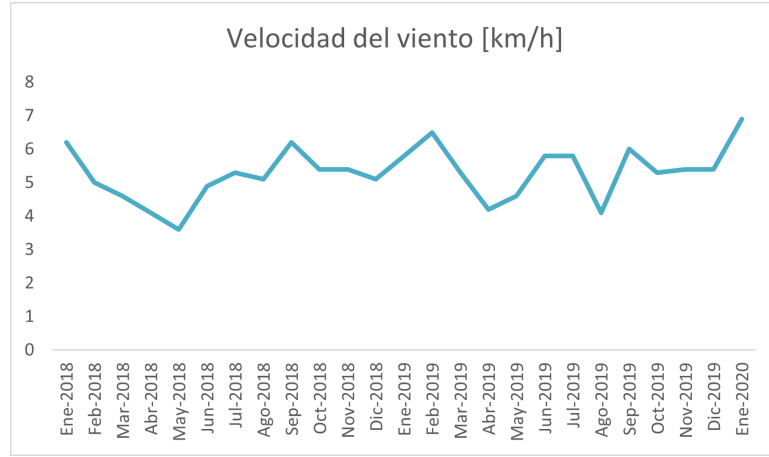


Figura 4.10: Velocidad del viento mensual para los años 2018 y 2019 [66].

### 4.3.2. Condiciones hidrológicas

El principal afluente del lago Villarrica es el río Pucón, el cual viene del Oriente y nace de la confluencia de los ríos Trancura y Maichín. Para efectos del modelo, es necesario cuantificar el caudal que ingresa al sistema lacustre. El caudal de los afluentes se estima mediante un balance hídrico (ecuación 4.16).

$$C_{af1} + C_{af2} = C_{ef} + (E - P) \cdot A \quad (4.16)$$

Donde:

- $C_{af1}$ : caudal afluente (río Pucón)
- $C_{af2}$ : caudal que ingresa al lago por la ribera sur del lago (esteros Lefún, Molco, Lonco-traro, Correntoso, El Carmelito)
- $C_{ef}$ : caudal effluente (río Toltén)
- E: evaporación desde la superficie libre del lago
- P: precipitación
- A: área superficial del lago

El caudal del río Toltén es conocido gracias al registro en la estación fluviométrica Río Toltén en Villarrica (que se ubica en el desagüe del lago). La precipitación media del lago y la evaporación se conocen gracias al registro de las estaciones meteorológicas de la cuenca (Tabla 4.3). Estos valores se muestran en la Tabla 4.5:

Tras resolver el balance hídrico se obtiene que el caudal de los afluentes es  $C_{af1} + C_{af2} = 226 \text{ m}^3/\text{s}$ .

A partir de los datos de [42], es posible estimar los caudales de los afluentes de la ribera sur del lago. En [42] se presentan mediciones de caudal para los esteros Molco, Lonco-traro y Correntoso realizadas en enero del 2018. El caudal promedio para estos esteros es de 0,89

Tabla 4.5: Parámetros necesarios para el Balance Hídrico

Parámetro	Valor	Unidad
Evaporación	58,7	<i>mm/año</i>
Caudal Efluente	237,8	$m^3/s$
Precipitación	1929,3	<i>mm/año</i>

$[m^3/s]$ . Se toma como supuesto que los cinco esteros presentes en la ribera sur poseen un mismo caudal equivalente a 0,89  $[m^3/s]$ . Por lo tanto, el caudal del río Pucón será 221,56  $[m^3/s]$ .

## 4.4. Modelo Hidrodinámico

### 4.4.1. Enfoque de modelación

Para modelar procesos ecológicos en lagos, ríos o estuarios se deben tener en consideración dos requerimientos principales. En primer lugar se debe contar con un modelo matemático confiable que incluya las propiedades y efectos fundamentales de la eutrofización, incluyendo fenómenos bioquímicos locales y procesos de transferencia de masa como advección y difusión. En segundo lugar, el modelo debe representar los procesos que describen la hidrodinámica del cuerpo de agua, ya que las concentraciones de sustancias presentes en el lago están sujetas al movimiento de sus aguas. En general, el primer paso para modelar calidad del agua es la simulación del flujo del cuerpo de agua.

Para el desarrollo y resolución del modelo de calidad de aguas del lago Villarrica, se utiliza el software Delft3D [54] desarrollado por Deltares, un instituto independiente de investigación aplicada en el campo del agua y el subsuelo (ubicado en Holanda). Delft3D es un software computacional que permite modelar desde un enfoque multidisciplinario y multidimensional distintos cuerpos de agua (zonas marinas, oceánicas, fluviales y estuarios). El software puede realizar simulaciones de caudales, transporte de sedimentos, oleaje, desarrollos morfológicos, calidad del agua y ecología [68]. Éste está compuesto de una serie de módulos agrupados en torno a una misma interfaz, capaces de interactuar entre sí. Dentro de estos módulos se encuentran Delft3D-FLOW y Delft3D-WAQ. Mediante el uso combinado de éstos módulos se logró modelar de manera dinámica la calidad del agua del lago Villarrica.

En esta sección se presentan las principales características del modelo hidrodinámico y su configuración requerida, como el paso inicial en el desarrollo de un modelo numérico de calidad del agua. En primer lugar se discute en detalle la configuración del modelo incluyendo las variaciones realizadas al modelo hidrodinámico de Felipe Galaz, y luego se presentan los resultados de simulación obtenidos.

### 4.4.2. D-FLOW

El módulo Delft3D-FLOW es un programa de simulación hidrodinámica y de transporte multidimensional (2D o 3D) que calcula fenómenos de transporte y flujo no estacionario



resultantes de la influencia de la atmósfera y las mareas, incluyendo el efecto que tienen las diferencias de densidad en el sistema [69]. El modelo hidrodinámico se puede utilizar para predecir el flujo en mares poco profundos, zonas costeras, estuarios, lagunas, ríos y lagos.

El programa resuelve la ecuación de Navier-Stokes para un fluido incompresible bajo aguas poco profundas, y bajo los supuestos de Boussinesq, y asume que la escala vertical es mucho menor a la escala horizontal [69]. Esto deriva en que las velocidades verticales del flujo se calculan a partir de la ecuación de continuidad y de la ecuación de presión hidrostática (aproximación hidrostática).

El conjunto de ecuaciones diferenciales parciales se resuelve en una grilla mediante el método de diferencias finitas, tras definir las condiciones iniciales y de borde adecuadas.

Delft3D ha sido utilizado para modelar el flujo y transporte en lagos. Dentro de ellos se encuentra el lago Ontario [70], lago Geneva [71], lago Grevelingen [72], lago Llanquihue [73], entre otros.

### 4.4.3. Ecuaciones del Modelo

A continuación, se describen las ecuaciones del modelo numérico, las cuales son planteadas en un sistema de coordenadas curvilíneas ortogonales cartesianas  $(\xi, \eta)$  en dirección horizontal, y para un sistema de coordenadas sigma  $(\sigma)$  en dirección vertical (véase Figura 4.11).

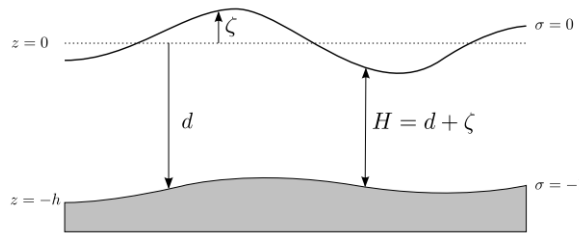


Figura 4.11: Definición de nivel de agua ( $\zeta$ ), profundidad ( $h$ ) y profundidad total ( $H$ ). Extraído de Deltares 2008 [54].

Respecto a la Figura 4.11:

- $z$ : coordenada vertical en el espacio físico
- $\zeta$ : elevación de la superficie libre sobre el plano de referencia ( $z = 0$ ) [m]
- $d$ : profundidad bajo el plano de referencia [m]
- $H$ : profundidad total del agua  $d + \zeta$  [m]

#### 4.4.3.1. Ecuaciones hidrodinámicas

##### Ecuación de continuidad

Como se mencionó anteriormente, cuando las ecuaciones de Navier-Stokes se aplican a problemas de escala de ingeniería, es común utilizar aproximaciones que permiten simplificar el sistema de ecuaciones a resolver. Cuando se promedian las ecuaciones de continuidad y Navier-Stokes en la dirección normal al fondo, se pierde información sobre la estructura

vertical del flujo. Sin embargo, esta información es menos relevante que las variaciones de flujo longitudinales y transversales. Por este motivo, estas ecuaciones son ampliamente utilizadas para resolver problemas en ingeniería, dado que pueden representar adecuadamente los fenómenos de flujo y transporte en cuerpos de agua [74].

La ecuación de continuidad promediada por la profundidad, deriva de integrar la ecuación de continuidad para fluidos incompresibles ( $\nabla \cdot \vec{u}$ ) sobre la profundidad total, teniendo en cuenta las condiciones de borde cinemáticas a nivel de la superficie del agua y del lecho. A partir de esta ecuación se determina la velocidad del flujo en el plano vertical. La ecuación viene dada por la siguiente expresión:

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial((d + \eta)U\sqrt{G_{\eta\eta}})}{\partial \xi} + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial((d + \zeta)V\sqrt{G_{\xi\xi}})}{\partial \eta} = (d + \zeta)Q \quad (4.17)$$

Donde:

- $\sqrt{G_{\xi\xi}}, \sqrt{G_{\eta\eta}}$ : coeficiente utilizado para transformar coordenadas curvilíneas a rectangulares [m].

Los términos U y V corresponden a las velocidades promediadas en profundidad:

$$U = \frac{1}{d + \zeta} \int_d^\zeta u dz = \int_{-1}^0 u d\sigma \quad (4.18)$$

$$V = \frac{1}{d + \zeta} \int_d^\zeta v dz = \int_{-1}^0 v d\sigma \quad (4.19)$$

- $u$ : velocidad del flujo en dirección  $\xi$  [m/s]
- $v$ : velocidad del flujo en dirección  $\zeta$  [m/s]
- $d$ : profundidad por debajo de algún plano horizontal de referencia [m]

El balance hídrico en el cuerpo de agua queda representado por:

$$Q = \int_{-1}^0 (q_{in} - q_{out}) d\sigma + P - E \quad (4.20)$$

Donde:

- $q_{in}$ : entrada de agua por unidad de volumen [1/s]
- $q_{out}$ : salida de agua por unidad de volumen [1/s]
- P: precipitación [m/s]
- E: evaporación [m/s]

## Ecuaciones de momento en dirección horizontal

Las ecuaciones de Navier-Stokes describen el movimiento de un fluido Newtoniano incompresible. Esta ecuación contiene cuatro incógnitas, una por cada componente de la velocidad y una adicional que corresponde a la presión motriz. Para resolver esta ecuación, se debe considerar también la ecuación de continuidad. Estas ecuaciones son válidas para flujos laminares y turbulentos, sin embargo, cuando el flujo es turbulento la velocidad del fluido se vuelve inestable, variando considerablemente su valor en el tiempo. En este caso, la densidad no es considerada variable sino parámetro. Es un parámetro que podría ser actualizado en subdominios del lago, para expresar diferentes estratos (como cambia la temperatura, la densidad podría ser actualizada).

Estas fluctuaciones temporales de la velocidad son gobernadas principalmente por los términos no lineales de las ecuaciones, es decir, aquellos asociados a la aceleración advectiva. Las fluctuaciones de la velocidad son provocadas por remolinos en el flujo, los cuales ocurren con una variedad de tamaños.

El método de las ecuaciones promediadas de Reynolds (RANS por sus siglas en inglés) considera que las fluctuaciones aleatorias de velocidad de un flujo turbulento pueden analizarse estadísticamente.

Al promediar las ecuaciones de Navier-Stokes sobre la turbulencia bajo los supuestos de Boussinesq (la densidad es variable solo en los términos de fuerzas másicas), y considerando que la escala vertical es considerablemente menor que la escala horizontal es posible eliminar el cálculo de las fluctuaciones turbulentas de las velocidades, considerando sólo el comportamiento de las velocidades medias del flujo. Las ecuaciones para las direcciones  $\xi$ - y  $\eta$ - están dadas por:

$$\begin{aligned} \frac{\partial u}{\partial t} + \frac{u}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{\partial u}{\partial \xi} + \frac{v}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial u}{\partial \eta} + \frac{\omega}{d + \zeta} \frac{\partial u}{\partial \sigma} - \frac{v^2}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \sqrt{G_{\eta\eta}}}{\partial \xi} + \\ + \frac{uv}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \sqrt{G_{\xi\xi}}}{\partial \eta} - fv = -\frac{1}{\rho_0 \sqrt{G_{\xi\xi}}} P_\xi + F_\xi + \\ + \frac{1}{(d + \zeta)^2} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left( \nu_V \frac{\partial u}{\partial \sigma} \right) + M_\xi \end{aligned} \quad (4.21)$$

y

$$\begin{aligned} \frac{\partial v}{\partial t} + \frac{u}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{\partial v}{\partial \xi} + \frac{v}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial v}{\partial \eta} + \frac{\omega}{d + \zeta} \frac{\partial v}{\partial \sigma} + \frac{uv}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \sqrt{G_{\eta\eta}}}{\partial \xi} + \\ - \frac{u^2}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \sqrt{G_{\xi\xi}}}{\partial \eta} + fu = -\frac{1}{\rho_0 \sqrt{G_{\eta\eta}}} P_\eta + F_\eta + \\ + \frac{1}{(d + \zeta)^2} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left( \nu_V \frac{\partial v}{\partial \sigma} \right) + M_\eta \end{aligned} \quad (4.22)$$

Donde:

- $u, v$ : velocidad del flujo [ $m/s$ ]
- $\sqrt{G_{ii}}$ : coeficiente que permite transformar coordenadas curvilíneas a rectangulares [ $m/s$ ]
- $f$ : frecuencia inercial (parámetro Coriolis) [ $1/s$ ]
- $P_\eta, P_\xi$ : gradientes de presión (en dirección  $\eta$  o  $\xi$ ) [ $kg/(m^2s^2)$ ]
- $F_\eta, F_\xi$ : flujo de momento turbulento (en dirección  $\eta$  o  $\xi$ ) [ $m/s^2$ ]
- $M_\eta, M_\xi$ : contribuciones debido a fuentes externas o sumideros de fuerzas (descargas o extracciones de agua) (en dirección  $\eta$  o  $\xi$ ) [ $m/s^2$ ]

### Velocidades verticales

La velocidad vertical  $\omega$  en el sistema de coordenadas  $\theta$  se calcula a partir de la ecuación de continuidad.

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \sqrt{G_{\eta\eta}} \frac{\partial((d + \zeta)u\sqrt{G_{\eta\eta}})}{\partial \xi} + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \sqrt{G_{\eta\eta}} \frac{\partial((d + \zeta)v\sqrt{G_{\xi\xi}})}{\partial \eta} + \frac{\partial \omega}{\partial \sigma} = (d + \zeta)(q_{in} - q_{out}) \quad (4.23)$$

La velocidad vertical  $\omega$  es la velocidad vertical relativa al plano  $\theta$  en movimiento. Este término puede interpretarse como la velocidad asociada a los movimientos ascendentes o descendentes. Las velocidades verticales físicas ( $w$ ) en el sistema de coordenadas cartesianas, no se incluyen en las ecuaciones del modelo. El cálculo de estas velocidades se requiere para el post-procesamiento. Estas velocidades se pueden expresar en las velocidades horizontales, profundidad de agua, nivel de agua y velocidad  $\omega$  de acuerdo a:

$$w = \omega + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \left[ u\sqrt{G_{\eta\eta}} \left( \sigma \frac{\partial H}{\partial \xi} + \frac{\partial \zeta}{\partial \xi} \right) + v\sqrt{G_{\xi\xi}} \left( \sigma \frac{\partial H}{\partial \eta} + \frac{\partial \zeta}{\partial \eta} \right) \right] + \left( \sigma \frac{\partial H}{\partial t} + \frac{\partial \zeta}{\partial t} \right) \quad (4.24)$$

Donde:

- $u, v$ : velocidad del flujo [ $m/s$ ]
- $\sqrt{G_i}$ : coeficiente que permite transformar coordenadas curvilíneas a rectangulares [ $m/s$ ]
- $q_{in}$ : entrada de agua por unidad de volumen [ $1/s$ ]
- $q_{out}$ : salida de agua por unidad de volumen [ $1/s$ ]
- $\omega$ : velocidad vertical [ $m/s$ ]
- $w$ : velocidad vertical física [ $m/s$ ]
- $H$ : profundidad total del agua  $d + \xi$  [m]
- $d$ : profundidad bajo el plano de referencia [m]

## Presión hidroestática

La ecuación de presión hidrostática 4.25 asume que la presión no cambia significativamente en el plano, sino en la vertical. Esto se debe a que la curvatura de los perfiles de velocidad no es significativa para provocar cambios de presión en el plano. Esta ecuación nos muestra como varía la presión en el eje vertical.

$$\frac{\partial P}{\partial \sigma} = -g\rho H \quad (4.25)$$

Después de integrar la presión hidroestática está dada por:

$$P = P_{atm} + gH \int_{\sigma}^0 \rho(\xi, \eta, \sigma', t) d\sigma' \quad (4.26)$$

Para agua de densidad constante y considerando la presión atmosférica, los gradientes de presión son:

$$\frac{1}{\rho_0 \sqrt{G_{\xi\xi}}} P_{\eta} = \frac{g}{G_{\xi\xi}} \frac{\partial \zeta}{\partial \xi} + \frac{1}{\rho_0 \sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{\partial P_{atm}}{\partial \xi} \quad (4.27)$$

$$\frac{1}{\rho_0 \sqrt{G_{\eta\eta}}} P_{\eta} = \frac{g}{G_{\eta\eta}} \frac{\partial \zeta}{\partial \eta} + \frac{1}{\rho_0 \sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial P_{atm}}{\partial \eta} \quad (4.28)$$

Los términos de las ecuaciones anteriores se detallan a continuación:

- $P$ : presión hidrostática [ $kg/(ms^2)$ ]
- $g$ : aceleración de gravedad [ $m/s^2$ ]
- $\rho$ : densidad del agua [ $kg/m^3$ ]
- $\rho_0$ : densidad de referencia del agua [ $kg/m^3$ ]
- $H$ : profundidad total del agua  $d + \xi$  [m]
- $P_{atm}$ : presión atmosférica [ $kg/(ms^2)$ ]

## Viscosidad turbulenta

La viscosidad turbulenta en escala horizontal y vertical se definen de la siguiente forma:

$$\nu_H = \nu_{SGS} + \nu_V + \nu_H^{back} \quad (4.29)$$

$$\nu_V = \nu_{mol} + \max(\nu_{3D}, \nu_V^{back}) \quad (4.30)$$

Donde:

- $\nu_H$ : viscosidad de remolino horizontal [ $m^2/s$ ]
- $\nu_{SGS}$ : viscosidad de remolino horizontal a escala subcuadrícula (SGS) [ $m^2/s$ ]

- $\nu_V$ : viscosidad de remolino vertical [ $m^2/s$ ]
- $\nu_H^{back}$ : viscosidad horizontal de remolino de fondo (en dirección  $\eta$  y  $\xi$ ) [ $m^2/s$ ]
- $\nu_{mol}$ : coeficiente de viscosidad cinemática molecular [ $m^2/s$ ]
- $\nu_{3D}$ : parte de la viscosidad de remolino debido al modelo de turbulencia en dirección vertical [ $m^2/s$ ]
- $\nu_V^{back}$ : viscosidad horizontal de remolino de fondo para ecuaciones de momentum [ $m^2/s$ ]

#### 4.4.3.2. Ecuación de transferencia de masa y calor

En el modelo hidrodinámico, es necesario seguir la temperatura del lago ya que ésta afectará la densidad, y en consecuencia, la velocidad. Por este motivo, el modelo hidrodinámico debe integrar ecuaciones de transferencia de masa y calor.

El transporte de materia y calor se modela mediante la ecuación de advección - difusión en tres direcciones. La ecuación de transporte formulada en coordenadas curvilíneas ortogonales en la dirección horizontal, y coordenadas sigma en dirección vertical se presenta a continuación.

$$\begin{aligned}
\frac{\partial(d+\zeta)c}{\partial t} + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \left\{ \frac{\partial[\sqrt{G_{\eta\eta}}(d+\zeta)uc]}{\partial\xi} + \frac{\partial[\sqrt{G_{\xi\xi}}(d+\zeta)vc]}{\partial\eta} \right\} + \frac{\partial\omega c}{\partial\sigma} = \\
\frac{d+\zeta}{\sqrt{G_{\xi\xi}}\sqrt{G_{\eta\eta}}} \left\{ \frac{\partial}{\partial\xi} \left( D_H \frac{\sqrt{G_{\eta\eta}}}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{\partial c}{\partial\xi} \right) + \frac{\partial}{\partial\eta} \left( D_H \frac{\sqrt{G_{\xi\xi}}}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial c}{\partial\eta} \right) \right\} + \\
+ \frac{1}{d+\zeta} \frac{\partial}{\partial\sigma} \left( D_V \frac{\partial c}{\partial\sigma} \right) - \lambda_d(d+\zeta)c
\end{aligned} \tag{4.31}$$

Donde:

- T: temperatura del agua [ $^{\circ}C$ ]
- $D_H$ : coeficiente de difusividad turbulenta horizontal [ $m^2/s$ ]
- $D_V$ : coeficiente de difusividad turbulenta vertical [ $m^2/s$ ]

El coeficiente de difusión horizontal está definido por:

$$D_H = D_{SGS} + D_V + D_H^{back} \tag{4.32}$$

El coeficiente de difusión vertical está definido por:

$$D_V = \frac{\nu_{mol}}{\sigma_{mol}} + \max(D_{3D}, D_V^{back}) \tag{4.33}$$

En las ecuaciones anteriores:

- $D_{SGS}$ : difusión debido al modelo de turbulencia a escala sub cuadrícula [ $m^2/s$ ]
- $D_H^{back}$ : difusividad horizontal de remolino de fondo (dirección  $\eta$  y  $\zeta$ ) [ $m^2/s$ ]
- $D_V^{back}$ : difusividad vertical de remolino de fondo (dirección  $\eta$  y  $\zeta$ ) [ $m^2/s$ ]
- $D_{3D}$ : difusión debido al modelo de turbulencia en dirección [ $m^2/s$ ]
- $\nu_{mol}$ : coeficiente de viscosidad cinemática [ $m^2/s$ ]
- $\sigma_{mol}$ : número de Prandtl-Schmidt para mezcla molecular [-]

Cabe destacar que las ecuaciones aquí descritas son diferentes al modelo de calidad, ya que la transferencia de masa descrita acá no se trata de un modelo especie a especie.

#### 4.4.3.3. Ecuación de Estado

La densidad del agua  $\rho$  es una función de la salinidad y de la temperatura (T). Para un rango de temperatura  $0 < T < 40^\circ C$  y de salinidad  $0,5 < s < 43$  ppt, se define mediante la siguiente expresión:

$$\rho = \rho_0 + As + Bs^{3/2} + Cs^2 \quad (4.34)$$

Donde:

$$\rho_0 = 999,842594 + 6,793952 \cdot 10^{-2}T - 9,095290 \cdot 10^{-3}T^2 + 1,001685 \cdot 10^{-4}T^3 - 1,120083 \cdot 10^{-6}T^4 + 6,536332 \cdot 10^{-9}T^5 \quad (4.35)$$

$$A = 8,24493 \cdot 10^{-1} - 4,0899 \cdot 10^{-3}T + 7,6438 \cdot 10^{-5}T^2 - 8,2467 \cdot 10^{-7}T^3 + 5,3875 \cdot 10^{-9}T^4 \quad (4.36)$$

$$B = -5,72466 \cdot 10^{-3} + 1,0227 \cdot 10^{-4}T - 1,6546 \cdot 10^{-6}T^2 \quad (4.37)$$

$$C = 4,8314 \cdot 10^{-4} \quad (4.38)$$

En las ecuaciones anteriores:

- $\rho$ : densidad del agua [ $m^2/s$ ]
- $\rho_0$ : densidad de referencia del agua [ $m^2/s$ ]
- T: temperatura [ $^\circ C$ ]

La ecuación 4.34 indica que la densidad actualizará su valor como parámetro, lo cual es resuelto por el software en pequeños subdominios.

#### 4.4.4. Configuración del modelo

##### 4.4.4.1. Discretización espacial

El software Delft3D-FLOW resuelve el conjunto de ecuaciones diferenciales parciales mediante el método numérico de diferencias finitas. Este método se basa en la aplicación de una expansión de Taylor para aproximar ecuaciones diferenciales [75].

La malla de discretización del dominio espacial (tridimensional) se define en el modelo hidrodinámico elaborado por Felipe Galaz [19]. Ésta se desarrolla a partir de un estudio de terreno realizado por el Instituto Geográfico Militar (IGM).

En esta malla de discretización, en la dirección horizontal se utiliza el sistema de coordenadas cartesianas curvilíneas ortogonales  $(\xi, \eta)$ , donde la grilla estructurada posee un tamaño de celdas es de 120 m, generando así una malla de 98 filas en la dirección Norte-Sur y 193 columnas en la dirección Este-Oeste.

En la dirección vertical se utiliza un sistema de coordenadas sigma  $(\sigma)$  en una grilla no estructurada de 20 capas, cuyo espesor relativo de celdas en las primeras 15 capas alcanza un 3% y en el resto del plano vertical alcanza un 10% [19] (ver Figura 4.12).

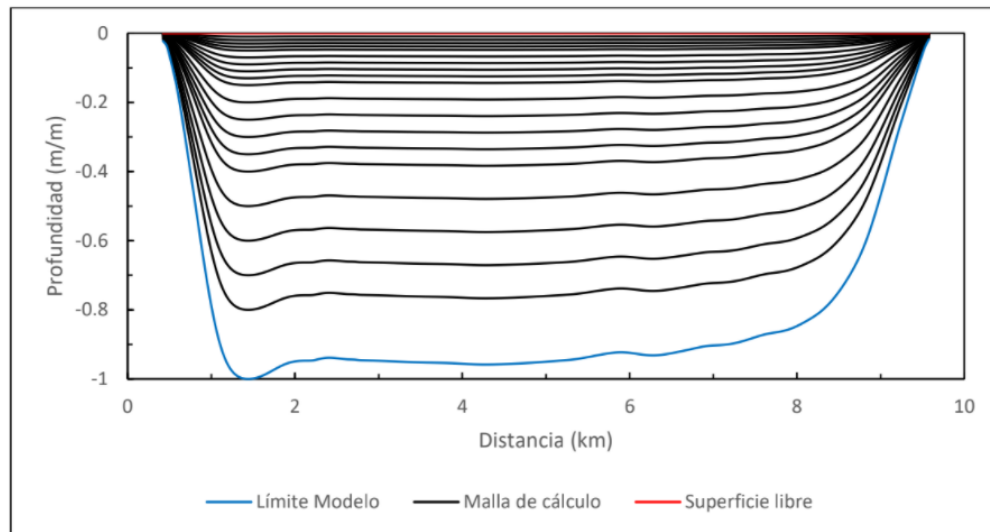


Figura 4.12: Discretización espacial lago Villarrica modelo Felipe Galaz [19].

#### 4.4.4.2. Discretización temporal

La modelación numérica del Lago Villarrica se realiza desde el 1 de enero del 2018 hasta el 31 de diciembre del 2019. La selección del período de simulación se debe a la disponibilidad de datos facilitados por el Departamento de Ecosistemas Acuáticos del Ministerio del Medio Ambiente. Además, las estaciones calurosas permiten observar el fenómeno de eutrofización en el cual la calidad de las aguas del lago se encuentra en su estado crítico, es por eso que se justifica comenzar y finalizar la simulación en meses de verano.

Con el fin de asegurar estabilidad computacional del modelo, la simulación hidrodinámica debe llevarse a cabo con un paso temporal lo suficientemente pequeño para describir por completo los procesos involucrados en el ecosistema lacustre.

El paso temporal debe cumplir las condiciones de estabilidad del modelo hidrodinámico, y también éste debe ser capaz de describir el comportamiento de la velocidad de manera tan fina como sea necesario en el modelo de calidad. De otra manera, el modelo de calidad no podrá describir de manera deseada el ecosistema microbiológico y la dinámica de los componentes químicos en el lago.

En otras palabras, el paso temporal debe permitir ver cómo cambian las concentraciones de



componentes específicos del lago en el espacio y en el tiempo, con el fin de poder evaluar las medidas del Plan de Descontaminación. Sin embargo, a medida que el paso temporal disminuye su valor, el costo computacional del modelo aumenta considerablemente. Por este motivo es de gran importancia encontrar un equilibrio adecuado al caso.

El paso temporal utilizado en el modelo hidrodinámico de Felipe Galaz es de 2,5 minutos [19]. Para el presente trabajo se mantiene este paso ya que ha sido validado anteriormente [19] [22].

#### 4.4.4.3. Condiciones de Borde

En un modelo numérico, las condiciones de borde permiten imponer una conducta a las variables consideradas, permitiendo a las ecuaciones diferenciales que las representan, estimar el valor de variables en el interior del lago, tomando como referencia la conducta de las variables en los bordes. Las condiciones de borde consideradas en el modelo hidrodinámico del lago Villarrica se presentan a continuación.

#### Condiciones de borde de flujo

El contorno del dominio del modelo consiste en los límites existentes entre el cuerpo de agua y la superficie terrestre, que reciben el nombre de bordes cerrados, y en las secciones que son cruzadas por un flujo de agua denominadas bordes abiertos. Los bordes cerrados son los límites naturales del lago (agua-aire, agua-tierra) mientras que los bordes abiertos corresponden a límites artificiales donde el cuerpo de agua limita con agua, es decir, en la frontera que separa al lago de sus afluentes y efluentes.

Para el presente trabajo, se consideran cinco bordes abiertos en el dominio volumétrico que representa el lago Villarrica. Estos son; desembocadura del río Pucón, desagüe del cuerpo de agua hacia el río Toltén, y desembocadura de esteros Lefún, Molco, Loncontraro, Correntoso y El Carmelito en la línea litoral sur del lago. En la Figura 4.13 se pueden apreciar las condiciones de bordes abiertos para el modelo numérico del lago Villarrica.

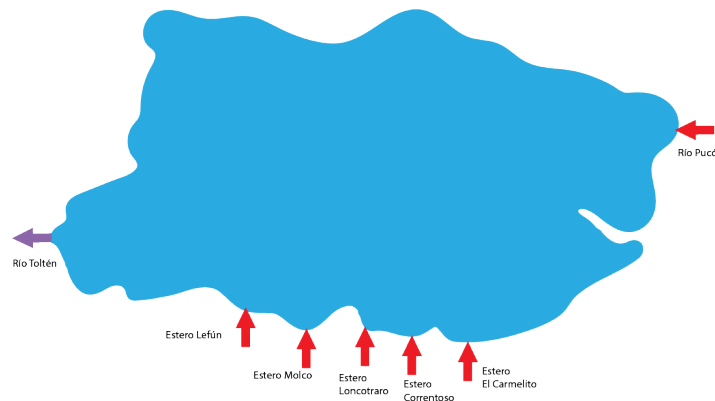


Figura 4.13: Condiciones de bordes abiertos modelo hidrodinámico. Elaboración propia.

En la parte superior del lago, el cambio de velocidad tiene una dependencia del viento. Específicamente, el viento provoca un esfuerzo cortante que debe ser obedecido por la derivada de la velocidad, modificando la velocidad superficial del lago con respecto a la capa inmediatamente inferior.

Las condiciones de borde en la superficie libre del lago ( $\sigma = 0$ ), y en el fondo de éste ( $\sigma = -1$ ) deben estar representadas en coordenadas sigma. Para ambas superficies se establece que no sale ni entra agua. En consecuencia, la velocidad normal a los bordes ( $\omega$ ) es igual a cero.

$$\omega|_{\sigma=-1} = 0 \quad \text{and} \quad \omega|_{\sigma=0} = 0 \quad (4.39)$$

En la superficie libre del lago, las condiciones de borde para las ecuaciones de flujo son:

$$\frac{\nu_V}{H} \frac{\partial u}{\partial \sigma} \Big|_{\sigma_0} = \frac{1}{\rho_0} |\vec{\tau}_s| \cos \theta \quad (4.40)$$

$$\frac{\nu_V}{H} \frac{\partial v}{\partial \sigma} \Big|_{\sigma_0} = \frac{1}{\rho_0} |\vec{\tau}_s| \sin \theta \quad (4.41)$$

Recordemos que:

- $\nu_V$ : viscosidad turbulenta vertical [ $m^2/s$ ]
- $H$ : profundidad total del agua [ $m$ ]
- $u$ : velocidad del agua en dirección  $\xi$  [ $m/s$ ]
- $v$ : velocidad del agua en dirección  $\eta$  [ $m/s$ ]
- $\rho_0$ : densidad del agua referencial [ $kg/m^3$ ]

La magnitud del esfuerzo cortante generado por el viento ( $|\vec{\tau}_s|$ ) se define de la siguiente forma:

$$|\vec{\tau}_s| = \rho_a C_d U_{10}^2 \quad (4.42)$$

Donde:

- $\rho_a$ : Densidad del aire [ $kg/m^3$ ]
- $U_{10}$ : Velocidad del viento a 10 metros de la superficie libre [ $m/s$ ]
- $C_d$ : Coeficiente de arrastre del viento [-]

El coeficiente de arrastre  $C_d$  depende de la velocidad del viento y determina la transferencia de momentum entre el viento y la superficie libre del lago. Se define según la siguiente relación [76]:

$$C_d = \begin{cases} 0,0044U_{10}^{-1,15}, & \text{si } U_{10} < 5m/s \\ \left( \frac{1}{\kappa} \ln \left( \frac{10g}{C_d U_{10}} \right) + 11,3 \right)^{-2}, & \text{si } U_{10} > 5m/s \end{cases} \quad (4.43)$$

Donde:

- $\kappa$ : constante de Von Kármán

- $g$ : aceleración de gravedad [ $m/s^2$ ]
- $U_{10}$ : velocidad del viento a 10 metros de la superficie libre [ $m/s$ ]

En la base del cuerpo de agua, las condiciones de borde para las ecuaciones de momento son:

$$\frac{\nu_V}{H} \frac{\partial u}{\partial \sigma} \Big|_{\sigma=-1} = \frac{1}{\rho_0} \tau_{b\xi} \quad (4.44)$$

$$\frac{\nu_V}{H} \frac{\partial v}{\partial \sigma} \Big|_{\sigma=-1} = \frac{1}{\rho_0} \tau_{b\eta} \quad (4.45)$$

Donde:

- $u$ : velocidad del agua en dirección  $\xi$  [ $m/s$ ]
- $v$ : velocidad del agua en dirección  $\eta$  [ $m/s$ ]
- $\nu_V$ : viscosidad turbulenta vertical [ $m^2/s$ ]
- $H$ : profundidad total del agua [ $m$ ]
- $\rho_0$ : densidad del agua referencial [ $kg/m^3$ ]
- $\tau_{b\xi}$  y  $\tau_{b\eta}$ : componentes de la tensión del lecho en las direcciones  $\xi$  y  $\eta$  respectivamente

El esfuerzo cortante sobre el lecho ( $\overrightarrow{\tau_{b3D}}$ ) está directamente relacionado con la corriente justo arriba de éste, y se representa con la ecuación:

$$\overrightarrow{\tau_{b3D}} = \frac{g\rho_0 \vec{u}_b |\vec{u}_b|}{C^2} \quad (4.46)$$

En la ecuación anterior:

- $g$ : aceleración de gravedad [ $m/s^2$ ]
- $\rho_0$ : densidad del agua referencial [ $kg/m^3$ ]
- $\vec{u}_b$ : velocidad horizontal en la primera capa justo encima del lecho
- $C$ : coeficiente de Chézy 3D

La magnitud de la velocidad horizontal en la primera capa justo encima del lecho ( $\vec{u}_b$ ) se representa con la siguiente ecuación:

$$\vec{u}_b = \frac{\vec{u}_*}{\kappa} \ln \left( 1 + \frac{\Delta z_b}{2z_0} \right) \quad (4.47)$$

Donde:

- $u_*$ : velocidad de fricción debido a corrientes y olas [ $m/s$ ]
- $\kappa$ : constante de Von Kármán

- $z_b$ : espesor de la capa de fondo del lago
- $z_0$ : largo de rugosidad cada de fondo del lago [m]

El coeficiente de Chézy depende de la discretización espacial del modelo numérico de acuerdo con la siguiente expresión:

$$C = \frac{\sqrt{g}}{\kappa} \ln \left( 1 + 15 \frac{\Delta z_b}{k_s} \right) \quad (4.48)$$

Donde:

- $g$ : aceleración de gravedad [ $m/s^2$ ]
- $\kappa$ : constante de Von Kármán
- $z_b$ : espesor de la capa de fondo del lago
- $k_s$ : escala de longitud de rugosidad de Nikuradse

### Condiciones de borde para la transferencia de calor

El sol ilumina la parte superior del lago y, en consecuencia, entra el calor por esa zona. El fondo, en cambio, está aislado térmicamente: no sale ni entra calor por ahí. Para efectos del modelo, las condiciones de borde para la ecuación de transporte de calor son:

$$\left. \frac{D_V}{H} \frac{\partial T}{\partial \sigma} \right|_{\sigma=0} = Q \quad (4.49)$$

$$\left. \frac{D_V}{H} \frac{\partial T}{\partial \sigma} \right|_{\sigma=-1} = 0 \quad (4.50)$$

Donde

- $D_V$ : difusión turbulenta  $m^2/s$
- $H$ : profundidad total del agua [m]
- $T$ : temperatura  $^{\circ}C$
- $Q$ : flujo térmico total derivado del modelo de flujo de calor

#### 4.4.4.4. Condiciones Iniciales

Para modelar el cuerpo de agua, se supone que en el tiempo  $t = 0$  el lago se encuentra en reposo, es decir, la velocidad del flujo es nula. Con respecto a la temperatura, se considera que es homogénea en cada celda de la grilla y su valor es  $20^{\circ}C$ , el cual corresponde a la temperatura del lago medida en las estaciones de monitoreo de la DGA al comienzo del periodo de simulación.

Se imponen como condiciones iniciales las condiciones meteorológicas de la zona; temperatura del aire, humedad relativa, nubosidad, dirección del viento, y velocidad del viento señaladas en la subsección Condiciones meteorológicas (ver 4.3.1).

## 4.5. Resultados

A continuación, se presentan los principales resultados obtenidos tras la simulación del modelo hidrodinámico.

El modelo numérico desarrollado por Felipe Galaz [19] fue adaptado a las condiciones meteorológicas de los años 2018 y 2019. Además, se imponen bordes abiertos para representar el río Pucón, cinco cursos de agua en la ribera sur del lago, y el río Toltén, ya que este modelo considera que el lago Villarrica es un sistema cerrado. Los parámetros físicos evaluados para calibrar el modelo hidrodinámico basal se presentan en la Tabla 4.6 a continuación. Estos parámetros no fueron modificados, por lo cual se espera que los valores simulados de temperatura y velocidad del agua sean similares a los obtenidos por el modelo basal.

Tabla 4.6: Parámetros físicos evaluados para calibrar modelo hidrodinámico en base al cual se construye el modelo de calidad del agua.

Parámetro	Valor	Unidad
Viscosidad turbulenta horizontal de fondo	10	$m^2/s$
Difusividad turbulenta horizontal de fondo	10	$m^2/s$
Viscosidad turbulenta vertical de fondo	0	$m^2/s$
Difusividad turbulenta vertical de fondo	0	$m^2/s$
Longitud de escala Ozmidov	0	m
Profundidad de Secchi	5,5	m
Número de Dalton	0,0015	-
Número de Stanton	0,0015	-

Para verificar que el modelo hidrodinámico permite representar la estratificación térmica del lago Villarrica tras las modificaciones realizadas, se simula la distribución de temperatura en el lago. Las Tablas 4.7 y 4.8 muestran la comparación entre los valores de temperatura predichos y observados en el lago a distintas profundidades.

Tabla 4.7: Temperatura medida y simulada en el lago Villarrica para las estaciones Pelagial, Litoral Villarrica y Litoral Norte.

Estación	Fecha	Temperatura (°C)		Error
		Muestra	Modelo	
Pelagial 0 m	24-10-2018	11,01	10,56	4 %
Pelagial 10 m	24-10-2018	11,17	10,54	6 %
Pelagial 30 m	24-10-2018	10,37	10,4	0 %
Pelagial 70 m	24-10-2018	9,72	9,83	1 %
Pelagial 0 m	29-01-2019	19,5	19,56	0 %
Pelagial 10 m	29-01-2019	17,98	19,4	8 %
Pelagial 30 m	29-01-2019	12,26	11,2	9 %
Pelagial 70 m	29-01-2019	9,72	9,92	2 %
Pelagial 0 m	27-02-2020	19,3	19,32	0 %
Pelagial 10 m	27-02-2020	19,32	19,3	0 %
Pelagial 30 m	27-02-2020	11,27	11,21	1 %
Pelagial 70 m	27-02-2020	9,93	10	1 %
LIT-Villarrica 0m	28-01-2018	19,11	20,03	5 %
LIT-Villarrica 10m	28-01-2018	18,48	19,34	5 %
LIT-Villarrica 20 m	28-01-2018	15,9	17,2	8 %
LIT-Villarrica 0 m	23-10-2018	11,2	11,36	1 %
LIT-Villarrica 10m	23-10-2018	11,18	11,3	1 %
LIT-Villarrica 20 m	23-10-2018	11,18	11,25	1 %
LIT-Villarrica 0 m	26-02-2019	17,77	19,43	9 %
LIT-Villarrica 10m	26-02-2019	17,54	19,42	11 %
LIT-Villarrica 20 m	26-02-2019	17,19	17,56	2 %
LIT-Norte 0 m	24-10-2018	11,44	11,72	2 %
LIT-Norte 10 m	24-10-2018	11,34	11,62	2 %
LIT-Norte 20 m	24-10-2018	10,96	11,14	2 %
LIT-Norte 0 m	29-01-2019	19,65	20,31	3 %
LIT-Norte 10 m	29-01-2019	16,35	19,68	20 %
LIT-Norte 20 m	29-01-2019	14,24	19,1	34 %
LIT-Norte 0 m	27-02-2020	18,29	19,68	8 %
LIT-Norte 10 m	27-02-2020	16,26	19,42	19 %
LIT-Norte 20 m	27-02-2020	16,76	19,27	15 %

Tabla 4.8: Temperatura medida y simulada en el lago Villarrica para las estaciones Litoral Pucón y Litoral Sur.

Estación	Fecha	Temperatura (°C)		Error
		Muestra	Modelo	
LIT-Pucón 0 m	28-01-2018	20,52	20,25	1 %
LIT-Pucón 10 m	28-01-2018	18,88	19,75	5 %
LIT-Pucón 20 m	28-01-2018	13,29	19,1	44 %
LIT-Pucón 10 m	23-10-2018	10,04	11,86	18 %
LIT-Pucón 20 m	23-10-2018	9,69	11,54	19 %
LIT-Pucón 0 m	24-10-2018	10,96	12,07	10 %
LIT-Pucón 0 m	27-02-2019	19,44	19,97	3 %
LIT-Pucón 10 m	27-02-2019	19,33	19,84	3 %
LIT-Pucón 20 m	27-02-2019	16,98	19,42	14 %
LIT-Sur 0 m	28-01-2018	20,02	20	0 %
LIT-Sur 10 m	28-01-2018	19,8	19,83	0 %
LIT-Sur 20 m	28-01-2018	14,84	19,2	29 %
LIT-Sur 0 m	23-10-2018	10,74	11,45	7 %
LIT-Sur 10 m	23-10-2018	10,7	11,49	7 %
LIT-Sur 20 m	24-10-2018	10,68	11,15	4 %
LIT-Sur 0 m	26-02-2019	18,69	19,98	7 %
LIT-Sur 10 m	26-02-2019	18,2	19,83	9 %
LIT-Sur 20 m	26-02-2019	17,68	19,18	8 %

A partir de las tablas anteriores (4.7 y 4.8), se observa que los valores de temperatura simulados tienden a disminuir a medida que aumenta la profundidad del lago. Además, los valores simulados son mayores que los valores medidos en las estaciones de monitoreo. El error relativo promedio para la temperatura en el lago es de 8 %, lo cual se considera aceptable en base a la comparación con trabajos anteriores [22].

Las simulaciones muestran que la estratificación térmica del lago comienza a fines de octubre, y la termoclina se ubica cerca de los 20 metros de profundidad. La Figura 4.14 muestra la representación gráfica de temperatura en el eje vertical del lago en febrero del 2019. La capa de agua superior (epilimnion) tiene una temperatura promedio de  $19,5^{\circ}C$  y una densidad de  $998 \text{ kg}/m^3$ . Por otra parte, la temperatura de la capa inferior (hipolimnion) es de  $10,2^{\circ}C$  con una densidad de  $999 \text{ kg}/m^3$ .

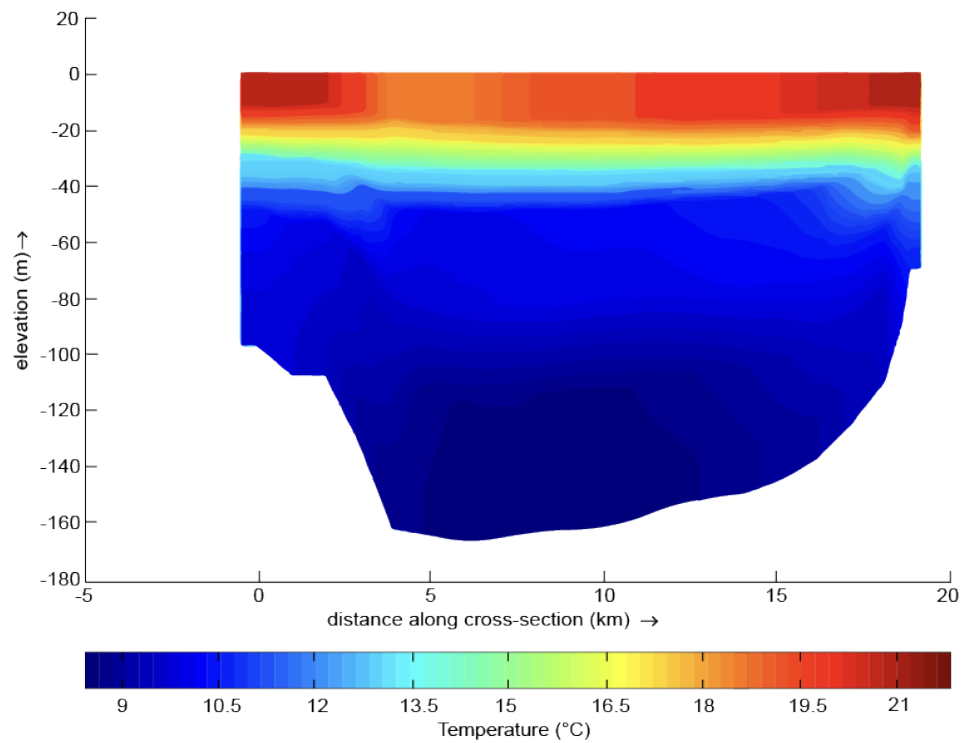


Figura 4.14: Perfil vertical de temperatura en el lago Villarrica.

La simulación anterior del modelo hidrodinámico coincide con los resultados obtenidos en el modelo de base: la estratificación térmica comienza en noviembre, la termoclina se ubica en los 20 metros de profundidad, la temperatura y densidad del epilimnion es  $20^{\circ}\text{C}$  y  $998,2 \text{ kg/m}^3$ , y para el hipolimnion se tiene que la temperatura es de  $10^{\circ}\text{C}$  y la densidad de  $999,8 \text{ kg/m}^3$  [19].

La Figura 4.15 presenta la distribución vertical de la temperatura del agua en el lago Villarrica durante febrero de 2014 y 2015 (extraída de Galaz 2020 [19]), y la Figura 4.16 (extraída de Galaz 2020 [19]), muestra la evolución temporal de la temperatura en el lago.



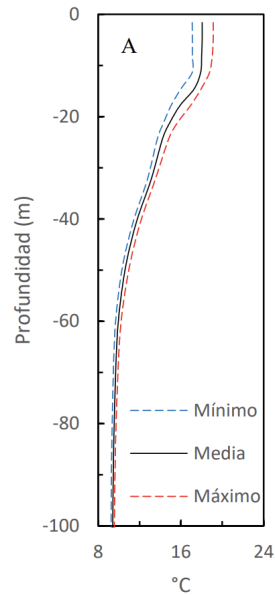


Figura 4.15: Distribución vertical de la temperatura del agua en el lago Villarrica durante febrero de 2014 y 2015. Extraído de Galaz 2020 [19].

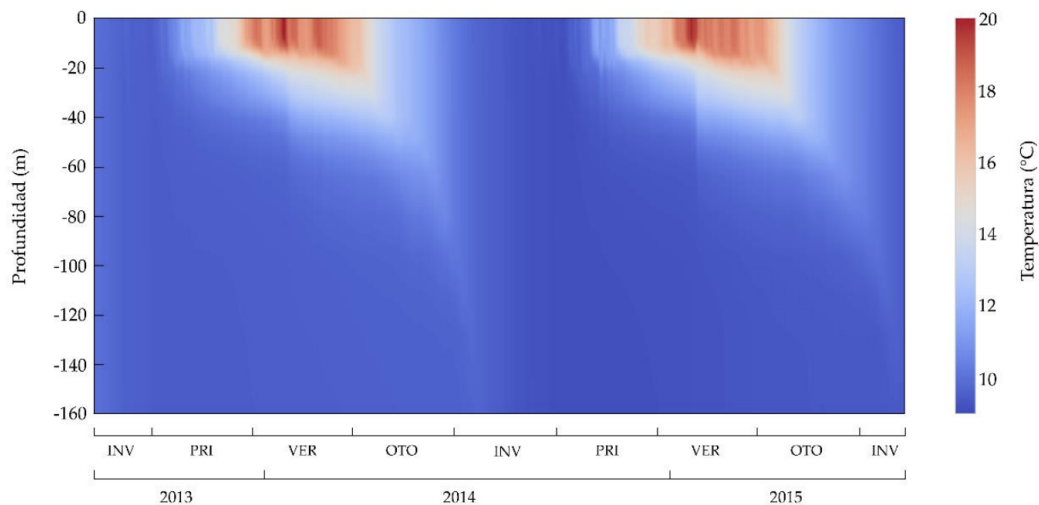


Figura 4.16: Evolución temporal de la temperatura del agua en el lago Villarrica. Extraído de Galaz 2020 [19].

A partir de los resultados obtenidos, se desprende la misma conclusión que formula Felipe Galaz en su trabajo: el aumento de la radiación solar que incide en la superficie del lago, aumenta la temperatura del lago Villarrica entre primavera y verano, seguido por un descenso de la temperatura que ocurre entre otoño e invierno [19].

Con respecto a la circulación de flujo en el lago Villarrica, el lago presenta velocidades superficiales cercanas a los 10 cm/s en las estaciones cálidas, y velocidades en torno a los 5 cm/s en las estaciones frías. Estos resultados coinciden con el modelo de base, por ende es posible afirmar que al imponer los límites abiertos en el modelo, la velocidad del agua en el

lago no se ve afectada.

La Figura 4.17 presenta la magnitud de la velocidad horizontal en la superficie libre del lago Villarrica, resultados obtenidos por Felipe Galaz en su modelo hidrodinámico. En esta Figura, es posible observar que la circulación simulada en la superficie del lago es en dirección oeste.

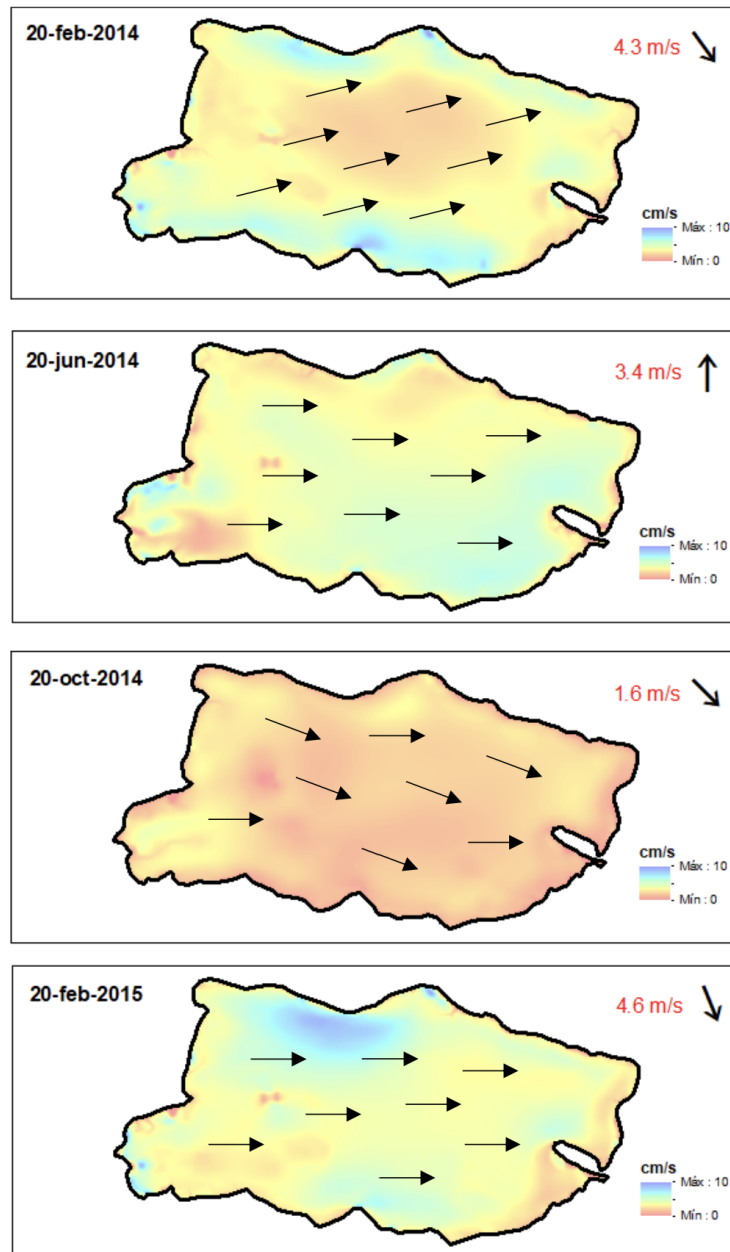


Figura 4.17: Magnitud de la velocidad horizontal en la superficie libre del lago Villarrica, donde los vectores indican la dirección del flujo superficial. Extraído de Felipe Galaz 2020 [19].

Dado que el modelo hidrodinámico se comporta según lo esperado, damos paso a la formulación e implementación del modelo de calidad del agua.

# Capítulo 5

## Modelo Calidad del Agua

Un modelo de calidad de agua del lago Villarrica es una herramienta que permite estimar la carga de nutrientes que ingresa al cuerpo de agua, analizar la tendencia de la concentración de nutrientes en el lago, y evaluar el impacto que tendrían ciertas medidas definidas en el Anteproyecto del Plan de Descontaminación.

En el capítulo anterior se presenta el modelo hidrodinámico tridimensional que simula el movimiento del agua en el lago, cuya descripción es necesaria para seguir la concentración de contaminantes. Sobre la base del modelo hidrológico es posible construir un modelo de calidad de agua, del cual se hablará en el presente capítulo.

En primer lugar, se presenta la metodología a seguir para el desarrollo del modelo de calidad de aguas. Luego, se presentan los antecedentes bibliográficos que permiten comprender los procesos básicos que ocurren en los ecosistemas que influyen en el destino de los contaminantes, ya sea en su transporte, ciclo biogeoquímico, persistencia y los efectos directos que tienen sobre organismos (por ejemplo la toxicidad). La importancia de presentar estos procesos radica en que a partir de su comprensión se definen las variables que permitan representar el comportamiento del lago en un modelo numérico tridimensional.

Posteriormente, se presenta la formulación y resolución del modelo de calidad de agua del lago Villarrica, junto a la proyección de la concentración de ortofosfato, amonio, nitrato, oxígeno disuelto y productores primarios en el lago.

Por último, se presentan los resultados obtenidos a partir del modelo, es decir, la distribución espacial de los compuestos seguidos en el modelo y las simulaciones de los escenarios del Plan de Descontaminación del lago Villarrica.

### 5.1. Metodología específica

Para la formulación del modelo de calidad de aguas fue necesario seleccionar las variables que describan la calidad de las aguas del lago, y los procesos químicos y biológicos involucrados. Para esto, se seleccionaron las sustancias y procesos descritos en la Tabla 5.1, lo cual será detallado en la sección 5.3. Tras definir las variables y procesos a considerar en el modelo, comienza la implementación de éste.

Tabla 5.1: Especies y procesos modelados en el modelo de calidad del agua del lago Villarrica.

Especie a modelar	Procesos
Oxígeno disuelto	Producción primaria neta
	Nitrificación
	Consumo de nutrientes por crecimiento algal
	Desnitrificación
Amonio	Reaireación
	Nitrificación
	Consumo de nutrientes por crecimiento algal
Nitrato	Liberación de nutrientes por mortalidad algal
	Desnitrificación
	Nitrificación
Fosfato	Consumo de nutrientes por crecimiento algal
	Sorción de fosfato
	Liberación de nutrientes por mortalidad algal
	Precipitación/Disolución de vivianita y apatita
Productores primarios	Producción primaria neta
	Mortalidad

El modelo de calidad de aguas del lago Villarrica se realizó mediante el uso combinado del módulo hidrodinámico Delft3D-FLOW y el módulo de calidad del agua Delft3D-WAQ. Éste último resuelve la ecuación de advección-difusión en cada celda de la grilla computacional predefinida y para una amplia gama de sustancias [69]. La ecuación requiere incluir términos de reacción que representan la aparición o desaparición de las especies en el lago por efecto de reacciones químicas o biológicas. La estructura de esta ecuación será presentada en la sección 5.5.2.

El software presenta una biblioteca de calidad del agua de términos de fuente y sumidero interrelacionados para representar los procesos de calidad del agua. El módulo Delft3D-WAQ obtiene la información de los campos de flujo del módulo Delft-FLOW, el cual calcula fenómenos de flujo y transporte no estacionarios resultantes de forzamientos meteorológicos y de mareas. El programa hace uso de las ecuaciones horizontales de cantidad de movimiento, la ecuación de continuidad y las ecuaciones de transporte para simular el transporte de materia y calor [54].

Los modelos de calidad de agua son contexto específicos, y para que el modelo pueda representar lo que ocurre en el lago Villarrica se deben definir condiciones de borde e iniciales acordes al problema. Para representar el aporte de nitrógeno y fósforo de las fuentes de contaminación descritas anteriormente en la sección 2.2 del Capítulo 2, se definen concentraciones de amonio, nitrato y ortofosfato en las entradas de agua del lago. Luego, se definen las condiciones iniciales a partir del promedio de los datos de las mediciones realizadas por las estaciones de monitoreo establecidas en la NSCA del lago Villarrica durante los meses

de verano del periodo de simulación. Las condiciones iniciales y de borde se presentan en la sección 5.5.3.

Tras seleccionar las variables y procesos a considerar en el modelo, fue necesario definir los coeficientes y constantes cinéticas de cada reacción. La definición numérica de estos parámetros se hizo mediante un proceso de calibración, el cual tiene como objetivo encontrar la mejor correlación entre los resultados simulados y las concentraciones medidas (ver sección 5.6.1). La diferencia entre los valores predichos y los valores observados se cuantifica mediante los índices de error RMSE y MAE.

Una vez que se han minimizado los índices de error y se alcanza un buen ajuste de parámetros, el modelo debe ser validado para su posterior uso. La validación consiste en una segunda comparación entre los resultados de modelación con datos experimentales de los años 2018 y 2019 con los parámetros fijos. Se usa un conjunto de datos experimentales distinto al utilizado en la calibración. Para validar el modelo se calculan los mismos índices de error que para la calibración (RMSE y MAE), y también se calcula el error cuadrático medio relativo (RRMSE). Tras comparar estos índices de error con aquellos obtenidos en otros modelos, se considera que el modelo de calidad del agua es válido para simular distintos escenarios. Los resultados obtenidos en la validación se presentan en la sección 5.6.2.

A continuación, se utiliza el modelo de calidad para simular el impacto que tendrá el cumplimiento de la norma de emisión de fosfato de las pisciculturas sobre la distribución espacial de la concentración de ortofosfato, nitrato, amonio y biomasa algal en el lago (ver sección 5.6.3). Finalmente se interpretan los resultados y se concluye al respecto.

### **5.1.1. Consideraciones para la elaboración de modelos de calidad del agua**

Los cuerpos lacustres de nuestro país poseen heterogeneidad climática y geográfica, presentando diferentes características dependiendo de la región donde se encuentran localizados. Un modelo que permita representar al lago Villarrica no tendrá necesariamente las mismas características que el modelo necesario para representar otro lago.

Para el estudio de cuerpos acuáticos en Chile, éstos se han clasificado en grupos que permitan diferenciar aspectos relevantes de su funcionamiento tales como latitud, altitud, usos, etc [77]. En la presente tesis se considera la clasificación de ecorregiones de agua dulce a nivel mundial propuesta por Abell y colaboradores (2008), la cual considera cinco ecorregiones en el territorio nacional; Altiplano, Atacama, Mediterránea, Lagos Valdivianos y Patagonia [78].

La ecorregión lagos Valdivianos se extiende desde la cuenca del Río Toltén hasta las cuencas e islas entre río Bueno y río Puelo, abarcando los lagos Villarrica por el norte, Llanquihue por el sur, e Isla de Chiloé. De acuerdo a la subclasificación desarrollada por Parra y colaboradores (2003) [77], dentro de la ecorregión se encuentran lagos Araucanos (Villarrica, Calafquén, Ranco, Llanquihue, Puyehue, Rupanco, etc.), Costeros (Budi) y de Chiloé (Cucao, Huillinco, Tarahuin, Popetán, Tepuhueico, etc.).

Los procesos bioquímicos considerados en el modelo y la metodología que se propone en el presente trabajo, busca ser de utilidad a la hora de elaborar modelos de calidad de aguas en lagos de características ambientales (clima, vegetación, hidrología) similares al lago Villarrica, es decir, lagos que puedan ser clasificados dentro de la ecorregión Lagos Valdivianos.

## 5.2. Eutrofización

El proceso de eutrofización es un fenómeno que ocurre de forma natural en eras geológicas a medida que los lagos reciben descargas de sedimentos. Sin embargo, las actividades humanas han acelerado la tasa y el alcance de la eutrofización mediante la descarga de nutrientes limitantes como nitrógeno y fósforo en los ecosistemas acuáticos.

Este fenómeno se caracteriza por la abundancia de biomasa y florecimiento de fitoplancton en la superficie de cuerpos de agua, disminuyendo la transparencia del agua y su calidad. Al disminuir la transparencia del agua el florecimiento algal limita la penetración de luz, lo cual obstaculiza el crecimiento de plantas acuáticas y altera el equilibrio ecosistémico.

Por otro lado, las altas tasas de fotosíntesis asociadas a la eutrofización pueden agotar el carbono inorgánico disuelto y elevar el pH a niveles extremos durante el día. El pH elevado puede, a su vez, afectar a los organismos que dependen de la percepción de señales químicas disueltas para su supervivencia, al afectar sus capacidades quimiosensoriales. Cuando las densas floraciones de fitoplancton mueren, la descomposición microbiana agota el oxígeno disuelto, creando una zona hipóxica que carece del oxígeno necesario para sustentar la vida de los organismos que habitan en ella. La Figura 5.1 presenta un esquema de un lago en equilibrio ecosistémico y un lago eutrofizado.

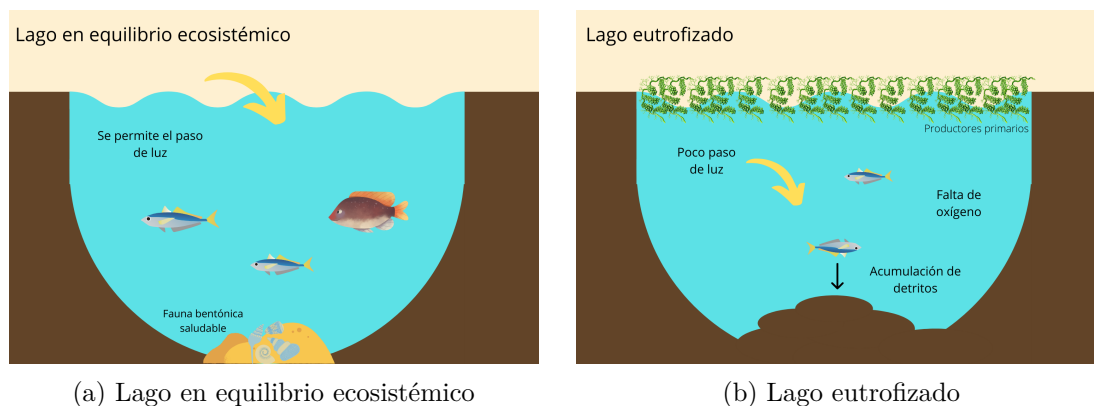


Figura 5.1: Esquema de lago en equilibrio ecosistémico y lago eutrofizado.

El factor limitante para los procesos biológicos en la gran mayoría de los lagos es el fósforo. Este elemento está presente en lagos en su forma disuelta o particulada. El fósforo disuelto es una fuente de nutrientes para el fitoplancton, mientras que el fósforo particulado es absorbido por partículas sólidas ya sean minerales fosfatados, detritos o materia orgánica acumulada en flujos sedimentarios [79]. Cabe destacar que el fenómeno de eutrofización está fuertemente condicionado por la hidrodinámica del cuerpo de agua, ya que ésta determina el transporte y acumulación del fitoplancton y de los nutrientes que permiten su acumulación. A su vez, la distribución de temperatura definirá la estratificación del lago que determina el





comportamiento del cuerpo de agua.

El florecimiento algal es una respuesta extrema del ecosistema lacustre a la eutrofización. Para el control de la eutrofización se deben controlar las fuentes de contaminación, y tomar medidas de restauración ecológica y de gestión en la cuenca hidrográfica. El objetivo de la restauración ecológica de un lago eutrófico es cambiar el ecosistema de un estado dominado por el fitoplancton a un estado dominante por los macrófitos.

Todos los lagos tienen distintas características ambientales y ecosistémicas, por ende las medidas de control de eutrofización deben ser seleccionadas en base a los distintos ecosistemas y problemas medioambientales que presente cada lago en específico.

El índice de Smith determina el estado trófico de un cuerpo de agua en base a la concentración de clorofila a, transparencia o disco Secchi (SD), concentración de nitrógeno y fósforo [80]. La concentración de clorofila y la transparencia son indicadores directos del estado trófico del lago, mientras que las concentraciones de fósforo y nitrógeno permiten confirmar y explicar el fenómeno observado al ser factores que limitan el crecimiento algal. La Tabla 5.2 presenta los rangos de concentraciones de distintos parámetros según clasificación de estado trófico propuesta por Smith et al. (1999).

Tabla 5.2: Rangos de concentraciones de distintos parámetros según clasificación de estado trófico propuesta por Smith et al. (1999).

Clase	Estado Trófico	Fósforo total ( $\mu g/l$ )	Nitrógeno total ( $\mu g/l$ )	Clorofila a ( $\mu g/l$ )	Transparencia SD (m)
	Oligotrofia	<10	<350	<3,5	>4
	Mesotrofia	10-30	350-650	3,5-9	2-4
	Eutrofia	30-100	650-1200	9-25	1-2
	Hipereutrofia	>100	>1200	>25	>1

Los términos oligotrófico, mesotrófico y eutrófico corresponden a sistemas que reciben aportes bajos, intermedios y altos de nutrientes. Hipertrófico es el término utilizado para los sistemas que reciben un exceso de aportes de nutrientes [80].

En particular, el lago Villarrica, presenta una condición oligo-mesotrófica para el periodo estacional verano y primavera para toda la columna de agua desde el año 2017 [81].

### 5.3. Variables que afectan la calidad del agua de un Sistema Lacustre

Con el propósito de describir el comportamiento del lago Villarrica mediante un modelo de calidad del agua, es necesario describir y caracterizar los principales procesos que tienen lugar en el lago. Por esta razón, en la presente sección se describirán las variables que afectan la calidad del agua de un sistema lacustre, junto a los procesos asociados a cada una de ellas. Se presentarán los ciclos de nutrientes que influyen en la progresión de un estado oligotrófico a uno de mayor productividad (fósforo y nitrógeno), además de otras variables tales como oxígeno disuelto y productores primarios.

### 5.3.1. Fósforo

El fósforo es un nutriente esencial para todas las formas de vida en la tierra. Este elemento posee un rol fundamental en las reacciones bioquímicas que involucran al material genético (DNA, RNA), en las reacciones de transferencia de energía (ATP, ADP), y en el soporte estructural de los organismos que otorgan las membranas celulares (fosfolípidos) y los huesos (hidroxiapatita). Los organismos fotosintéticos, que constituyen la base de la cadena alimenticia tanto en ecosistemas terrestres como acuáticos, utilizan fósforo disuelto (y otros nutrientes esenciales) para la construcción de sus tejidos utilizando energía solar [82].

El fósforo presente en rocas, suelos y sedimentos no se encuentra directamente disponible para ser utilizado por organismos vivos. La conversión de formas no disponibles de fósforo a ortofosfatos ocurre mediante reacciones bioquímicas y geoquímicas que forman parte del ciclo del fósforo [79].

En sistemas terrestres el fósforo reside en rocas, suelos y organismos vivos (biomasa). La erosión de rocas continentales es la principal fuente de fósforo de origen natural para los suelos que sustentan vegetación. La erosión de fósforo de las rocas ocurre mediante la disolución de minerales fosfatados tales como la apatita ( $Ca_{10}(PO_4)_6(OH, F, Cl)_2$ ). El fósforo solubilizado mediante la erosión es utilizado por plantas terrestres y posteriormente devuelto al suelo mediante procesos de descomposición [83].

Las concentraciones de fosfato en el suelo se mantienen en bajos niveles debido a la adsorción de fósforo llevada a cabo por compuestos presentes en el suelo como hierro férrico y oxihidróxidos de aluminio [84]. El proceso de adsorción de fósforo es fundamental para controlar la biodisponibilidad de fósforo en el suelo.

Cambios sistemáticos ocurren en la disponibilidad y especiación del fósforo en el desarrollo del suelo. En etapas iniciales, el fósforo está presente como minerales (apatita), luego que la reserva de apatita ha disminuido, la fracción de minerales secundarios y compuestos fosfatados orgánicos aumenta. En etapas tardías del desarrollo de suelo el fósforo es dividido entre minerales refractados y fósforo orgánico [83] [79].

El fósforo es transportado de la tierra al océano principalmente mediante ríos. También la filtración de agua subterránea a distintos cuerpos de agua es una fuente importante de fósforo, pero indocumentada en relación a otras fuentes [83].

En la mayor parte de lagos y mares los factores que determinan la extensión de la biomasa son la disponibilidad de fosfatos y la intensidad de radiación solar que recibe el cuerpo de agua [82]. El ortofosfato ( $PO_4^{3-}$ ) que ingresa al sistema acuático posee una rápida asimilación a la biomasa existente, en especial al fitoplancton (que tiene la capacidad de absorber y acumular este nutriente para su posterior uso). Una vez absorbido por el fitoplancton, el fosfato avanza por la cadena alimenticia a través de diversas especies. Una fracción del fosfato en sistemas acuáticos se acumula en el sedimento del lago (la fracción varía de acuerdo al lago en cuestión). En estaciones del año calurosas es la luz solar la cual promueve el florecimiento algal, mientras que en otoño el fosfato proveniente del hipolimnio llega a la superficie del lago generando un nuevo proceso de florecimiento. En caso de que el lago posea un suministro constante de agua



con altas concentraciones de fósforo, el florecimiento algal será un fenómeno constante. El fosfato del fitoplancton se puede absorber y liberar rápidamente. Al morir las algas el fosfato se reintegra al agua (el fosfato orgánico puede ser reutilizado por otras algas). Una fracción del fosfato liberado será acumulado en el fondo del lago como materia orgánica detrítica, mientras que otra fracción es utilizada como alimento [46]. La Figura 5.2 muestra de forma simplificada en ciclo del fósforo en sistemas acuáticos.

El fosfato se acumula en el fondo del lago donde puede permanecer por millones de años dependiendo del engrosamiento de la capa de sedimento. El fosfato en la capa superior de sedimento puede volver al agua mediante organismos descomponedores. También ciertas formas de fosfatos orgánicos pueden formar compuestos estables con metales, y así se evita su retorno al agua.

Cuando el cuerpo de agua se encuentra estratificado, la capa inferior puede estar anaeróbica y ligeramente ácida. Estas condiciones facilitan la conversión del fosfato en el sedimento a fosfato en solución; reducción de  $FePO_4$  insoluble a  $Fe_3(PO_4)_2$ , y  $CaHPO_4$  insoluble se acidifica a  $Ca(H_2PO_4)_2$  soluble [46]. Bajo estas condiciones la liberación de fosfato desde los sedimentos es mayor que la asimilación de fosfato del sedimento. Por este motivo la capa superior de sedimento de un lago eutrófico puede contener la suficiente concentración de fosfato para mantener el lago en esa condición trófica.

El impacto humano en el ciclo global del fósforo ha sido sustancial en los últimos años. La producción y uso de fertilizantes en cultivos agrícolas ha causado una serie de efectos perjudiciales para el medio ambiente, tales como la eutrofización de recursos de agua dulce, degradación del suelo y expansión de “zonas muertas” costeras [84] [85].

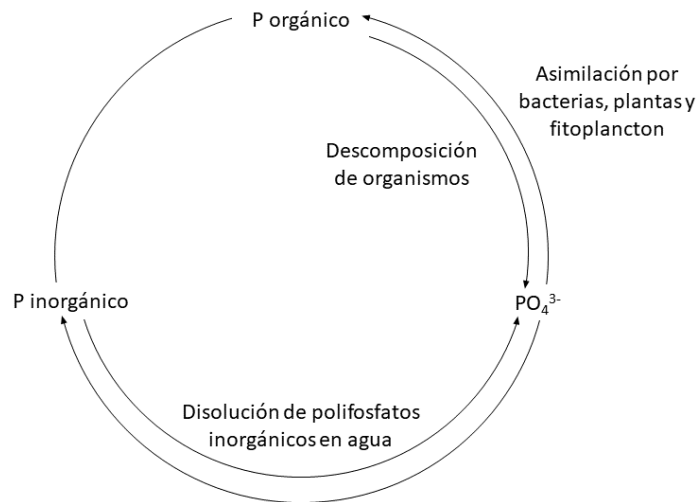


Figura 5.2: Ciclo del Fósforo. Elaboración propia en base a Bruning 2018 [22].

En el modelo de calidad del agua del lago Villarrica, se simulará la concentración de ortofosfato ( $PO_4^{3-}$ ), ya que este es el principal compuesto fosfatado presente en el agua.

El balance de masa para ortofosfato considera los procesos mencionados en la ecuación 5.1.

$$\frac{\partial PO_4}{\partial t} = \text{transporte advectivo} + \text{transporte difusivo} \pm \text{sorción} \pm \text{precipitación/disolución} \\ - \text{producción primaria} + \text{autólisis} \quad (5.1)$$

Los procesos que forman parte de la ecuación anterior se describen a continuación.

El fosfato ingresa a la columna de agua por procesos de transporte advectivo y difusivo. Los términos asociados al transporte advectivo (ecuación 5.2) y difusivo (ecuación 5.3) serán descritos y explicados más adelante en la sección 5.5.2.

$$\bar{v}\nabla C_i \quad (5.2)$$

Transporte advectivo

$$D\nabla^2 C_i \quad (5.3)$$

Transporte difusivo

Donde:

- $C_i$ : concentración especie i
- $\bar{v}$ : velocidad del medio (agua)
- D: coeficiente de difusión del compuesto en el medio

Para cada una de las especies a modelar, el transporte advectivo y difusivo se representa de manera análoga.

El término sorción de la ecuación 5.1 incluye los procesos de adsorción y desorción de fosfato. El fosfato disuelto en la columna de agua se adsorbe en el sedimento gracias a algunos hidróxidos presentes en ellos. La adsorción de fosfato es un proceso físico químico que depende (entre otras variables), del pH del medio. Un aumento de pH puede provocar la desorción de fosfato desde los sedimentos suspendidos a la columna de agua. Es por esto que el término sorción en la ecuación 5.1 puede ir acompañado de un signo positivo o negativo. La tasa asociada a este proceso se describe en la ecuación 5.4.

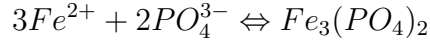
$$R_{sorp} = k_{sorp} \times (C_{PO_{4ae}} - C_{PO_{4a}}) \quad (5.4)$$

Donde:

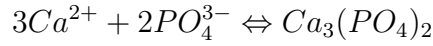
- $R_{sorp}$ : tasa de adsorción o desorción [ $gPm^{-3}d^{-1}$ ]
- $k_{sorp}$ : tasa de reacción de sorción [ $d^{-1}$ ]

- $C_{PO_4ae}$ : concentración de equilibrio de fosfato adsorbido [ $gPm^{-3}$ ]
- $C_{PO_4a}$ : concentración de fosfato adsorbido después del intervalo temporal anterior [ $gPm^{-3}$ ]

El término precipitación/disolución de la ecuación 5.1 se refiere a los procesos de precipitación y disolución de los minerales vivianita o apatita. En condiciones reductoras el fosfato puede precipitar con hierro formando vivianita ( $Fe_3(PO_4)_2$ ), la cual es termodinámicamente inestable en condiciones oxidantes. En presencia de oxígeno disuelto el hierro presente en la vivianita se oxida, lo cual lleva a la posterior disolución de vivianita. El equilibrio de precipitación y disolución de vivianita se puede describir con la siguiente ecuación de reacción:



Con respecto al mineral apatita, la tasa de precipitación tendrá una cinética de primer orden, con la diferencia entre la concentración de fosfato disuelto y la concentración de equilibrio de fosfato disuelto como fuerza motriz. La tasa de disolución dependerá del grado de subsaturación, así como de la concentración de apatita. El equilibrio de precipitación y disolución de apatita se puede describir con la siguiente ecuación de reacción:



Las tasas de precipitación y disolución para vivianita y apatita son:

$$\begin{aligned} R_{prc_1} &= k_{prc_1} \times (C_{PO_4} - C_{PO_4e,1}) \\ R_{sol_1} &= k_{sol_1} \times C_{PO_4pr,1} \times Cox \\ R_{prc_2} &= k_{prc_2} \times (C_{PO_4} - C_{PO_4e,2}) \\ R_{sol_2} &= k_{sol_2} \times C_{PO_4pr,2} \times Cox \end{aligned} \quad (5.5)$$

Donde:

- $Cox$ : concentración de oxígeno disuelto [ $gO_2/m^3$ ]
- $C_{PO_4}$ : concentración de fosfato disuelto [ $gP/m^3$ ]
- $C_{PO_4e}$ : concentración de equilibrio de fosfato disuelto [ $gP/m^3$ ]
- $C_{PO_4pr}$ : concentración de fosfato precipitado [ $gP/m^3$ ]
- $k_{prc}$ : tasa de reacción de precipitación [ $d^{-1}$ ]
- $k_{sol}$ : tasa de reacción de disolución [ $m^3gO_2^{-1}d^{-1}$ ]
- $R_{prc}$ : tasa de precipitación [ $gPm^{-3}d^{-1}$ ]
- $R_{sol}$ : tasa de disolución [ $gPm^{-3}d^{-1}$ ]
- subíndice 1 indica vivianita y 2 indica apatita

Los productores primarios consumen nutrientes para aumentar su biomasa. La tasa que especifica la cantidad de fosfato consumido por los productores primarios se especifica en la

ecuación 5.6 y depende de la tasa de producción primaria neta de los organismos fotosintéticos considerados (ecuación 5.7).

$$Rcns_{ph} = Rnp \times aph \quad (5.6)$$

$$Rnp = knp \times Calg \quad (5.7)$$

Donde:

- $Rcns_{ph}$ : tasa de consumo para ortofosfato [ $gPm^{-3}d^{-1}$ ]
- $Rnp$ : tasa de producción primaria neta (producción primaria bruta menos respiración) [ $gCm^{-3}d^{-1}$ ]
- $aph_i$ : constante estequiométrica de ortofosfato sobre carbono en la biomasa algal [ $gP/gC$ ]
- $knp$ : constante cinética de producción primaria neta [ $d^{-1}$ ]
- $Calg$ : concentración de biomasa algal [ $gCm^{-3}$ ]

Autólisis es el proceso mediante el cual parte de los nutrientes consumidos por los microorganismos fotosintéticos son liberados a la columna de agua en forma de nutrientes inorgánicos disueltos cuando mueren. La otra parte de los nutrientes se libera al medio como materia orgánica detrítica la cual puede estar en forma disuelta o particulada. Este proceso se incluye en el balance de masa del ortofosfato representado por la ecuación 5.8.

$$Raut_{ph} = Raut \times aph \quad (5.8)$$

Donde:

- $Raut_{ph}$ : tasa de autólisis para fosfato [ $gPm^{-3}d^{-1}$ ]
- $Raut$ : tasa de autólisis para la biomasa algal muerta [ $gCm^{-3}d^{-1}$ ]
- $aph$ : constante estequiométrica de fosfato sobre carbono en la biomasa algal [ $gP/gC$ ]

Considerando los procesos anteriores, el balance de masa para el ortofosfato en el lago Villarrica se plantea a continuación (5.9):

$$\frac{\partial C_{PO_4}}{\partial t} = \bar{v}\nabla C_{PO_4} + D\nabla^2 C_{PO_4} \pm R_{sorp} \pm R_{sol_{1,2}}/R_{prc_{1,2}} - Rcns_{ph,i} + Raut_{ph,i} \quad (5.9)$$

La especie ortofosfato puede ingresar al lago de diversas maneras, ya sea por sus afluentes (río Pucón y cursos de agua en la ribera Sur), mineralización de materia orgánica, o mediante la difusión de sustancias disueltas entre la columna de agua y el agua intersticial en el sedimento. Los procesos asociados a los sedimentos y a la mineralización de materia orgánica no serán considerados en la modelación dada la escasez de datos sobre su concentración en el lago. Por otro lado, las cargas de fosfato que ingresan a la columna de agua por los afluentes del lago Villarrica serán incorporadas al modelo como condiciones de borde.

La Figura 5.3 muestra los procesos que forman parte del balance de masa de ortofosfato en el lago Villarrica. Las flechas rojas del esquema representan los procesos descritos anteriormente, mientras que la flecha negra representa la entrada de ortofosfato en los límites del dominio volumétrico que representa al lago Villarrica.

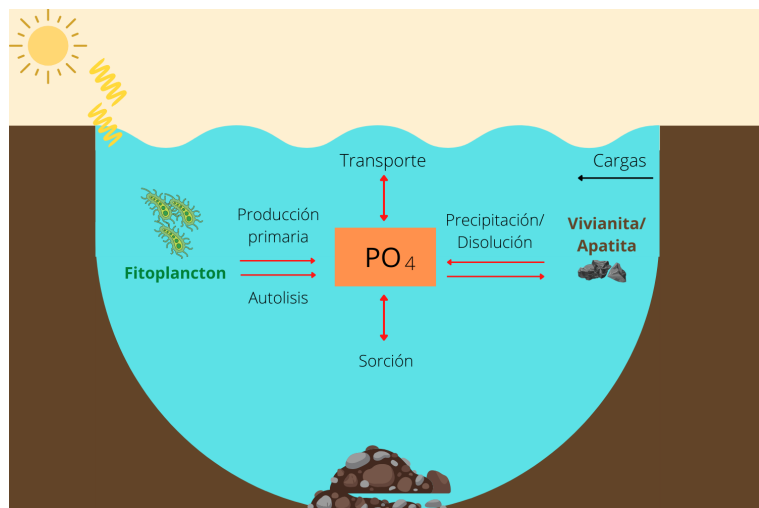


Figura 5.3: Esquema balance de masa Fosfato. Elaboración propia

### 5.3.2. Nitrógeno

El nitrógeno es el cuarto elemento más abundante en la biomasa celular, y es el elemento que se encuentra en mayor proporción en la atmósfera terrestre. Este compuesto forma parte de proteínas y ácidos nucleicos y es esencial para el desarrollo de la vida en la Tierra. El intercambio entre dinitrógeno gaseoso inerte ( $N_2$ ) en la atmósfera y nitrógeno reactivo (compuestos nitrogenados que participan en el metabolismo y crecimiento celular) es controlado por actividad microbiana.

Previo a la industrialización la gran mayoría de los compuestos nitrogenados en la biosfera eran generados y reciclados por microorganismos, sin embargo, tras la revolución industrial aumentó considerablemente la productividad de cultivos agrícolas, fertilizantes químicos, y de otras fuentes antropogénicas de nitrógeno, excediendo sobremanera las contribuciones naturales de este nutriente desencadenando una degradación ambiental sin precedentes [86].

El ciclo del nitrógeno puede ser dividido en cinco flujos principales de transformación; amonificación, nitrificación, desnitrificación, anammox (una forma de acople entre nitrificación y desnitrificación), e interconversión de nitrito y nitrato. Los procesos generales de mineralización de materia orgánica y asimilación llevados a cabo por mecanismos celulares, completan el movimiento de nitrógeno reactivo a través de la biosfera [87] [88]. A continuación se describen los principales procesos que forman parte del ciclo del nitrógeno.

#### Amonificación

La fijación de nitrógeno es una de las dos versiones de amonificación existentes, y es llevada a cabo por bacterias y arqueas que sintetizan complejos enzimáticos de nitrogenasa. Este proceso es extremadamente sensible al oxígeno por lo cual requiere de microorganismos para

desarrollar mecanismos de protección (desacoplamiento espacial, desacoplamiento temporal, respiración rápida de  $O_2$ , o maximización de la síntesis y recambio de nitrogenasa). El amonio producido en la fijación de nitrógeno es asimilado como biomasa o es consumido en la respiración aeróbica o anaeróbica de microorganismos oxidantes de amoníaco. Esta reacción ocurre en comunidades microbianas activas en el ciclo del nitrógeno o en células individuales, como en bacterias metanotróficas nitrificantes, fijadoras de nitrógeno [89].

La segunda versión de la amonificación es llevada a cabo por organismos del reino bacteria y fungi, y consiste en las reacciones de reducción anaeróbica asimilatoria (anaerobic assimilatory nitrite reduction to ammonium - ANRA) y disimilatoria (dissimilatory nitrite reduction to ammonium - DNRA) de nitrito a amonio. Este proceso puede estar relacionado a la reducción de nitrato a nitrito a nivel celular o entre organismos en un consorcio microbiano [89]. La química entre ambas reacciones (ANRA y DNRA) es idéntica, pero las reacciones involucradas en el proceso ANRA son facilitadas por nitrito reductasas.

### Nitrificación

El proceso de nitrificación involucra tres conjuntos de microorganismos diferentes [90]:

1. Oxidantes de amonio que oxidan amonio a nitrato
2. Oxidantes de nitrito que oxidan nitrito a nitrato
3. Oxidantes de amonio completo que oxidan el amonio completamente a nitrato

Los conjuntos 2 y 3 incluyen microorganismos quimiolitotróficos (capaces de utilizar compuestos inorgánicos reductores como fuente de energía) que pueden utilizar nitrito y amonio como fuentes de energía y agentes reductores en el crecimiento celular.

Los nitritos y nitratos producidos mediante reacciones aeróbicas en el proceso de nitrificación pueden ser respiradas de forma anaeróbica, o el amonio resultante puede ser asimilado [89].

### Desnitrificación

La desnitrificación describe el proceso de respiración anaeróbica de nitrito ( $NO_2^-$ ), óxido nítrico ( $NO$ ) y óxido nitroso ( $N_2O$ ) a  $N_2$ . Los microorganismos heterótrofos que pueden acoplar directamente estas tres reacciones y realizar la desnitrificación de  $NO_3^-$  a  $N_2$  se denominan denitrificadores clásicos o canónicos. Muchas bacterias y arqueas poseen inventarios denitrificadores incompletos lo cual puede conducir a la liberación de gases como  $NO$  y  $N_2O$  al ambiente, no consumiendo por completo el  $NO_3^-$  [90]. Este grupo también incluye las bacterias quimiolitotróficas que reducen aeróbicamente  $NO_2^-$  a  $N_2O$ . Eucariotas del reino fungi y protista son capaces de reducir  $NO_2^-$  o  $NO_3^-$  a  $N_2O$  o  $N_2$  respectivamente.

Dentro del proceso de desnitrificación, una bacteria metanotrófica consume y utiliza el metano como fuente de energía, carbono, y agente reductor, y reduce  $NO_2^-$  a  $N_2$  expresando una dismutasa de óxido nítrico [89].

### Annamox (Oxidación anaeróbica de amonio)

Este proceso utiliza las moléculas disponibles de  $NO_2^-$  y amonio ( $NH_4^+$ ) para formar  $N_2$  mediante los intermediarios  $NO$  e hidracina ( $N_2H_4$ ) (sin producir  $N_2O$ ). Este proceso es reali-

zado por bacterias Brocadiaceae que poseen un organelo especializado llamado anamoxosoma [89].

Resumen reacciones ciclo del nitrógeno

1. Reducción de dinitrógeno
2. Reducción disimilatoria de nitrito a amonio (DNRA)
3. Oxidación de amonio a nitrito
4. Oxidación de nitrito a nitrato
5. Reducción de nitrato a nitrito
6. Nitrógeno óxido gasificación
7. Nitrificación y desnitrificación acoplada

Las reacciones descritas anteriormente se encuentran esquematizadas en la Figura 5.4.

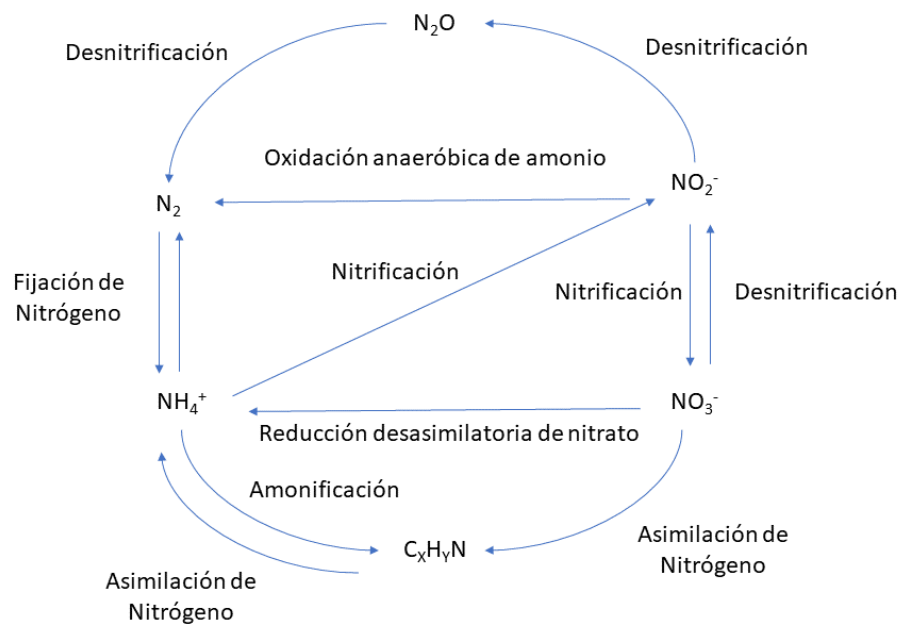


Figura 5.4: Ciclo del Nitrógeno. Elaboración propia en base a [87].

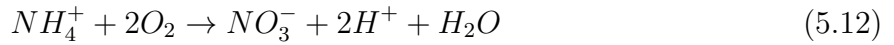
Los compuestos inorgánicos nitrogenados a considerar en la modelación serán nitrato ( $NO_3^-$ ) y amonio ( $NH_4^+$ ). Los balances de masa para estas especies se señalan a continuación:

$$\frac{\partial NO_3}{\partial t} = \text{transporte advectivo} + \text{transporte difusivo} + \text{nitrificación} \\ - \text{desnitrificación} - \text{producción primaria} \quad (5.10)$$

$$\frac{\partial NH_4}{\partial t} = \text{transporte advectivo} + \text{transporte difusivo} - \text{nitrificación} \\ - \text{producción primaria} + \text{autólisis} \quad (5.11)$$

Los procesos que forman parte del balance de masa para ambas ecuaciones (5.10 y 5.11) serán descritos a continuación.

El proceso de nitrificación puede ser descrito como una serie de reacciones químicas consecutivas. La reacción química general de este proceso es:



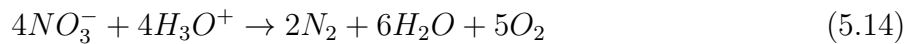
La tasa de nitrificación se representa con la ecuación 5.13, en la cual se suma la tasa de nitrificación de orden cero ( $k_0$ nit) más la multiplicación de la constante cinética de la reacción por el factor cinético para el amonio y por el factor cinético para el oxígeno disuelto.

$$R = k_0 + k \times \left( \frac{C_{am}}{K_{sam} + C_{am}} \right) \times \left( \frac{C_{ox}}{K_{sox} + C_{ox}} \right) \quad (5.13)$$

Donde:

- $R$ : tasa de nitrificación [ $gNm^{-3}d^{-1}$ ]
- $k_0$ : tasa de nitrificación de orden cero [ $gNm^{-3}d^{-1}$ ]
- $k$ : constante cinética [ $gNm^{-3}d^{-1}$ ]
- $C_{am}$ : concentración de amonio disuelto [ $gNm^{-3}$ ]
- $K_{sam}$ : constante de saturación media para el amonio [ $gNm^{-3}$ ]
- $C_{ox}$ : concentración de oxígeno disuelto [ $gO_2m^{-3}$ ]
- $K_{sox}$ : constante de saturación media para el oxígeno [ $gO_2m^{-3}$ ]

La reacción química general del proceso de desnitrificación es:



La tasa de desnitrificación se representa mediante la siguiente ecuación:



$$Rden = k0den + kden \times \left( \frac{Cni}{Ks + Cni} \right) \times fox \quad (5.15)$$

$$fox = \begin{cases} 1 - \frac{Cox}{Ksox+Cox} & \text{si } Cox \geq 0 \\ 1 & \text{si } Cox < 0 \end{cases} \quad (5.16)$$

Donde:

- Rden: tasa de desnitrificación [ $gNm^{-3}d^{-1}$ ]
- k0den: tasa desnitrificación de Michaelis-Menten [ $gNm^{-3}d^{-1}$ ]
- kden: constante cinética [ $gNm^{-3}d^{-1}$ ]
- fni: factor cinético para el amonio [-] o [ $gNm^{-3}d^{-1}$ ]
- fox: factor cinético para el oxígeno disuelto [-]
- Cni: concentración de nitrato disuelto [ $gNm^{-3}$ ]
- Ks: constante de saturación media [ $gNm^{-3}$ ]
- Cox: concentración de oxígeno disuelto [ $gO_2m^{-3}$ ]
- Ksox: constante de saturación media para el oxígeno [ $gO_2m^{-3}$ ]

El consumo de amonio y nitrato por parte de los productores primarios se representa con las ecuaciones 5.17 y 5.18 respectivamente.

$$Rcns_{am,i} = Rnp \times an_i \times fam \quad (5.17)$$

$$Rcns_{ni,i} = Rnp \times an_i \times (1 - fam) \quad (5.18)$$

Donde:

- $Rcns_{am,i}$ : tasa de consumo de amonio [ $gNm^{-3}d^{-1}$ ]
- $Rcns_{ni,i}$ : tasa de consumo de nitrato [ $gNm^{-3}d^{-1}$ ]
- $an_i$ : constante estequiométrica para amonio/nitrato sobre carbono en biomasa algal [ $gN/gC$ ]
- fam: fracción de amonio en los nutrientes nitrogenados consumidos [-]

Se toma como supuesto que el amonio es el único compuesto nitrogenado liberado a la columna de agua por autólisis. La ecuación 5.19 representa este proceso.

$$Raut_{am,i} = Raut_i \times an_i \quad (5.19)$$

Donde:

- $Raut_{am,i}$ : tasa de autólisis amonio [ $gNm^{-3}d^{-1}$ ]

- $an_i$ : constante estequiométrica para amonio/nitrato sobre carbono en biomasa algal [ $gN/gC$ ]

Tomando lo anterior en consideración, los balances de masa para las especies nitrato y amonio se plantean en las ecuaciones 5.20 y 5.21 respectivamente:

$$\frac{\partial NO_3}{\partial t} = \bar{v}\nabla Cni + D\nabla^2 Cni + R - Rden - Rcns_{ni,i} \quad (5.20)$$

$$\frac{\partial NH_4}{\partial t} = \bar{v}\nabla Cam + D\nabla^2 Cam - R - Rcns_{am,i} + Raut_{ph,i} \quad (5.21)$$

Las Figuras 5.5 y 5.6 representan los balances de masa para nitrato y amonio respectivamente. En ambas Figuras, las flechas rojas representan cada uno de los procesos del balance de masa mientras que las flechas negras representan las entradas de ambas especies en los límites del dominio volumétrico que representa al lago.

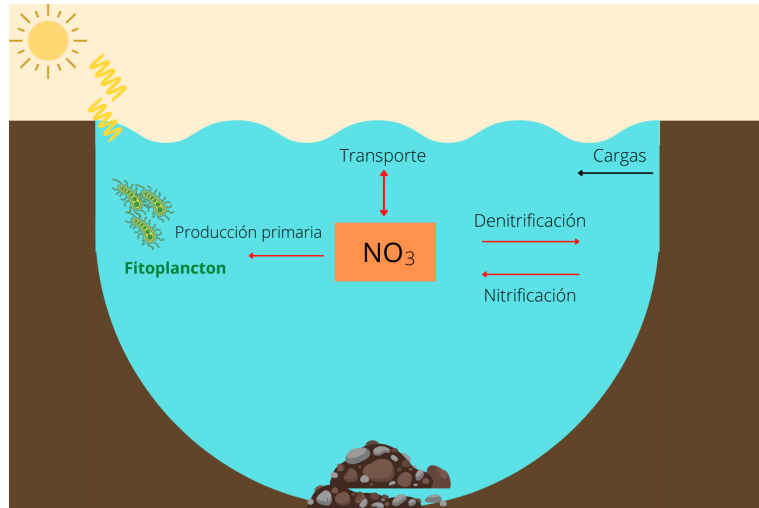


Figura 5.5: Esquema balance de masa Nitrato. Elaboración propia.

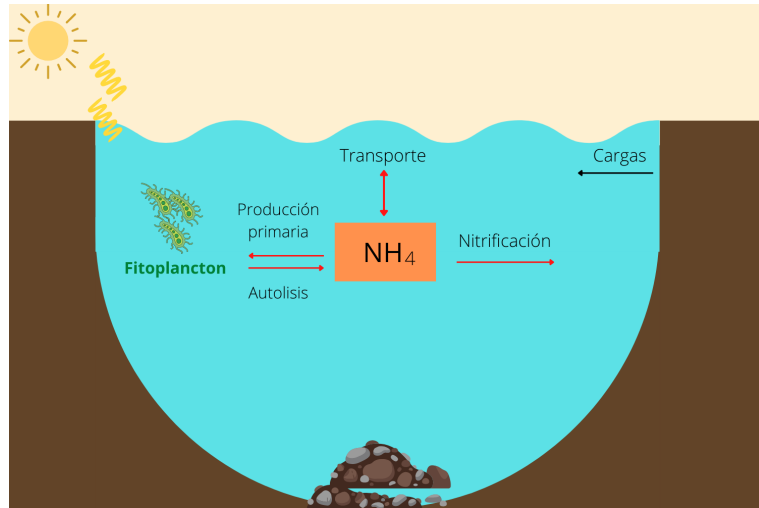


Figura 5.6: Esquema balance de masa Amonio. Elaboración propia.

### 5.3.3. Oxígeno

El oxígeno es un parámetro fundamental para analizar y comprender el estado de cuerpos de agua, al ser esencial para su metabolismo y para los organismos que lo habitan [91].

Las tasas de suministro de oxígeno disuelto de la atmósfera y de los organismos fotosintéticos, y la distribución hidromecánica del oxígeno, son contrarrestadas por el metabolismo de la biota y las reacciones químicas abióticas que ocurren en el sistema lacustre [17]. El oxígeno disuelto en el cuerpo de agua está fuertemente relacionado con el destino de la materia orgánica mediante la siguiente reacción:



La ecuación anterior es la reacción de fotosíntesis simplificada, donde organismos autótrofos forman materia orgánica y oxígeno disuelto a partir de  $CO_2$  y  $H_2O$ . La reacción inversa donde se forma  $CO_2$  y  $H_2O$ , recibe el nombre de respiración celular y es mediada por microorganismos.

El oxígeno disuelto es consumido a medida que la materia orgánica se oxida. La reposición de oxígeno o reaireación desde la atmósfera no puede igualar el consumo de oxígeno disuelto hasta que los niveles de materia orgánica en el cuerpo de agua sean mínimos [92].

El proceso de reaireación es una fuente importante de oxígeno disuelto en la columna de agua. Que este proceso ocurra o no dependerá de la diferencia entre la concentración de oxígeno disuelto en el agua y la concentración de saturación a temperatura y salinidad ambiente. Si la concentración de oxígeno disuelto en el agua es menor que la concentración de saturación, el agua está insaturada y el oxígeno entrará a la columna de agua por la atmósfera. Por el contrario, si la concentración de oxígeno disuelto es mayor que la concentración de saturación, el agua estará sobresaturada y el oxígeno saldrá de la columna de agua a la atmósfera. Si el cuerpo de agua se encuentra estratificado, el hipolimnion no tendrá contacto

con la atmósfera por lo cual el oxígeno puede agotarse al no ser reabastecido. La disminución de concentración de oxígeno en cuerpos de aguas es una de las mayores problemáticas de calidad de agua que surgen de la estratificación [93] [94].

El oxígeno disuelto está involucrado en una serie de reacciones bioquímicas de oxidación, sin embargo, entre ellas el modelo de calidad de aguas solo representará la oxidación de amonio a nitrato.

La materia orgánica en cuerpos de agua incluye una gran variedad de compuestos orgánicos presentes en concentraciones mínimas y difíciles de aislar e identificar. Por este motivo se utilizan parámetros como la demanda bioquímica de oxígeno para estimar la concentración de materia orgánica presente en una muestra, o en este caso en el lago.

La demanda bioquímica de oxígeno o DBO es un parámetro que mide la concentración de oxígeno utilizado por los microorganismos para degradar la materia orgánica en condiciones aeróbicas. El parámetro de demanda bioquímica de oxígeno más utilizado es la  $DBO_5$ , donde se mide la tasa de consumo de oxígeno en un período de 5 días a  $20^\circ C$  [95] [92].

El balance de masa para el oxígeno disuelto está dado por la siguiente ecuación:

$$\frac{\partial \text{Oxígeno disuelto}}{\partial t} = \text{transporte advectivo} + \text{transporte difusivo} + \text{producción primaria neta} - \text{nitrificación} + \text{desnitrificación} \quad (5.23)$$

Con respecto al balance de masa del oxígeno disuelto, las tasas de nitrificación y desnitrificación son las mismas que para el caso de los compuestos nitrogenados (sección 5.3.2). Además, los términos asociados al transporte advectivo y difusivo son análogos a las especies mencionadas anteriormente (nitrato, amonio y ortofosfato) y su explicación detallada se encuentra en la sección 5.5.2. Por último, el término asociado a la producción primaria neta, y otros procesos relevantes en los límites del dominio volumétrico que representa al lago se definen a continuación.

Los productores primarios son microorganismos fotosintéticos que producen oxígeno. Los procesos asociados a los productores primarios serán explicados en la siguiente sección 5.3.4. La tasa de producción de oxígeno se plantea de esta forma:

$$Rprd_{ox} = \left( \left( \frac{an_i}{an_i + adn_i} \right) \times Rnp + Raut \right) \times aox_i \quad (5.24)$$

Donde:

- $Rprd_{ox}$ : tasa de producción primaria neta para oxígeno disuelto [ $gO_2m^{-3}d^{-1}$ ]
- $an_i$ : constante estequiométrica para amonio/nitrato sobre carbono en biomasa algal [ $gN_2/gC$ ]
- $adn_i$ : constante estequiométrica para nitrógeno detrítico sobre carbono en biomasa algal [ $gN_2/gC$ ]
- $Rnp_i$ : tasa de producción primaria neta [ $gCm^{-3}d^{-1}$ ]

- $R_{aut_i}$ : tasa de autólisis para biomasa algal muerta [ $gCm^{-3}d^{-1}$ ]
- $aox_i$ : constante estequiométrica para oxígeno sobre carbono en biomasa algal [ $gO_2/gC$ ]

La ecuación 5.24 requiere conocer las tasas de producción primaria neta 5.25 y de autólisis 5.3.3:

$$\begin{aligned} R_{aut_i} &= f_{aut_i} \times R_{mrt_i} \\ R_{np} &= k_{np} \times C_{alg} \end{aligned} \quad (5.25)$$

La reaireación es el proceso de intercambio de oxígeno disuelto entre el agua y el aire. Es un proceso que afecta sólo a la capa superior de agua. La tasa de reaireación es una función lineal de la diferencia entre la concentración de saturación y la concentración de oxígeno disuelto del agua y es representada por la siguiente ecuación:

$$R_{rear} = k_{lrear} \times \frac{(C_{oxs} - C_{ox})}{H} \quad (5.26)$$

$$\begin{aligned} k_{lrear} &= \frac{a \times v^b}{H^c} + (d \times W^2) \\ C_{oxs} &= f(T, C_{cl}) = f(T, SAL) \end{aligned} \quad (5.27)$$

Donde:

- a, b, c, d: parámetros para distintas opciones de reaireación
- $C_{cl}$ : concentración de cloruro [ $gClm^{-3}$ ]
- $C_{ox}$ : concentración de oxígeno disuelto [ $gO_2m^{-3}$ ]
- $C_{oxs}$ : concentración de saturación de oxígeno disuelto [ $gO_2m^{-3}$ ]
- $H$ : profundidad de la columna de agua [m]
- $k_{lrear}$ : coeficiente de transferencia de reaireación en el agua [ $d^{-1}$ ]
- $R_{rear}$ : tasa de reaireación [ $gO_2m^{-3}d^{-1}$ ]
- $SAL$ : salinidad [ $kg\ m^{-3}$ ]
- $T$ : temperatura del agua [ $^{\circ}C$ ]
- $v$ : velocidad del flujo [ $m\ s^{-1}$ ]
- $W$ : velocidad del viento a 10 m de altura [ $m\ s^{-1}$ ]

La tasa de reaireación 5.26 se formula como una función lineal dependiente de la temperatura y del coeficiente de transferencia de masa en el agua, y de la diferencia de concentración entre la concentración de oxígeno disuelto y la concentración de saturación. Este proceso no se incorpora en el balance de masa general ya que solo ocurre en las celdas del mallado que limitan con la atmósfera.

Tomando lo anterior en consideración, el balance de masa para el oxígeno disuelto ( $C_{ox}$ ) se plantea a continuación:

$$\frac{\partial C_{ox}}{\partial t} = \bar{v}\nabla C_{ox} + D\nabla^2 C_{ox} + R_{prd_{ox}} - R_{nit} + R_{des} \quad (5.28)$$

Los términos de la ecuación anterior se representan en la Figura 5.7. Las flechas rojas del esquema representan los procesos descritos anteriormente, mientras que las flechas negras representa la entrada y salida de oxígeno disuelto en los límites del dominio volumétrico que representan al lago Villarrica.

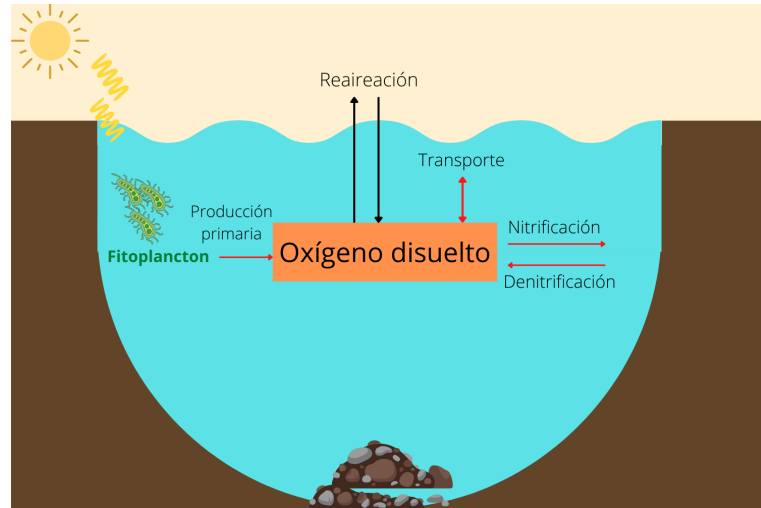
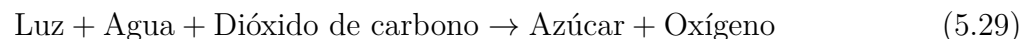


Figura 5.7: Esquema balance de masa Oxígeno Disuelto. Elaboración propia

### 5.3.4. Productores primarios: Fitoplancton

La biomasa y producción de fitoplancton son la base de las relaciones tróficas que se desarrollan en los ecosistemas acuáticos [96]. El fitoplancton presente en el agua de los lagos consiste en un conjunto diverso de organismos provenientes de distintos grupos taxonómicos. Estos organismos pueden tener diferentes requerimientos fisiológicos y responden de distintas maneras a parámetros físicos y químicos como la luz, la temperatura y régimen de nutrientes [97]. Por tal motivo se deben especificar que organismos serán considerados en el modelo numérico del lago Villarrica.

A pesar de la gran diversidad de productores primarios, su proceso de obtención de energía es bastante similar:



En ecosistemas acuáticos los principales productores primarios son:

- Algas
- Cianobacteria

- Diatomeas
- Microfitobentos
- Macrófitos (plantas vasculares de agua)

En ecosistemas lacustres coexisten varias especies de algas, donde a menudo dos o más especies son codominantes en la comunidad fitoplanctónica. Para efectos del modelo, sólo se considerarán algas planctónicas (algas verdes).

La principal característica que agrupa a los organismos que forman parte del fitoplancton es su capacidad de realizar fotosíntesis. La clorofila *a* es el pigmento fotosintético principal presente en algas y cianobacterias [97]. A partir de este parámetro es posible cuantificar la biomasa de fitoplancton presente en el lago, ya que se mide su concentración en las estaciones de monitoreo del lago Villarrica.

Algunos de los factores importantes que regulan el crecimiento y la sucesión de comunidades fitoplanctónicas son la luz y la temperatura, regulación de la flotabilidad, concentración de nutrientes (fósforo y nitrógeno), factores biológicos de competencia por los recursos disponibles y depredación por otros organismos.

El rendimiento de cualquier organismo estará determinado por la abundancia de la sustancia que, en relación con las necesidades del organismo, es menos abundante en el medio ambiente. Esto se conoce como nutriente limitante [98]. Las especies de algas difieren en requerimientos de nutrientes y proporciones óptimas de nitrógeno y fósforo. Por este motivo, en una comunidad de algas de múltiples especies, es probable que las tasas de crecimiento entre diferentes especies estén limitadas por diferentes recursos, incluidos los diferentes nutrientes. Como resultado, el concepto de limitación de un solo nutriente no se aplica estrictamente a las comunidades. Cuando tal limitación está en efecto entre las especies dominantes en la comunidad, o un recurso como el fósforo ocurre a niveles por debajo del umbral mínimo requerido por muchas especies de la comunidad, el concepto de limitación es aplicable a la productividad de la comunidad.

Para representar el crecimiento de las algas verdes que conforman el fitoplancton se utiliza el modelo de Monod para la limitación de un solo nutriente:

$$\frac{\mu}{\mu_m} = \frac{S}{K_s + S} \quad (5.30)$$

Donde:

- $\mu$ : tasa de crecimiento específico (aumento de biomasa por unidad de biomasa por unidad de tiempo)
- $\mu_m$ : tasa de crecimiento específico máximo
- $S$ : concentración de sustrato
- $K_s$ : tasa de saturación cuando  $\mu = \frac{\mu_m}{2}$

La tasa de captación aumenta con el aumento de la concentración de sustrato hasta un nivel de sustrato específico más allá del cual no se produce ningún cambio adicional en la tasa de captación.

El balance de masa para el fitoplancton se presenta en la ecuación 5.31 a continuación.

$$\frac{\partial \text{Fitoplancton}}{\partial t} = \text{transporte advectivo} + \text{transporte difusivo} + \text{producción primaria bruta} \\ - \text{respiración} - \text{mortalidad} \quad (5.31)$$

De acuerdo al balance de masa anterior, la concentración de biomasa algal puede variar en la columna de agua por procesos de transporte, producción primaria bruta, respiración y mortalidad.

Producción primaria se refiere a la producción de materia orgánica realizada por organismos fotosintéticos. El término producción primaria bruta se refiere al total de materia orgánica (biomasa algal en este caso) producido por fotosíntesis, sin considerar el consumo de materia orgánica asociado a la respiración. Para efectos del modelo, la producción primaria bruta se representa con la ecuación 5.32. Este proceso está limitado por la disponibilidad de luz y nutrientes en el medio (representado por los términos  $flt$  y  $fnut$  respectivamente), y depende también de la concentración de biomasa algal existente  $Calg$  y una constante cinética ( $k_{gp}$ ).

$$R_{gp} = fnut \times flt \times k_{gp} \times Calg \quad (5.32)$$

Donde:

- $R_{gp}$ : tasa de producción primaria bruta [ $gCm^{-3}d^{-1}$ ]
- $fnut$ : función de nutriente limitante [-]
- $flt$ : función de limitación de luz [-]
- $k_{gp}$ : constante cinética de producción primaria bruta [ $d^{-1}$ ]
- $Calg$ : concentración de biomasa algal [ $gCm^{-3}$ ]

Considerando que el fósforo es el nutriente limitante para el crecimiento de biomasa algal en el lago Villarrica, se define el factor limitante de nutrientes  $fnut$  de la siguiente forma:

$$fnut = \frac{C_{PO_4}}{K_{sph} + C_{PO_4}} \quad (5.33)$$

Donde:

- $C_{PO_4}$ : concentración de ortofosfato [ $gPm^{-3}$ ]
- $K_{sph}$ : constante de saturación media para ortofosfato [ $gPm^{-3}$ ]

La concentración de biomasa algal ( $Calg$ ) disminuye debido a los procesos de respiración y mortalidad, los cuales se representan con las ecuaciones 5.34 y 5.35 respectivamente.

$$R_{rsp} = k_{rsp} + f_{rsp} \times R_{gp} \quad (5.34)$$



$$Rmrt = kmrt \times Calg \quad (5.35)$$

Donde:

- $Rrsp$ : tasa de respiración [ $gCm^{-3}d^{-1}$ ]
- $Rmrt$ : tasa de mortalidad [ $gCm^{-3}d^{-1}$ ]
- $krsp$ : constante cinética de respiración [ $d^{-1}$ ]
- $kmrt$ : constante cinética de mortalidad [ $d^{-1}$ ]
- $Calg$ : concentración de biomasa algal [ $gCm^{-3}$ ]
- $frsp$ : fracción de producción primaria bruta respirada [-]
- $Rgp$ : tasa de producción primaria bruta [ $gCm^{-3}d^{-1}$ ]

Considerando las tasas descritas anteriormente, el balance de masa para la biomasa algal se plantea en la ecuación 5.36. Los procesos de la ecuación se indican en la Figura 5.8. Es importante añadir que los términos asociados al transporte advectivo y difusivo serán explicados más adelante en la sección 5.5.2.

$$\frac{\partial Calg}{\partial t} = \bar{v}\nabla Calg + D\nabla^2 Calg + Rgp - Rrsp - Rmrt \quad (5.36)$$

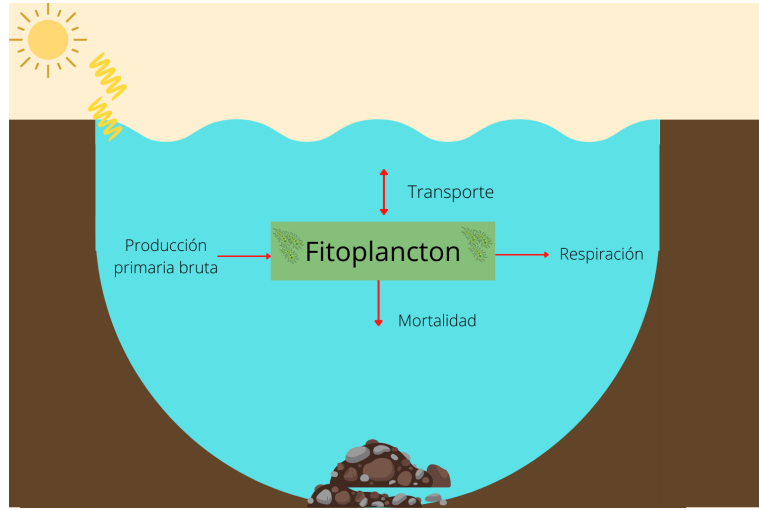


Figura 5.8: Esquema balance de masa Productores primarios. Elaboración propia

## 5.4. Fuentes de información

Los datos de calidad de agua necesarios para la calibración y posterior validación del modelo se obtienen a partir de las mediciones de parámetros fisicoquímicos registrados por las estaciones de monitoreo pertenecientes a la DGA ubicadas en el lago Villarrica (Tabla 5.3). A partir de estas estaciones se obtienen los datos de Fósforo Total, Nitrógeno Total, Ortofosfato, Amonio, Nitrato, Oxígeno Disuelto y Clorofila a. La Tabla 5.3 señala las estaciones de monitoreo consideradas y sus coordenadas.

Tabla 5.3: Estaciones de calidad de agua (parámetros fisicoquímicos) ubicadas en la zona de estudio.

Nº	Código BNA	Nombre	UTM Norte	UTM Este	Área de drenaje [km <sup>2</sup> ]
1	09420014-8	LAGO VILLARRICA EN LITORAL NORTE	5656378	746988	0
2	09420013-K	LAGO VILLARRICA EN LITORAL PUCON	5649300	243157	497
3	09420012-1	LAGO VILLARRICA EN LITORAL SUR	5646596	750780	0
4	09420011-3	LAGO VILLARRICA EN LITORAL VILLARRICA	5648014	741038	0
5	09420010-5	LAGO VILLARRICA EN PELAGIAL CENTRO	5650548	750739	0
6	09420005-9	LAGO VILLARRICA EN PELAGIAL VILLARRICA	5648639	742775	0
7	09420007-5	LAGO VILLARRICA EN SECTOR LA POZA	5656378	746988	0

## 5.5. Modelo Calidad del Agua

Tras adaptar para el periodo comprendido entre 1 de enero de 2018 y 31 de diciembre 2019 el modelo implementado por Felipe Galaz [19], que caracteriza los fenómenos de flujo y transporte que tienen lugar en el lago Villarrica, comienza la implementación del modelo numérico tridimensional de calidad del agua que proyecta la distribución de las sustancias asociadas a la eutrofización en el lago.

### 5.5.1. Características generales del modelo

El módulo Delft3D-WAQ del software Delft3D resuelve ecuaciones de advección-difusión en tres dimensiones, junto a una extensa biblioteca de términos para representar procesos de calidad de agua [54]. Este módulo obtiene la información de los campos de flujo al acoplarse con el módulo hidrodinámico Delft3D-FLOW.

En D-Water Quality, los componentes de un sistema de agua se dividen en grupos funcionales. La Figura 5.9 muestra un esquema general de todos los grupos funcionales que permite incluir el software.

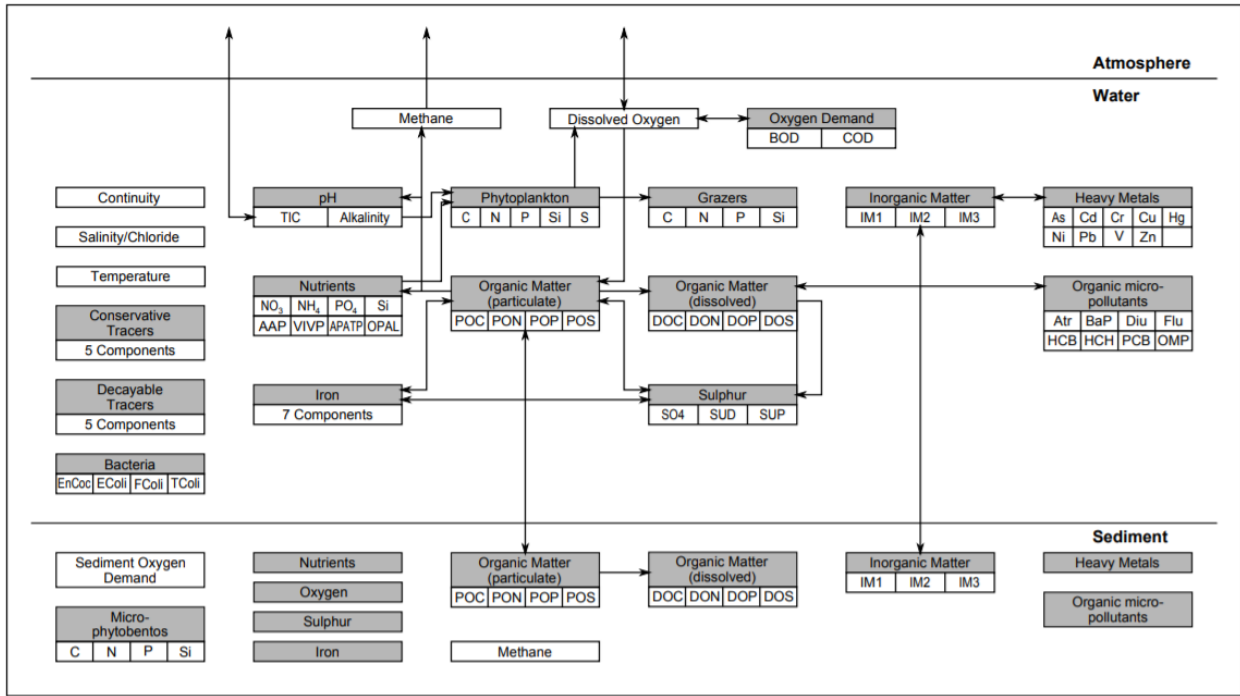


Figura 5.9: Esquema general de sustancias incluidas en D-Water Quality [54].

A pesar de la amplia cantidad de procesos que el software permite incluir en la modelación, sólo se incluyeron las variables más significativas para analizar la calidad de las aguas del lago Villarrica, dada la disponibilidad de datos y el costo computacional que implica un modelo más complejo. En el presente modelo se simularán las concentraciones de nitrato, amonio, ortofosfato, oxígeno disuelto, y biomasa algal para describir la calidad del agua del lago Villarrica.

Para modelar el transporte de sustancias, el lago es dividido en pequeñas celdas, cuyo conjunto recibe el nombre de grilla, mallado o esquematización (ver Figura 5.10). Cada celda de la grilla es dividida por su volumen y sus dimensiones en una, dos o tres direcciones ( $\Delta x, \Delta y, \Delta z$ ) dependiendo de la naturaleza de la esquematización (1D, 2D o 3D), y éstas pueden compartir áreas superficiales con otras celdas, la atmósfera o la línea costera. En el presente trabajo, el modelo es tridimensional.

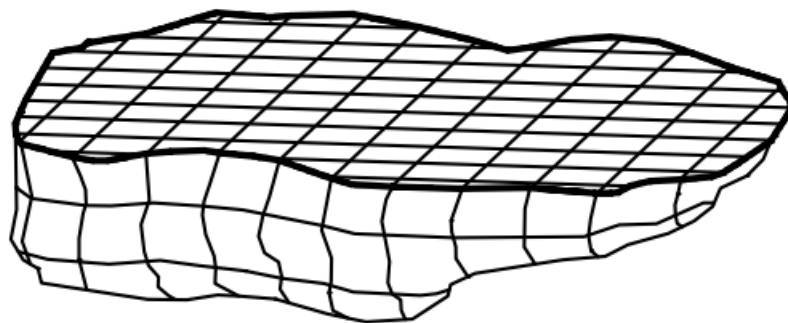


Figura 5.10: Esquematización espacial [69].

En D-Water Quality cada celda de la grilla posee un número único que va de 1 a N, donde N es el número total de celdas. Además, cada área superficial compartida entre dos celdas es identificada con un número único que va de 1 a Q, y reciben el nombre de intercambios.

Otros modelos de calidad de agua justifican transformar la grilla del modelo hidrodinámico es una con celdas de mayor tamaño [99], pero en el presente modelo no fue necesario dado que la grilla original del modelo hidrodinámico [19] cuenta con celdas lo suficientemente grandes para considerar los procesos a incluir en el modelo de calidad del agua. Para el modelo de calidad se utilizó el mismo paso temporal utilizado en el modelo hidrodinámico de 2,5 minutos. En el modelo hidrodinámico original se elige este valor de resolución temporal para que el modelo fuese estable y tuviese una resolución suficiente para expresar los cambios a lo largo de una hora en distintos días del año.

### 5.5.2. Ecuación de advección-difusión con un término de reacción química

Cómo se mencionó anteriormente, un modelo de calidad de agua consiste en una serie de balances de masa para los contaminantes y variables de estado que permitan describir el problema en cuestión. El módulo D-WAQ del software Delft3D resuelve balances de masa para cada una de las variables de estado descritas en secciones anteriores del capítulo, en cada una de las celdas del mallado o grilla que representan el volumen del lago. Entonces, para cada una de las variables a estudiar (nitrato, amonio, fosfato, oxígeno disuelto y biomasa algal) se plantea un balance de masa de la variable en el tiempo  $\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial(CV)}{\partial t}$ .

Los balances de masa que resuelve el software representan el cambio de la concentración (C) en el dominio volumétrico (V), la ecuación que describe el cambio de concentración en el tiempo es un balance molar sobre una unidad de volumen infinitamente pequeña. La concentración puede cambiar por distintas causas; por mecanismos de advección o difusión, por entradas de fuentes externas (en las celdas que tocan los bordes del dominio), o producto de una reacción química donde se produce o consume el compuesto de interés (Ecuación 5.37). La esquematización de la Ecuación 5.37 se presenta en la Figura 5.11, en la cual se puede ver que la masa entra y sale por las caras del cubo (por advección y difusión) o aparece/desaparece en el interior del cubo (por reacciones).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\vec{v} \cdot \nabla C + D\nabla^2 C + f(C, t) \quad (5.37)$$

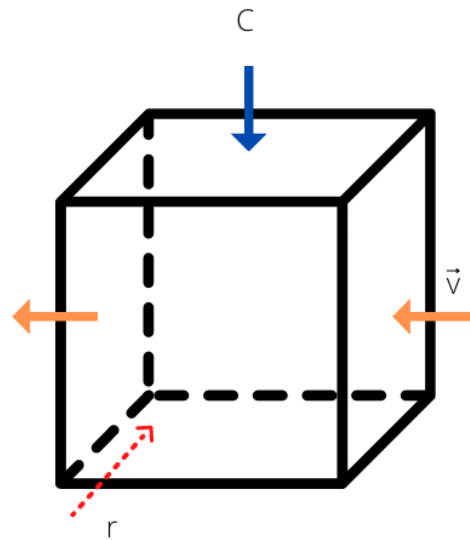


Figura 5.11: Balance molar en elemento de volumen. Las flechas naranjas representan el transporte advectivo (dependiente de la velocidad  $\vec{v}$ ); la flecha azul, el transporte difusivo desde una celda de concentración mayor a una menor; la roja, la generación o consumo de la sustancia por reacciones. Elaboración propia en base a [22].

Los términos de la ecuación 5.37 son:

- $\frac{\partial C}{\partial t}$ : variación de concentración en el tiempo
- $\vec{v}$ : velocidad del medio (agua)
- $\vec{v} \cdot \nabla C$ : cambio de concentración  $C$  debido al movimiento del medio (agua)
- $\nabla^2 C$ : gradiente espacial de la concentración  $\frac{\partial C}{\partial x}$  según la difusión turbulenta y difusividad del compuesto en el medio ( $D$ )
- $f(C,t)$ : reacciones de producción y/o consumo del compuesto de interés

Las ecuaciones diferenciales parciales son la base de muchos modelos matemáticos que representan fenómenos físicos, químicos y biológicos. En particular, la ecuación de advección-difusión es la ecuación gobernante para modelar fenómenos tales como el transporte y propagación de sustancias en el agua.

La advección es el transporte mecánico de solutos junto con el flujo del agua. Este mecanismo depende estrictamente de la velocidad. El modelo hidrodinámico provee el valor de la velocidad en todo el dominio, necesario para sostener el término de transporte advectivo de masa, esta es la razón por la cual se debe hacer un modelo hidrodinámico antes de hacer un modelo de calidad de aguas del lago. El término advectivo es el producto del flujo de agua ( $\vec{v}$ ) con el gradiente de concentración de soluto ( $C$ ).

$$\vec{v} \cdot \nabla C \tag{5.38}$$

## Transporte advectivo

La difusión difiere fundamentalmente de la advección en que está impulsada por las diferencias de concentración, siguiendo el principio de que los solutos dentro de un sistema se redistribuirán para maximizar la entropía del sistema [100]. El transporte difusivo está, por lo tanto, gobernado por gradientes de concentración. La difusión es representada por la ley de difusión de Fick. El signo menos se debe a que la difusión causa transporte neto en la dirección opuesta del gradiente de concentración (de concentraciones mayores a menores).

$$- D \cdot \nabla^2 C \quad (5.39)$$

## Transporte difusivo

La ecuación que describe como cambia la concentración de la especie de interés en el tiempo en tres dimensiones se puede escribir de la siguiente forma:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v_x \frac{\partial C}{\partial x} - v_y \frac{\partial C}{\partial y} - v_z \frac{\partial C}{\partial z} + D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} + f(C, t) \quad (5.40)$$

Donde  $f(C, t)$  representa la tasa de aparición (o desaparición) del componente de interés producto de las reacciones.

El método de los volúmenes finitos permite discretizar y resolver numéricamente ecuaciones diferenciales [101]. La precisión de este método dependerá del tamaño de  $\Delta x$ ,  $\Delta y$ ,  $\Delta z$  y del intervalo de tiempo  $\Delta t$ . Considerando un volumen lo suficientemente pequeño, y dejando de lado los términos asociados a reacciones, se tiene que la discretización de la ecuación de advección-difusión para la concentración de la sustancia  $i$  en el eje  $x$  es:

$$\frac{C_i^{t+\Delta t} - C_i^t}{\Delta t} = -\frac{v_{x_0+\Delta x} C_{x_0+\Delta x} - v_{x_0} C_{x_0}}{\Delta x} + \frac{D_{x_0+\Delta x} \frac{\partial C}{\partial x} |_{x_0+\Delta x} - D_{x_0} \frac{\partial C}{\partial x} |_{x_0}}{\Delta x} \quad (5.41)$$

Al multiplicar la ecuación anterior por el volumen  $V = \Delta x \Delta y \Delta z$  y por el intervalo temporal  $\Delta t$ , se obtiene la ecuación que utiliza el software Delft3D:

$$M_i^{t+\Delta t} = M_i^t + \Delta t \times \left( Q_{x_0} C_{x_0} - Q_{x_0+\Delta x} C_{x_0+\Delta x} - D_{x_0} A_{x_0} \frac{\partial C}{\partial x} |_{x_0} + D_{x_0+\Delta x} A_{x_0+\Delta x} \frac{\partial C}{\partial x} |_{x_0+\Delta x} \right) \quad (5.42)$$

Donde:

- $Q_{x_0}$  flujo en  $x = x_0$  [ $m^3/s$ ]

Al sumar los términos de transporte de las direcciones  $-z$  e  $-y$ , se obtiene un modelo tridimensional.

### 5.5.3. Condiciones de Borde e Iniciales

#### Condiciones de Borde

Para resolver las ecuaciones diferenciales parciales formuladas en el modelo es necesario definir las condiciones de borde, las cuales nos permiten analizar lo que ocurre en los extremos de la malla de discretización espacial utilizada. Necesitamos tantas condiciones de borde como alto sea el grado de la derivada de las variables de estado del modelo.

En el modelo de calidad de agua no es necesario definir nuevamente el dominio, pues corresponde al mismo dominio sobre el que se ha resuelto el modelo hidrodinámico. Las condiciones de borde que permiten representar los límites físicos del lago fueron impuestas en el modelo hidrodinámico (ver sección 4.4.4.3). Al igual que en el modelo hidrodinámico, el período de simulación va desde el 1 de enero de 2018 hasta el 31 de diciembre de 2019, y se ocuparán los datos meteorológicos y los caudales utilizados en la modelación anterior.

Los bordes del dominio espacial pueden ser cerrados o abiertos. Los bordes cerrados son aquellos que tienen flujo y difusión igual a cero. No hay mecanismos de transporte asociados con estas superficies de intercambio. Para los bordes cerrados, se impone una misma concentración para cada una de las variables de estado. Los bordes abiertos tienen velocidad distinta de cero, y representan las entradas y salidas del lago. En los bordes abiertos, se impone una concentración conocida de contaminantes en las entradas, y una derivada conocida (nula) en aquellos segmentos del borde que sean salidas (para todas las variables de estado).

Los bordes o límites abiertos para el modelo son el río Pucón (afluente), río Toltén (efluente), y los cursos de agua que representan los esteros Lefún, Molco, Loncotraro, Correntoso y El Carmelito en la ribera sur del lago. En las Figuras 5.12 y 5.13, los círculos rojos representan las entradas de agua al lago, y el círculo morado es la única salida de agua del lago. Estos son los puntos donde se ha impuesto una condición de borde abierto.

Anteriormente en la sección Fuentes de contaminación (2.2), se identificaron las fuentes contaminantes que impactan al lago Villarrica. En la Figura 5.12 se pueden observar las fuentes puntuales que impactan al lago. En esta Figura se muestran las pisciculturas como estrellas rojas, la Planta de Tratamiento de Aguas Servidas de Pucón (PTAS Pucón) como un cuadrado naranja, y la descarga de Aguas Servidas de Curarrehue (AS Curarrehue) como un hexágono rosado.

Para modelar el aporte de nutrientes de las fuentes de contaminación descritas, éstas se puntualizan en distintas partes del dominio. En primer lugar, las fuentes puntuales (pisciculturas, PTAS Pucón y AS Curarrehue) se puntualizan en el límite entre el río Pucón y el lago Villarrica. En segundo lugar, el aporte de nutrientes proveniente de viviendas sin conexión a alcantarillado y los aportes difusos por cobertura de suelo se puntualizan en 5 puntos ubicados en la ribera sur del lago, donde el aporte total se divide en 5 cargas iguales. La Figura 5.13 muestra con círculos los bordes abiertos del dominio volumétrico que representa el lago Villarrica. Los círculos rojos representan entradas de agua y el círculo morado representa la única salida de agua del lago (río Toltén).

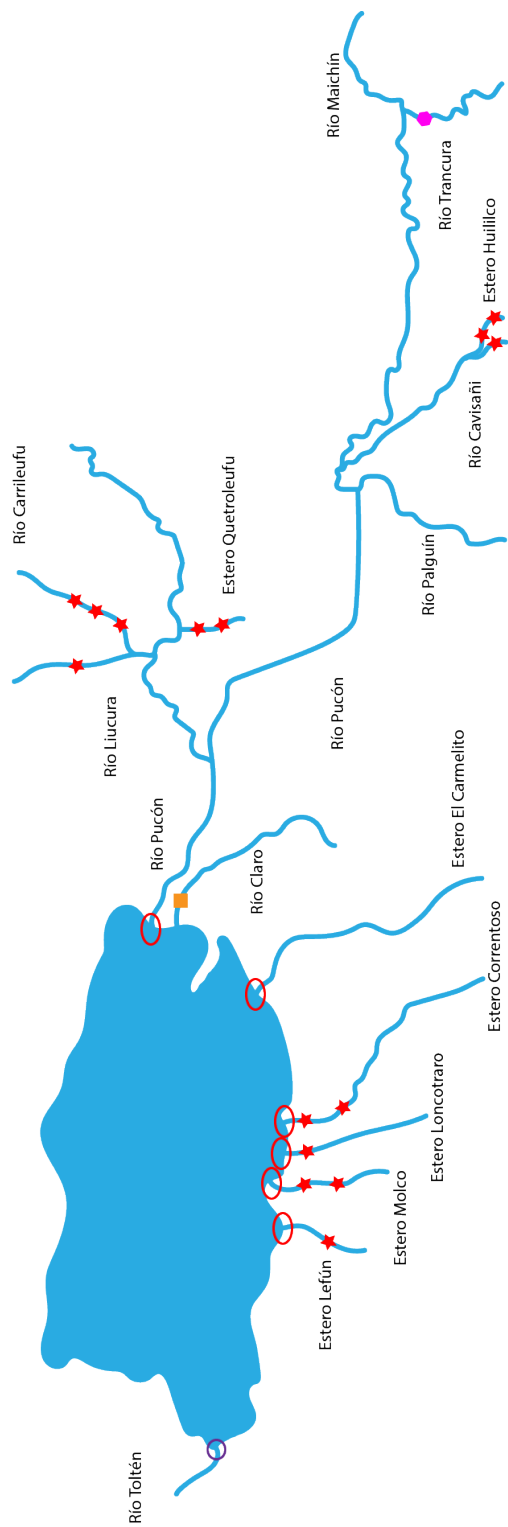


Figura 5.12: Vista superior lago Villarrica y afluentes/efluente. Las estrellas representan las pisciculturas ubicadas en los ríos que impactan al lago, el cuadrado naranja representa la PTAS de Pucón, el hexágono rosado representa la descarga de aguas servidas de Curarrehue, los círculos representan las entradas (círculo rojo) y salida (círculo morado) del lago consideradas en el modelo de calidad del agua. Elaboración propia.



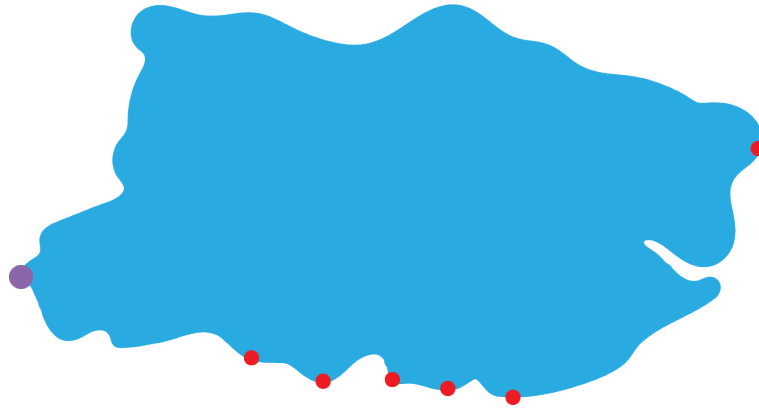


Figura 5.13: Bordes abiertos lago Villarrica. Los círculos rojos representan las entradas de agua al lago y el círculo morado representa la salida de agua del lago. Estos son los puntos sobre los que se ha impuesto una condición de borde abierto. Elaboración propia

Cabe destacar que se toma como supuesto que las cargas de nutrientes no se consumen durante el trayecto desde la descarga hasta llegar al lago. Este supuesto se sostiene en el hecho de que las cinéticas de consumo de nutrientes son lentas en comparación con la velocidad de transporte en los ríos. Este supuesto es considerado en el modelo de Brunning 2018 [22].

El aporte de Fósforo Total y Nitrógeno Total que impacta al lago Villarrica se muestra en la Tabla 5.4. Los balances de masa realizados para fósforo total y nitrógeno total se presenta en el Anexo B.

Tabla 5.4: Flujo másico y concentración de Fósforo Total (PT) y Nitrógeno Total (NT) con impacto directo al lago Villarrica.

Fuente	Flujo másico [ton/año]		Concentración [mg/L]	
	PT	NT	PT	NT
Viviendas sin conexión a alcantarillado	14,03	91,21	0,21	0,14
Cobertura cuenca	16,99	100,653	0,025	0,15
AS Curarrehue	4,477	34,437	0,066	0,054
PTAS Pucón	3,008	21,567	0,447	0,32
Pisciculturas	150,56	779,22	0,22	0,12
<b>TOTAL</b>	<b>189,065</b>	<b>1027,087</b>		

Los compuestos a simular provenientes de las fuentes de contaminación son nitrato ( $NO_3^-$ ), amonio ( $NH_4^+$ ) y ortofosfato  $PO_4^{-3}$ . Se toma como supuesto que el nitrato corresponde al 60 % del Nitrógeno Total y el amonio a un 25 % del Nitrógeno Total. Este supuesto se considera también en otros estudios [99] [102]. Por otro lado, dado que el principal compuesto de fósforo presente en el agua es el ortofosfato [79], se asume que la concentración de ortofosfato es igual a la concentración de Fósforo Total.

La Tabla 5.5 muestra la concentración de ortofosfato, nitrato y amonio proveniente de las fuentes de contaminación asociadas al río Pucón y a los flujos de agua de la ribera sur. Estas son las concentraciones impuestas como condiciones de borde en el modelo de calidad.

Tabla 5.5: Concentración de ortofosfato, nitrato y amonio en el río Pucón y en flujos ribera Sur del lago Villarrica.

	Concentración [mg/l]	
	Río Pucón	Esteros Ribera Sur
Ortofosfato	0,12	5,2
Nitrato	0,18	11,6
Amonio	0,07	4,5

Para las variables oxígeno disuelto y biomasa algal, se asume que las concentraciones de estas sustancias en los límites abiertos del modelo son iguales a el promedio de los valores medidos en las estaciones de monitoreo durante el periodo de simulación (Tabla 5.6). El detalle de los datos utilizados se puede ver en el Anexo B.3.

Tabla 5.6: Concentración promedio de oxígeno disuelto y biomasa algal. Valores medidos en estaciones de monitoreo DGA para oxígeno (2018-2019) y clorofila a (2015-2016).

Parámetro	Unidad	Valor
Clorofila a	mg/l	1,05
Oxígeno Disuelto	mg/l	9,41

## Condiciones Iniciales

Considerando la ecuación diferencial aplicada sobre las concentraciones de las variables de estado del modelo, serán necesarias condiciones iniciales para nitrato, amonio, fosfato, oxígeno disuelto y biomasa algal en todo el lago, pues las ecuaciones diferenciales poseen una derivada temporal. En otras palabras, todas las sustancias a modelar deben contar con su respectiva condición inicial, y se imponen valores constantes uniformes para todo el dominio espacial.

Se toman como condiciones iniciales el promedio de datos de las mediciones realizadas por las estaciones de monitoreo establecidas en la NSCA del lago Villarrica durante los meses del verano del periodo de simulación. Se promedian los datos de verano de las estaciones de monitoreo Litoral-Sur, Litoral-Norte, Litoral-Villarrica, Litoral-Pucón, Pelagial, Litoral-Poza. Dada la escasez de datos, se consideran los valores medidos en febrero de 2018 a pesar de que el periodo de simulación comienza en enero de 2018. Para el cálculo de la concentración inicial de biomasa, se consideran un promedio de los datos de clorofila a medidos en verano 2015 y 2016 ya que no existen datos de clorofila a para el periodo de simulación.

La Tabla 5.7 muestra los datos de las estaciones de monitoreo a partir de los cuales se obtienen las condiciones iniciales del modelo. Con respecto a los compuestos nitrato y amonio, se toma el mismo supuesto que para obtener las condiciones de borde, es decir, que el nitrato

corresponde al 60 % del Nitrógeno Total y el amonio a un 25 % del Nitrógeno Total, y que la concentración de ortofosfato es igual a la concentración de Fósforo Total. El detalle de los datos considerados se encuentra en el Anexo B.3.

Tabla 5.7: Condiciones iniciales modelo calidad de agua. Datos obtenidos a partir de las estaciones de la DGA [103].

Parámetro	Unidad	Valor
Clorofila A	$\mu\text{g}/\text{l}$	5,06
Nitrato	$\mu\text{g}/\text{l}$	0,06
Amonio	$\mu\text{g}/\text{l}$	0,02
Oxígeno Disuelto	$\text{mg}/\text{l}$	9,41
Fósforo Total	$\text{mg}/\text{l}$	0,004
pH	unidad de pH	9,23
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	20,59

El valor de pH promedio en el lago es 9,2 para el periodo de simulación (2018-2019). Se calibra la alcalinidad y el carbono inorgánico en el modelo para que el valor de pH del modelo sea representativo de la realidad. Para esto se considera la alcalinidad constante igual a  $60 \text{ g}/\text{m}^3$  y carbono inorgánico igual a  $15 \text{ g}/\text{m}^3$ .

A partir de la concentración de clorofila a es posible estimar la concentración de la biomasa algal [28] [21]. Esta relación se señala en la ecuación 5.43 a continuación.

$$\text{Biomasa algal} = 207(\text{Clorofila a}) \quad (5.43)$$

La biomasa algal corresponde a la concentración de algas verdes presentes en el lago y la condición inicial estimada en el lago Villarrica es  $1,05 \text{ mg}/\text{l}$ .

El modelo de calidad de aguas se desarrolló en dos etapas; etapa de calibración y etapa de validación, las cuales se detallarán a continuación.

## 5.6. Resultados y Discusiones

Esta sección contiene los resultados y discusiones del modelo de calidad de aguas, separados en tres subsecciones: Calibración, Validación y Evaluación de medidas del Plan de Descontaminación.

### 5.6.1. Calibración

La calibración es el proceso que permite determinar los parámetros que aparecen en las ecuaciones del modelo tridimensional de calidad del agua. Este proceso tiene como objetivo adaptar el modelo a las condiciones locales del lago mediante la evaluación de los parámetros del modelo y reflejar con precisión la respuesta de la calidad del agua a los contaminantes que ingresan al lago. El ajuste de parámetros es fundamental para garantizar la precisión y confiabilidad de un modelo de calidad del agua, sólo cuando el modelo está bien calibrado se puede confiar en sus predicciones.

Para calibrar el modelo, se utilizaron datos de las estaciones de la DGA medidos en los

años 2016 y 2017, las cuales miden la concentración de fosfato, nitrógeno total, oxígeno disuelto y clorofila a. Con el propósito de evaluar cuan bueno es el ajuste realizado en el proceso de calibración, el modelo de calidad del agua se evalúa cuantitativamente mediante métodos estadísticos. Estos métodos permiten cuantificar la concordancia entre los resultados del modelo y las concentraciones medidas en terreno. Los valores de error calculados difieren según el grado de complejidad de los parámetros simulados, es decir, para parámetros calibrados a partir de cálculos como la biomasa algal, se espera un error mayor que para aquellos calibrados a partir de valores medidos in situ. Se utilizaron como indicadores del funcionamiento del modelo el error absoluto medio (MAE) y el error cuadrático medio (RMSE). El error cuadrático medio (RMSE) permite medir el error de un modelo predictivo, comparando los valores simulados con aquellos obtenidos como dato (medidos in situ). Se define en la ecuación 5.44.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n}} \quad (5.44)$$

El error absoluto medio (MAE) es una medida común del error de pronóstico en análisis de series de tiempo y se calcula mediante la ecuación 5.45.

$$MAE = \frac{\sum_{i=1}^n |y_i - \hat{y}_i|}{n} \quad (5.45)$$

Para estas ecuaciones (5.44 y 5.45)  $\hat{y}_1, \hat{y}_2, \dots, \hat{y}_n$  son valores predichos y  $y_1, y_2, \dots, y_n$  son valores observados, siendo n el número de observaciones.

La calibración del modelo de calidad del agua consiste en la variación de los parámetros señalados en la Tabla 5.8, con el propósito de minimizar el error cuadrático medio (RMSE) y el error absoluto medio (MAE). En otras palabras, el criterio de detención de este proceso fue alcanzar el valor mínimo de los índices de error señalados, variando los parámetros dentro de rangos conceptuales adecuados.

La Tabla 5.9 presenta los resultados del proceso de calibración, y el valor adoptado para minimizar ambos índices de error. La Tabla 5.10 presenta los índices de error obtenidos para cada variable de calidad del agua.

Tabla 5.8: Parámetros calibrados en el modelo de calidad del agua.

Parámetro	Descripción
<i>Coxden</i>	Concentración crítica de oxígeno para la desnitrificación
<i>Coxnit</i>	Concentración crítica de oxígeno para la nitrificación
<i>CTden</i>	Temperatura crítica para denitrificación
<i>CTnit</i>	Temperatura crítica para nitrificación
<i>ExtV1Bak</i>	Luz visible de extinción de fondo
<i>ExtV1Green</i>	Coefficiente de extinción específico para algas verdes
<i>GRespGreen</i>	Factor de respiración de crecimiento algas verdes
<i>Grtochl</i>	Radio clorofila a/carbono algas verdes
<i>KdPO4AAP</i>	Coefficiente de distribución adimensional
<i>klear</i>	Coefficiente de transferencia de reaireación
<i>KMDINgreen</i>	Valor de saturación media para N (algas verdes)
<i>KMPgreen</i>	Valor de saturación media para P (algas verdes)
<i>KsAmNit</i>	Constante de saturación media para amonio
<i>KsOxNit</i>	Constante de saturación media para oxígeno disuelto
<i>kmrt</i>	Constante cinética de mortalidad para algas verdes
<i>MRespGreen</i>	Respiración de mantención algas verdes
<i>NCRatGreen</i>	Radio N/C algas verdes
<i>OOXDEN</i>	Concentración óptima de oxígeno para la desnitrificación
<i>OOXNIT</i>	Concentración óptima de oxígeno para la nitrificación
<i>OptDLGreen</i>	Duración del día para la saturación del crecimiento de algas verdes
<i>PCRatGreen</i>	Radio P/C algas verdes
<i>PPMaxGreen</i>	Tasa de producción máxima algas verdes
<i>PrfNH4gree</i>	Preferencia de amonio sobre nitrato algas verdes
<i>ksorp</i>	Constante cinética de sorción
<i>kden</i>	Constante cinética de denitrificación
<i>knp</i>	Constante cinética de producción primaria neta
<i>kgp</i>	Constante cinética de producción primaria bruta
<i>krsp</i>	Constante cinética de respiración
<i>k</i>	Constante cinética de nitrificación
<i>TcDecGreen</i>	Coefficiente para respiración y mortalidad de algas verdes
<i>TcDen</i>	Coefficiente de temperatura para denitrificación
<i>TcGroGreen</i>	Coefficiente de temperatura para procesos de crecimiento
<i>TcNit</i>	Coefficiente de temperatura para la nitrificación
<i>TcRear</i>	Coefficiente de temperatura para reaireación

Tabla 5.9: Resultados calibración.

Parámetro	Valor	Unidad
<i>Coxden</i>	3	$g/m^3$
<i>Coxnit</i>	1	$g/m^3$
<i>CTden</i>	2	$^{\circ}C$
<i>CTnit</i>	3	$^{\circ}C$
<i>ExtV1Bak</i>	0,1	1/m
<i>ExtV1Green</i>	0,15	$m^2/gC$
<i>GRespGreen</i>	0,15	-
<i>Grtochl</i>	50	mgChla-a/gC
<i>KdPO4AAP</i>	1	$m^3/gP$
<i>klear</i>	0,5	m/día
<i>KMDINgreen</i>	0,025	$gN/m^3$
<i>KMPgreen</i>	0,003	$gP/m^3$
<i>KsAmNit</i>	0,5	$gN/m^3$
<i>KsOxNit</i>	1	$g/m^3$
<i>kmrt</i>	0,35	1/día
<i>MRespGreen</i>	0,045	-
<i>NCRatGreen</i>	0,17	gN/gC
<i>OOXDEN</i>	1	$gO_2/m^3$
<i>OOXNIT</i>	5	$gO_2/m^3$
<i>OptDLGreen</i>	0,55	día
<i>PCRatGreen</i>	0,003	gP/gC
<i>PPMaxGreen</i>	1,3	1/día
<i>PrfNH4gree</i>	1	-
<i>ksorp</i>	0,024	1/día
<i>kden</i>	0,08	$gNm^{-3}d^{-1}$
<i>knp</i>	0,3	1/día
<i>kgp</i>	0,08	1/día
<i>krsp</i>	0,1	1/día
<i>k</i>	0,01	$gNm^{-3}d^{-1}$
<i>TcDecGreen</i>	1,15	-
<i>TcDen</i>	1,12	-
<i>TcGroGreen</i>	1,05	-
<i>TcNit</i>	1,09	-
<i>TCRear</i>	1,05	-

Tabla 5.10: Índices de error para cada variable en el lago Villarrica tras ajuste de parámetros.

Variable	Índice de error	
	RMSE	MAE
Fosfato	0,032	0,027
Nitrato	0,245	0,237
Amonio	0,023	0,02
Oxígeno Disuelto	1,45	1,34
Biomasa algal	3,92	3,37

Generalmente, se considera que mientras más bajos son los índices de error RMSE y MAE, mejor es el desempeño del modelo. Singh y colaboradores (2004) proponen una guía para calificar lo que se considera un RMSE bajo basado en la desviación estándar de los valores observados [104]. En este estudio se propone que los valores de RMSE pueden considerarse bajos cuando son menores que la mitad de la desviación estándar de los valores observados. Los valores de RMSE obtenidos no cumplen con este criterio. Sin embargo, esto se atribuye a que los datos disponibles para calibrar el modelo son insuficientes. La combinación de parámetros seleccionados son aquellos que minimizan los índices de error presentados, por lo que se considera que el ajuste de parámetros es suficiente para continuar con la siguiente etapa.

### 5.6.2. Validación

Tras realizar la simulación que comprende el periodo de tiempo desde enero del 2018 a diciembre del 2019, se comparan las concentraciones de cada variable obtenidas como resultado de la simulación con aquellas medidas en las estaciones de monitoreo del lago. Los puntos de observación del modelo están ubicados en las mismas coordenadas de las estaciones de monitoreo de la NSCA. Las tablas a continuación (5.11, 5.12 y 5.13) muestran la comparación entre valores predichos y valores observados.

La disimilitud entre los valores observados en las estaciones de monitoreo y los valores predichos por el modelo, se cuantifica mediante los mismos índices de error utilizados en la calibración RMSE (ecuación 5.44) y MAE (ecuación 5.45), y por el error cuadrático medio relativo (RRMSE) el cual se define a continuación (ecuación 5.46).

$$RRMSE = \sqrt{\frac{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i)^2}} \quad (5.46)$$

Donde  $\hat{y}_1, \hat{y}_2, \dots, \hat{y}_n$  son valores predichos y  $y_1, y_2, \dots, y_n$  son valores observados, y  $n$  es el número de observaciones.

Tabla 5.11: Comparación de la concentración de nitrato y amonio obtenida en el modelo numérico con concentraciones medidas en estaciones de monitoreo durante el periodo de simulación.

Nombre estación	Fecha	Amonio ( $\mu\text{g/l}$ )		Nitrato ( $\mu\text{g/l}$ )	
		Muestra	Modelo	Muestra	Modelo
Litoral Norte	24-10-2018	0,018	0,02	0,072	0,4456
	27-02-2019	0,015	0,02	0,06	0,4454
Litoral Pucón	24-10-2018	0,0465	0,003	0,186	0,439
	28-01-2019	0,015	0,009	0,06	0,4392
	27-02-2019	0,015	0,009	0,06	0,4392
Litoral Sur	24-10-2018	0,00117	0,007	0,078	0,4421
	28-01-2019	0,015	0,007	0,06	0,4423
	26-02-2019	0,015	0,008	0,06	0,4422
Litoral Villarrica	24-10-2018	0,0165	0,02	0,066	0,4522
	28-01-2019	0,015	0,02	0,06	0,4523
	26-02-2019	0,015	0,026	0,06	0,4523
Pelagial Centro	24-10-2018	0,018	0,025	0,072	0,4456
	27-02-2019	0,015	0,024	0,06	0,4429
Sector La Poza	23-10-2018	0,021	0,025	0,084	0,4436
	28-01-2019	0,015	0,025	0,06	0,4436
	26-02-2019	0,015	0,025	0,06	0,4435

La concentración de nitrato simulada es de un orden de magnitud mayor que la concentración de nitrato medida en estaciones de monitoreo. Para el nitrato, el error absoluto medio MAE es de 0,372 [ $\text{mg/l}$ ], y el error cuadrático medio es de 0,373 [ $\text{mg/l}$ ].

Para el amonio, las concentraciones obtenidas en la simulación son relativamente similares a aquellas medidas en las estaciones de monitoreo. En la mayoría de las fechas consideradas, las concentraciones simuladas son ligeramente mayores. El error absoluto medio MAE es de 0,01 [ $\text{mg/l}$ ], y el error cuadrático medio es de 0,013 [ $\text{mg/l}$ ]. Al ser tan pequeño el error, es posible afirmar que el modelo permite representar de manera cercana a la realidad las concentraciones de amonio en el lago Villarrica.

Es importante recordar que los valores de los compuestos nitrato y amonio se obtienen a partir de una estimación, y los datos señalados como “muestra” corresponden a un porcentaje de la concentración de Nitrógeno Total medida en las estaciones de monitoreo de la DGA. La proporción de amonio y nitrato consideradas podría no ser apropiada para representar éstas concentraciones en el lago Villarrica. Sin embargo, no se cuenta con los datos suficientes para concluir al respecto.

El error obtenido para los compuestos nitrogenados puede ser motivo de una mala calibración para las constantes cinéticas de las reacciones de nitrificación y desnitrificación, ya que estas constantes varían dependiendo el ambiente en el cual ocurren las reacciones.



Por otro lado, las concentraciones de amonio y nitrato pueden estar sobreestimadas ya que el modelo no considera organismos consumidores de nutrientes nitrogenados como macrófitas y zooplancton.

Tabla 5.12: Comparación de la concentración de ortofosfato y oxígeno disuelto obtenida en el modelo numérico con concentraciones medidas en estaciones de monitoreo durante el periodo de simulación.

Nombre estación	Fecha	Ortofosfato (mg/l)		Oxígeno Disuelto (mg/l)	
		Muestra	Modelo	Muestra	Modelo
Litoral Norte	27-02-2018	0,003	0,039	9,37	12,32
	24-10-2018	0,013	0,02	10,47	12,34
	29-01-2019	0,014	0,025	9,93	12,45
	27-02-2019	0,029	0,03	9,71	12,43
	20-11-2019	0,01	0,012	10,2	12,56
	03-12-2019	0,004	0,025	10,15	12,48
	28-02-2018	0,004	0,0382	9,33	12,56
Litoral Pucón	23-10-2018	0,018	0,0287	10,33	9,24
	24-10-2018	0,013	0,0287	11,14	9,76
	28-01-2019	0,013	0,039	9,8	9,42
	27-02-2019	0,03	0,038	9,13	9,38
	19-11-2019	0,007	0,027	10,08	9,37
	04-12-2019	0,006	0,025	10,05	9,42
	27-02-2018	0,003	0,026	9,56	9,34
Litoral Sur	24-10-2018	0,012	0,022	11,04	10,87
	28-01-2019	0,009	0,027	9,8	9,81
	26-02-2019	0,003	0,027	9,77	9,82
	19-11-2019	0,003	0,02	10,1	9,87
	04-12-2019	0,004	0,022	10,34	9,87
	27-02-2018	0,003	0,018	9,6	9,7
Litoral Villarrica	24-10-2018	0,01	0,016	10,99	9,45
	28-01-2019	0,008	0,018	10,22	9,43
	26-02-2019	0,004	0,02	9,73	9,43
	19-11-2019	0,008	0,018	10,05	9,56
	20-11-2019	0,009	0,022	10,59	9,56
	03-12-2019	0,003	0,023	10,45	9,37
	28-02-2018	0,005	0,0287	9,35	12,26
Pelagial Centro	24-10-2018	0,011	0,0282	10,97	12,26
	29-01-2019	0,009	0,0287	9,93	12,43
	27-02-2019	0,031	0,27	9,5	12,42
	20-11-2019	0,006	0,0267	10,39	12,17
	03-12-2019	0,007	0,0278	10,1	12,15
	28-02-2018	0,005	0,0254	9,25	12,43
Sector La Poza	23-10-2018	0,012	0,0255	10,41	9,46
	28-01-2019	0,014	0,0254	9,72	9,42
	26-02-2019	0,003	0,0254	9,53	9,4
	19-11-2019	0,008	0,0254	10,58	9,52

Para el ortofosfato se obtiene un error absoluto medio MAE de 0,023 [ $mg/l$ ] y un error cuadrático medio RMSE de 0,044 [ $mg/l$ ].

Las concentraciones de ortofosfato simuladas son de un orden de magnitud similar a las concentraciones medidas en las estaciones de monitoreo. Para efectos del modelo, se tomo como supuesto que la concentración de ortofosfato es igual a la concentración de Fósforo Total presente en el lago. Al igual que para los compuestos nitrogenados este supuesto puede ser incorrecto, sin embargo, los datos de ortofosfato medidos por la DGA son escasos e insuficientes para validar el modelo de calidad del agua del lago.

La magnitud del error obtenido para esta variable indica que el modelo reproduce de manera correcta la concentración de ortofosfato en el lago Villarrica. De igual manera que para los compuestos nitrogenados, el error se puede atribuir a la falta de organismos consumidores de fosfato tales como macrófitas y zooplancton.

En el caso del oxígeno disuelto se obtiene un error absoluto medio MAE de 1,33 [ $mg/l$ ] y un error cuadrático medio RMSE de 1,68 [ $mg/l$ ].

En la Tabla 5.12 se puede observar que la concentración de oxígeno disuelto es menor en las estaciones ubicadas cerca de los afluentes del lago, es decir, es las cercanías a la desembocadura del río Pucón y en la ribera sur del lago. Las concentraciones más altas de oxígeno se encuentran en la zona litoral Norte y la zona pelagial. Esto puede indicar que las floraciones de algas que causan la eutrofización de las aguas del lago, se concentran en las zonas que reciben las cargas de nutrientes de origen antrópico.

Cabe decir que la concentración de oxígeno en el lago está fuertemente relacionada a la concentración de biomasa algal. Por esta razón, el error asociado al oxígeno está relacionado a la escasez de datos de los productores primarios presentes en el lago.

Tabla 5.13: Comparación de la concentración de fitoplancton obtenida en el modelo numérico con concentraciones medidas en estaciones de monitoreo durante el periodo de simulación.

Nombre estación	Fecha muestra	Fecha modelo	Biomasa algal ( $g/m^3$ )	
			Muestra	Modelo
Litoral Norte	26-01-2015	26-01-2018	0,726	5,267
	19-10-2015	19-10-2018	1,129	4,325
	01-03-2016	01-03-2019	0,249	4,326
	18-10-2016	18-10-2019	0,437	4,325
Litoral Pucón	26-01-2015	26-01-2018	2,160	7,878
	19-10-2015	19-10-2018	2,025	7,877
	01-03-2016	01-03-2019	0,415	7,823
	18-10-2016	18-10-2019	0,261	7,798
Litoral Sur	27-01-2015	27-01-2018	1,489	5,266
	20-10-2015	20-10-2018	3,969	5,266
	02-03-2016	02-03-2019	0,216	5,256
	20-10-2016	20-10-2019	0,360	5,251
Litoral Villarrica	27-01-2015	27-01-2018	3,297	7,264
	20-10-2015	20-10-2018	3,629	7,266
	02-03-2016	02-03-2019	0,460	7,248
	20-10-2016	20-10-2019	0,326	7,248
Pelagial Centro	27-01-2015	27-01-2018	0,998	4,223
	19-10-2015	19-10-2018	3,001	4,376
	01-03-2016	01-03-2019	0,241	4,276
	20-10-2016	20-10-2019	0,334	4,376
	13-12-2016	13-12-2019	0,385	4,375
Sector La Poza	26-01-2015	26-01-2018	2,125	4,325
	19-10-2015	19-10-2018	1,472	4,326
	01-03-2016	01-03-2019	0,354	4,325
	18-10-2016	18-10-2019	0,436	4,325

Por último, para las concentraciones de biomasa algal obtenidas se tiene un error absoluto medio MAE de 4,324 [ $mg/l$ ] y un error cuadrático medio de 4,622 [ $mg/l$ ]. Los organismos fotosintéticos incorporados en la modelación son solamente algas verdes, no se tomaron en cuenta cianobacterias y diatomeas, las cuales si están presentes en el lago Villarrica. En la modelación, sólo se considera la presencia de algas verdes dentro de los organismos fotosintéticos. No se considera la presencia de otros organismos tales como cianobacterias y diatomeas, a pesar de que estén presentes en el lago. Este supuesto se sustenta en que las estaciones de monitoreo del lago Villarrica no miden la concentración de biomasa algal, sólo de clorofila a, en consecuencia, las condiciones iniciales y de borde de biomasa algal se estimaron en base a las concentraciones de clorofila. Para futuros estudios, se propone investigar con

mayor profundidad la relación entre el pigmento fotosintético y la biomasa de la comunidad fitoplanctónica, además de la proporción de los distintos organismos fotosintéticos dentro del lago.

La Tabla 5.14 presenta el resumen de los valores de error obtenidos para cada una de las variables mediante diferentes métodos estadísticos (RMSE, MAE y RRMSE).

Autores señalan que en los modelos de calidad del agua es común que el oxígeno disuelto muestre valores de error más bajos, y que los nutrientes y la biomasa algal muestren valores de error moderados [105], lo cual ocurre en el presente trabajo. Por otro lado, Kaçikoç y Beyhan (2014) [99] proponen que los valores aceptables del error cuadrático medio relativo (RRMSE) para el desempeño de un modelo de calidad del agua son 20 % para oxígeno disuelto, 50 % para nutrientes (ortofosfato, nitrato y amonio) y 100 % para biomasa algal.

El modelo de calidad del agua desarrollado por Bruning (2018) [22] reporta para amonio, nitrato y ortofosfato los valores presentados en la Tabla 5.15. En relación a estos resultados, los valores de error cuadrático medio y error absoluto medio que se obtienen en el presente trabajo para amonio y nitrato son mayores y del mismo orden de magnitud. Para el ortofosfato, el presente modelo muestra índices de error más altos y de un orden de magnitud mayor.

Los valores de error obtenidos son aceptables de acuerdo a la literatura revisada, por ende el modelo puede utilizarse para simular la concentración de ortofosfato, amonio, nitrato, biomasa algal y oxígeno disuelto en el lago Villarrica, y también para simular las medidas contenidas en el Anteproyecto del Plan de Descontaminación del lago.

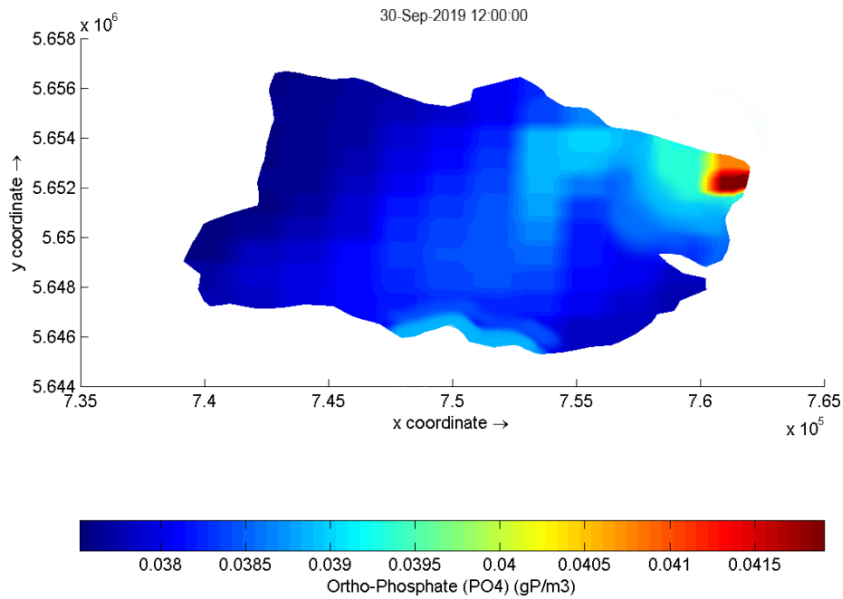
Tabla 5.14: Resumen de métodos estadísticos para validar modelo de calidad del agua.

	$PO_4$ (mg/l)	$NO_3$ ( $\mu$ g/l)	$NH_4$ ( $\mu$ g/l)	Biomasa algal (mg/l)	OD (mg/l)
RMSE	0,043	0,373	0,013	4,622	1,661
MAE	0,023	0,372	0,009	4,325	1,296
RRMSE	14 %	21 %	17 %	16 %	3 %

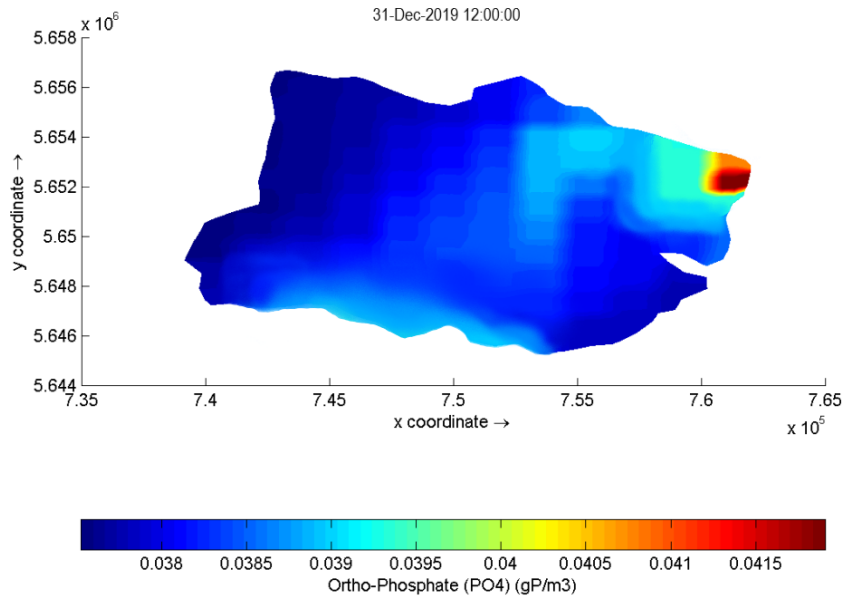
Tabla 5.15: Índices de error obtenidos en el modelo de calidad del agua desarrollado por Bruning 2018 [22].

	$NH_4$ (mg/l)	$NO_3$ (mg/l)	$PO_4$ (mg/l)
MAE	0,028	0,235	0,009
RMS	0,001	0,059	0,0001

Tras ejecutar el modelo de calidad del agua implementado, se obtienen las figuras a continuación, las cuales muestran la distribución espacial de la concentración de ortofosfato (Figura 5.14), nitrato (Figura 5.16), amonio (Figura 5.15), oxígeno disuelto (Figura 5.17) y biomasa algal (Figura 5.18) el 30 de septiembre de 2019 a las 12:00 y el 31 de diciembre de 2019 a las 12:00 en la superficie del lago Villarrica. Se ilustran ambas fechas para presentar la evolución de cada variable en el tiempo durante las estaciones cálidas.



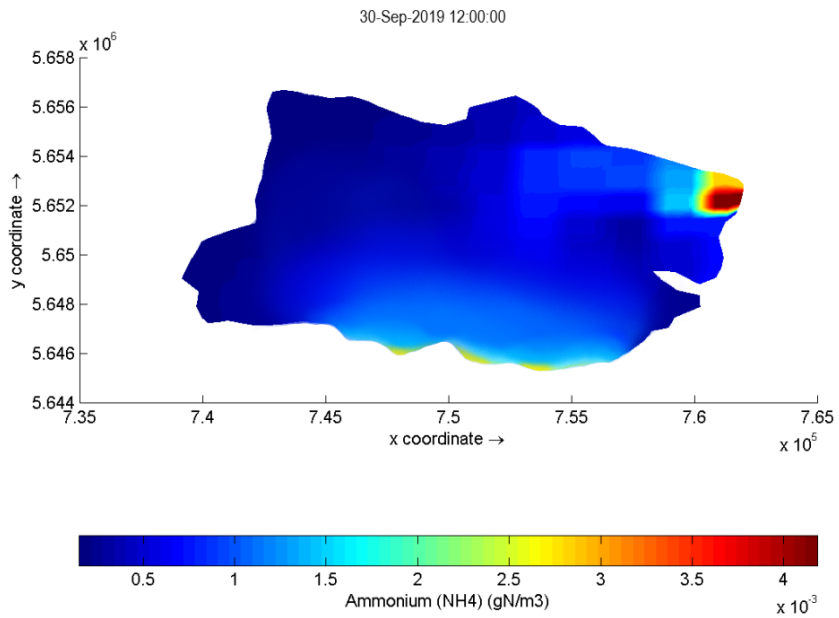
(a) Concentración de ortofosfato septiembre 2019.



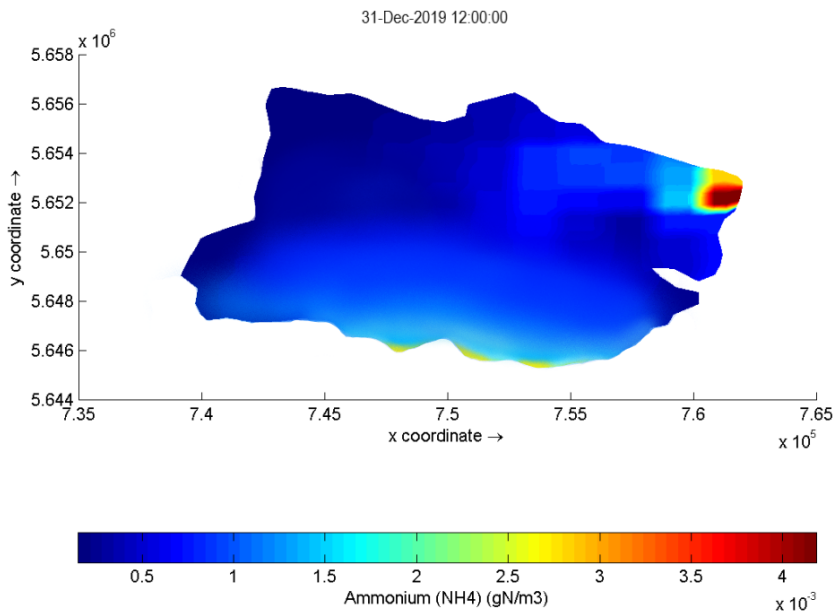
(b) Concentración de ortofosfato diciembre 2019.

Figura 5.14: Distribución espacio-temporal de ortofosfato en septiembre y diciembre del año 2019.

En la Figura 5.14 se puede apreciar que la concentración de ortofosfato es mayor en la desembocadura del río Pucón y en la ribera sur del lago. En las zonas Norte y cercanas a la localidad de Villarica se encuentra una distribución homogénea de ortofosfato. La principal diferencia que se observa entre septiembre y diciembre es la diferencia en la distribución espacial del nutriente en la ribera sur del lago. En temporada estival el área que abarca la mayor concentración de ortofosfato es mayor.

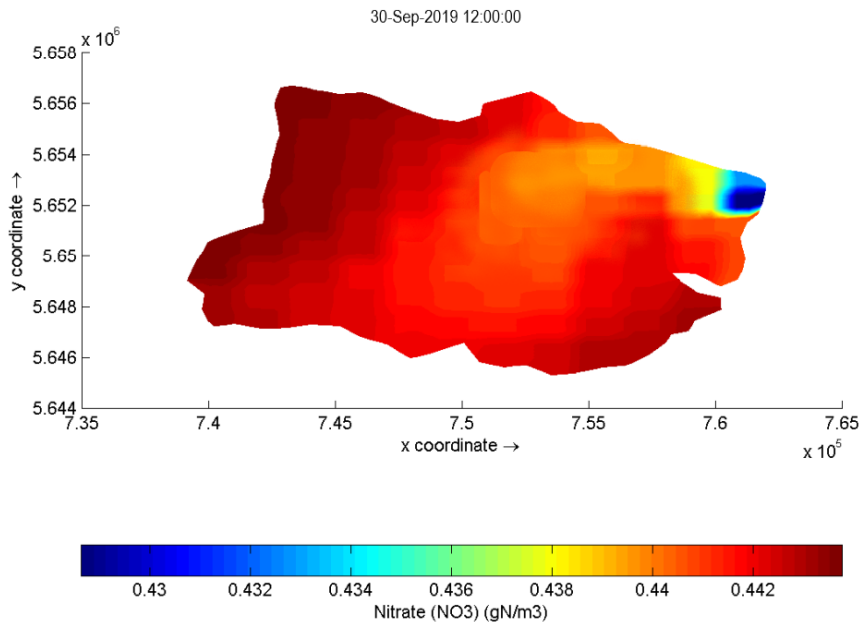


(a) Concentración de amonio septiembre 2019

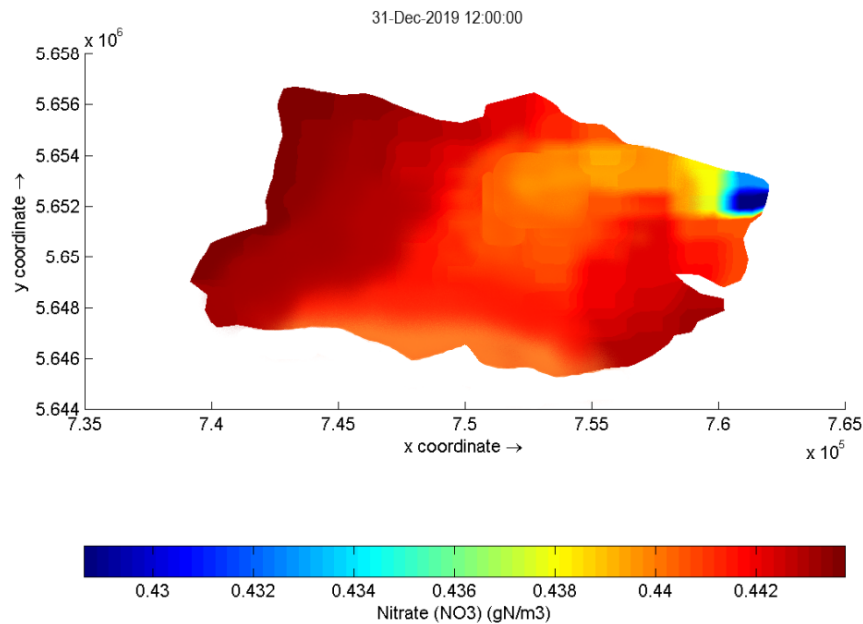


(b) Concentración de amonio diciembre 2019

Figura 5.15: Distribución espacio-temporal de amonio en septiembre y diciembre del año 2019.



(a) Concentración de nitrato septiembre 2019



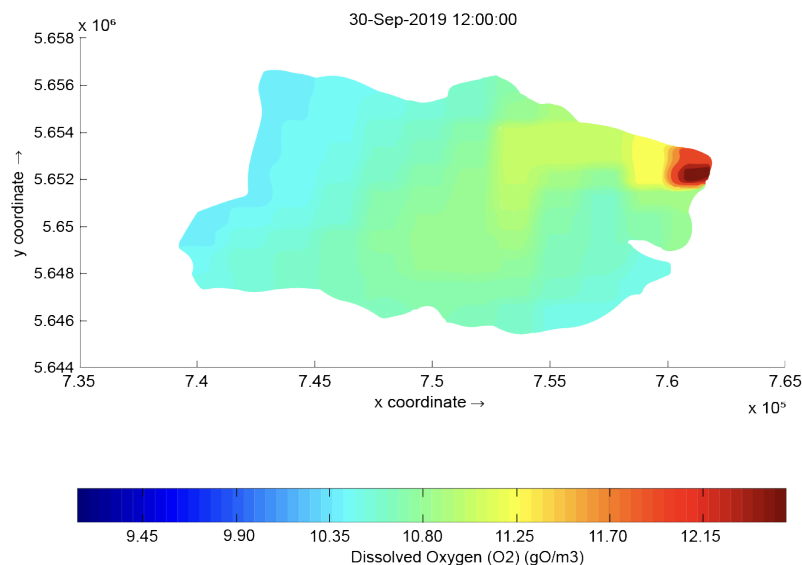
(b) Concentración de nitrato diciembre 2019

Figura 5.16: Distribución espacio-temporal de nitrato en septiembre y diciembre del año 2019.

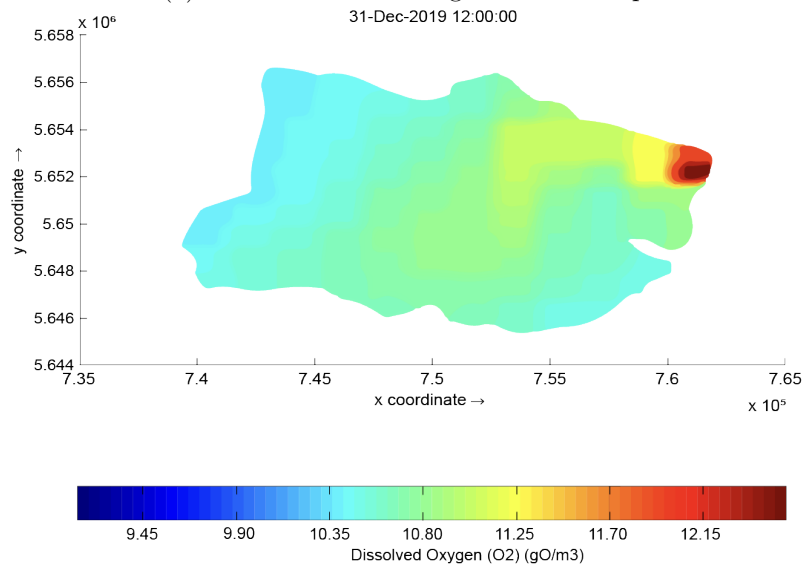
El amonio presenta una distribución esperada en el lago Villarrica. La principal fuente de contaminación de amonio proviene del río Pucón, y en la Figura 5.15 se observa que la mayor concentración de amonio está concentrada en esta zona. Asimismo, se observa una mayor concentración de amonio en la ribera sur del lago debido a los flujos de contaminación provenientes de viviendas sin conexión a alcantarillado y cobertura de suelo.



A diferencia de la representación gráfica para amonio y ortofosfato, la representación gráfica de nitrato indica que la concentración del nutriente es menor en la desembocadura del río Pucón y aumenta en la zona litoral Oeste. La Figura 5.16 muestra que la concentración de nitrato es mayor dentro del lago que en sus entradas, lo cual se puede explicar teniendo en cuenta que la tasa de nitrificación tiene un valor mayor que la tasa de desnitrificación. Esto implica que el nitrato se genera a mayor velocidad que el amonio. La alta concentración de nitrato dentro del lago puede explicarse también debido a que el modelo no considera organismos herbívoros ni zooplancton que consumen nitrato.



(a) Concentración de oxígeno disuelto septiembre 2019

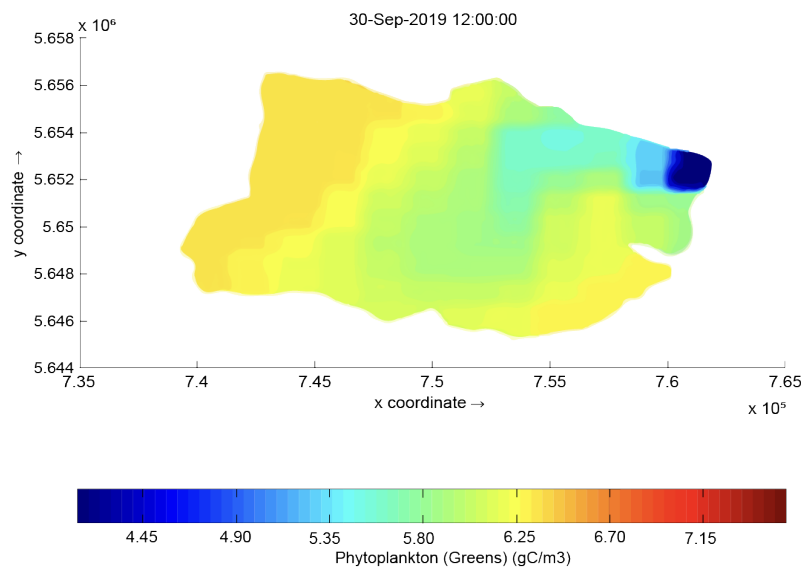


(b) Concentración de oxígeno disuelto diciembre 2019

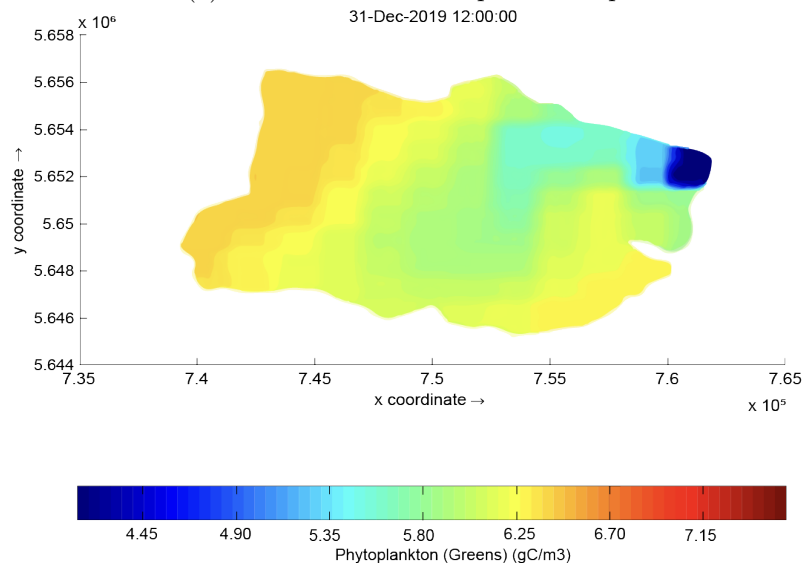
Figura 5.17: Distribución espacio-temporal de oxígeno disuelto en septiembre y diciembre del año 2019.

La Figura 5.17 indica que la concentración de oxígeno disuelto en el lago es mayor en la zona Norte, y cerca de la desembocadura del río Pucón. En septiembre (Figura 5.17.a) la concentración de oxígeno disuelto es más alta que en diciembre (Figura 5.17.b), esto debido a que en diciembre la temperatura del lago Villarrica es mayor y por ello existen condiciones más favorables para el aumento de biomasa algal. Por ende existe un aumento en su metabolismo, y en consecuencia en su consumo de oxígeno.

La representación gráfica muestra una mayor concentración de oxígeno en la ribera sur del lago tanto para el mes de septiembre como para diciembre. Esto puede deberse a la circulación de flujo que se da en esta zona por los caudales fijados en la ribera sur.



(a) Concentración de fitoplancton septiembre 2019



(b) Concentración de fitoplancton diciembre 2019

Figura 5.18: Distribución espacio-temporal de fitoplancton en septiembre y diciembre del año 2019.

La concentración de fitoplancton presenta un comportamiento esperable, ya que su concentración es mayor donde la concentración de ortofosfato (nutriente limitante) es mayor. En diciembre la biomasa algal abarca un área mayor, alcanzando altas concentraciones en la zona pelagial, mientras que en septiembre las altas concentraciones se localizan en la desembocadura del río Pucón y en la ribera sur del lago.

### 5.6.3. Evaluación de medidas del Plan de Descontaminación

Previamente en el Capítulo 3, se definieron los escenarios del Plan de Descontaminación del lago Villarrica a simular. Con el propósito de predecir el efecto que tendrá la norma de emisión de las pisciculturas sobre la calidad del agua del lago Villarrica, el enfoque de modelación de los escenarios de simulación está centrado en el cumplimiento de ésta. Los escenarios se presentan en la Tabla 5.16.

Tabla 5.16: Escenarios evaluados mediante el modelo de calidad del agua.

Escenario de simulación	Descripción
Escenario 1	Curarrehue (Los Fiordos) y Catripulli (Hendrix 1) cumplen la normativa. Emisión de fósforo total en pisciculturas disminuye un 25 % con respecto al caso base.
Escenario 2	Curarrehue (Los Fiordos), Catripulli (Hendrix 1, Hendrix 2 y Los Fiordos) y Caburgua II cumplen la normativa. Emisión de fósforo total en pisciculturas disminuye un 56 % con respecto al caso base
Escenario 3	Molco, Loncotraro, Quimeyco, Curarrehue (Los Fiordos) y Catripulli (Hendrix 1, Hendrix 2 y Los Fiordos) cumplen la norma. Emisión de fósforo total en pisciculturas disminuye un 77 % con respecto al caso base
Escenario 4	Todas las pisciculturas cumplen la normativa. Emisión de fósforo total disminuye un 88 % con respecto al caso base.

Para realizar las simulaciones de los escenarios definidos anteriormente, se modifica la condición de borde para la variable ortofosfato. No obstante, se mantienen las condiciones de borde para el resto de los contaminantes. Además de esto, las condiciones iniciales, y la discretización espacial y temporal del modelo no se modifican. El límite de emisión de fósforo impuesto a las pisciculturas implicará a su vez la disminución del aporte de compuestos nitrogenados, pero la disminución de nitrato y amonio no es considerada en la modelación de los escenarios del Plan. Determinar el aporte de compuestos nitrogenados proveniente de las pisciculturas tras imponer la norma de emisión de fósforo requiere de un estudio en base a la caracterización de RILES, por ende no se incluye en el presente trabajo.

Es importante mencionar que las 16 pisciculturas que impactan al lago Villarrica superan el límite de emisión de fósforo anual definido en el anteproyecto del Plan de Descontaminación (ver Tablas 2.3 y 3.4). Al imponer los límites de emisión de fósforo a las pisciculturas, el flujo másico anual de fósforo disminuye de 150 toneladas al año a 17 toneladas al año, es decir, disminuye en un 88 %. La Tabla 5.17 presenta el flujo másico impuesto a las pisciculturas ya existentes tras la implementación del Plan de Descontaminación.

Hasta la fecha, no se ha publicado en el Diario Oficial el Plan de Descontaminación de la cuenca del lago Villarrica, por ende las normas de emisión aún no son efectivas. Éstas entrarán en vigencia a partir de 3 o 4 años desde la publicación en el Diario Oficial, la cual se espera ocurra en un futuro cercano. La Tabla 5.18 presenta la emisión de fósforo total

Tabla 5.17: Comparación entre aporte de fósforo de pisciculturas y límite de emisión impuesto en Plan de Descontaminación según capacidad productiva. Elaboración propia en base a [11], [39] y [45].

Piscicultura	Capacidad de Producción	Aporte de Fósforo	Límite de emisión
		kg PT/año	kg PT/año
Los Chilcos (1)	35	1729,53	560
Los Chilcos (2)	35	967,23	560
Molco	87395	8898,17	2100
Loncotraro	60	13588,20	560
Loncotraro	60	3548,91	560
Chehuilco	300	2585,25	1000
La Cascada	140	794,18	560
Quetroleufu	176	5385,04	1000
Caburgua I	140	2293,36	560
Ojos del Caburgua	60	3534,48	560
Quimeyco	120	21338,19	560
Curarrehue (Los Fiordos)	400	24962,89	1700
Catripulli (Los Fiordos)	992,79	19059,57	2100
Catripulli (Hendrix 1)	900	12317,19	2100
Catripulli (Hendrix 2)	900	15109,35	2100
Caburgua II	220	14450,89	1000
Total		150562,5	17580

emitida por las empresas piscícolas en los escenarios 1, 2, 3 y 4 definidos anteriormente. Las celdas anaranjadas de la tabla indican las pisciculturas que respetan la norma de emisión del Plan de Descontaminación en cada escenario.

Tabla 5.18: Emisión de Fósforo Total (PT) emitido por las pisciculturas para cada escenario de simulación. Las celdas anaranjadas indican las pisciculturas que cumplen la norma de emisión de fósforo establecida en el Plan de Descontaminación del lago. Elaboración propia en base a [45].

Nombre Piscicultura	Caso Base [ton PT/año]	Escenario 1 [ton PT/año]	Escenario 2 [ton PT/año]	Escenario 3 [ton PT/año]	Escenario 4 [ton PT/año]
Los Chilcos (1)	1,729	1,729	1,729	1,729	0,56
Los Chilcos (2)	0,967	0,967	0,967	0,967	0,56
Molco	8,898	8,898	8,898	2,1	2,1
Loncotraro	13,588	13,588	13,588	0,56	0,56
Loncotraro	3,548	3,548	3,548	0,56	0,56
Chehuilco	2,585	2,585	2,585	2,585	1
La Cascada	0,794	0,794	0,794	0,794	0,56
Quetroleufu	5,383	5,383	5,383	5,383	1
Caburgua I	2,29	2,29	2,29	2,29	0,56
Ojos del Caburgua	3,534	3,534	3,534	3,534	0,56
Quimeyco	21,338	21,338	21,338	0,56	0,56
Curarrehue (Los Fiordos)	24,96	1,7	1,7	24,96	1,7
Catripulli (Los Fiordos)	19,059	2,1	2,1	2,1	2,1
Catripulli (Hendrix 1)	12,317	12,317	2,1	2,1	2,1
Catripulli (Hendrix 2)	15,109	15,109	2,1	2,1	2,1
Caburgua II	14,45	14,45	1	14,45	1
Total	150,562	110,33	73,654	66,772	17,58

A continuación, se compara la distribución espacial de la concentración de ortofosfato (Figura 5.19), nitrato (Figura 5.20), amonio (Figura 5.21) y biomasa algal (Figura 5.22) en el lago Villarrica, tras aplicar los distintos escenarios de cumplimiento de la norma de emisión de fósforo total del Plan de Descontaminación (Tabla 5.16).

De la Figura 5.19 es posible notar que a medida que el número de empresas piscícolas que cumplen la norma aumenta, la concentración de ortofosfato en el lago disminuye considerablemente. En el modelo, la carga de fósforo proveniente de las pisciculturas se puntualiza en la desembocadura del río Pucón, zona en la cual se aprecia el cambio más significativo en la concentración de ortofosfato.

La Tabla 5.19 presenta la comparación entre la concentración de ortofosfato en el caso base y tras simular los distintos escenarios. La comparación se realiza en los puntos de monitoreo Litoral Pucón y Litoral Sur, y para la concentración promedio en la superficie del lago. El escenario 4 es la mejor medida para reducir la concentración de ortofosfato en el lago, logrando una disminución de 16 % con respecto al caso base. Los escenarios 1, 2 y 3 logran una disminución de ortofosfato del 6 %, 11 % y 12 % respectivamente.

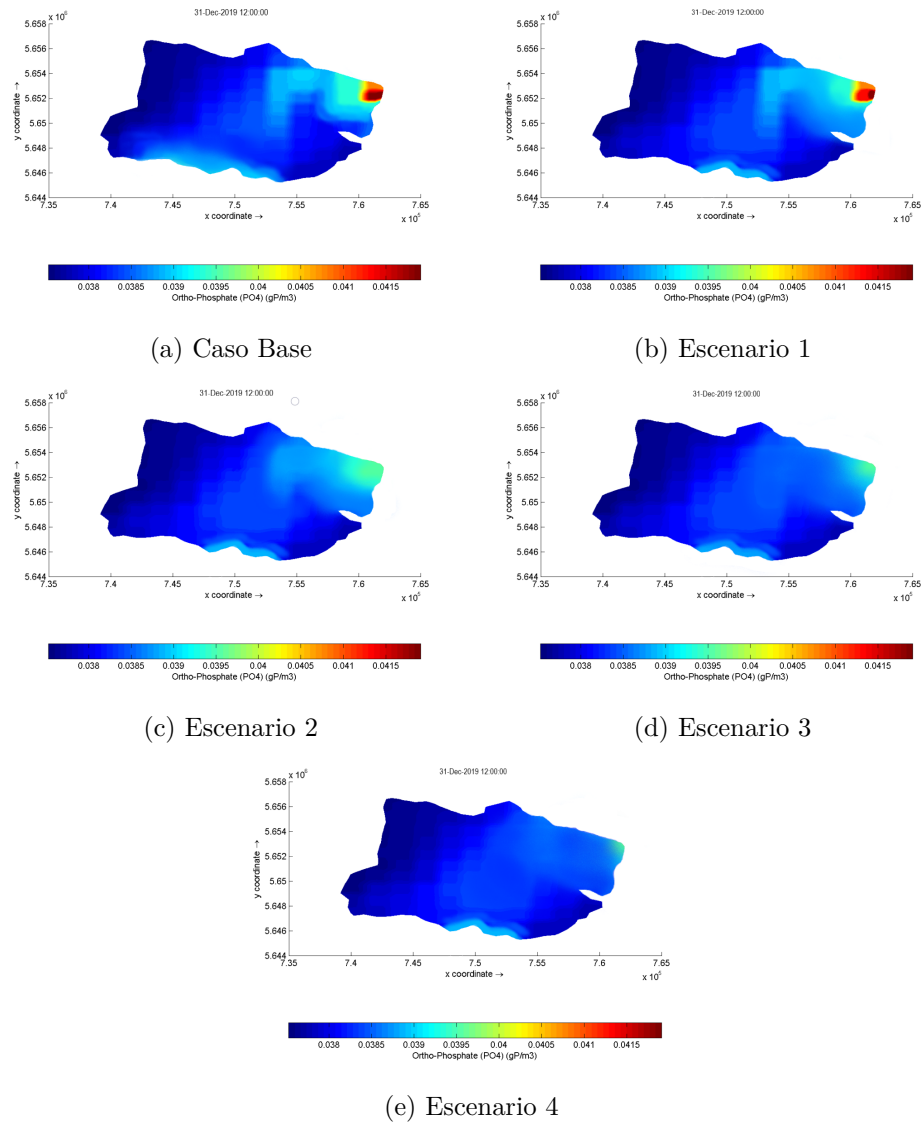


Figura 5.19: Comparación de la concentración de ortofosfato en el lago Villarica el día 19 de diciembre de 2019 para los cuatro escenarios planteados.

Tabla 5.19: Comparación de concentración  $PO_4$  entre caso base y escenarios de simulación

	Concentración de ortofosfato [ $g/m^3$ ]				
	Caso Base	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4
Desembocadura río Pucón	0,044	0,0415	0,039	0,0389	0,037
Ribera sur	0,04	0,039	0,0385	0,0385	0,0385
Promedio	0,0385	0,038	0,036	0,035	0,0322

La menor concentración de nitrato en el lago se encuentra en las cercanías a la desembocadura del río Pucón. Como se ve en la Figura 5.20, no existen grandes diferencias gráficas en el comportamiento de nitrato en el lago. La distribución espacial de la concentración no muestra una tendencia clara frente a la disminución del flujo másico proveniente de las pis-

culturas. La Tabla 5.20 presenta la comparación de la concentración de nitrato entre los escenarios de simulación y el caso base. Tras simular el escenario 4 se obtiene que la concentración promedio del lago disminuye en un 0,7% con respecto al caso base, mientras que la simulación de los escenarios 2 y 3 muestra una disminución de 0,5% relativa al caso base. El escenario 1 no muestra disminución en la concentración de nitrato en el lago.

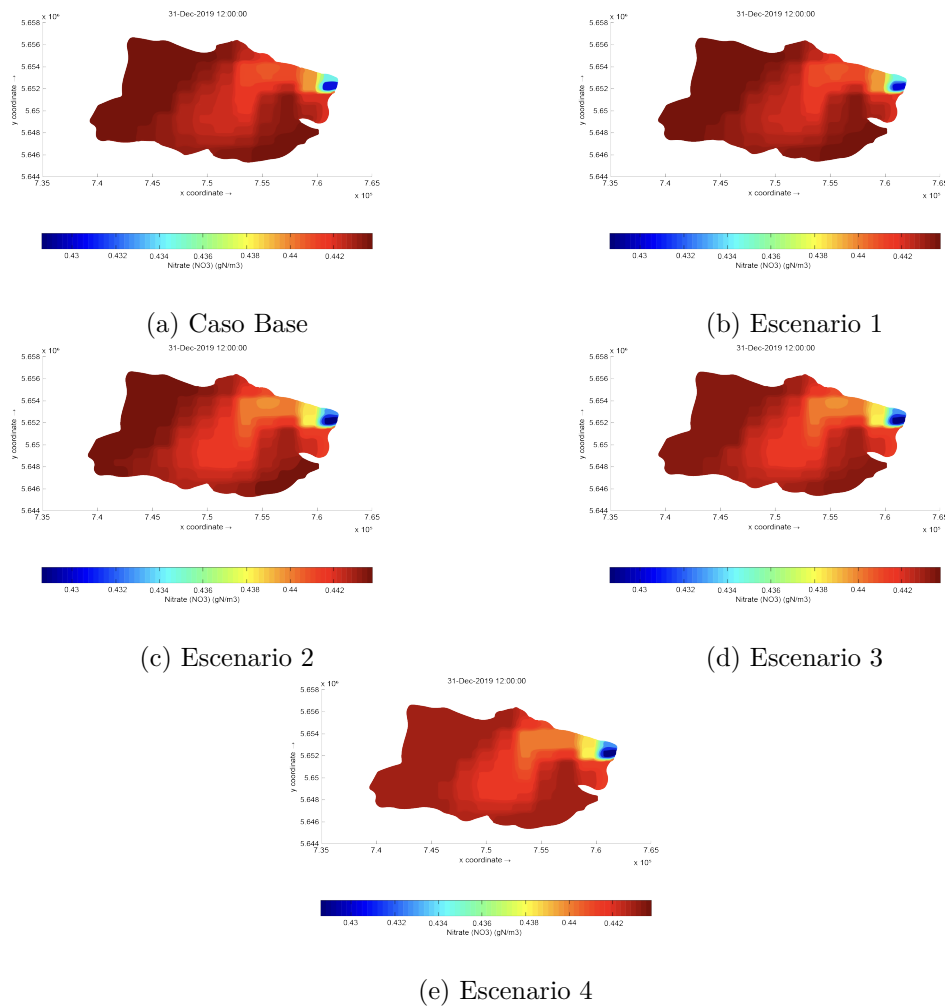


Figura 5.20: Comparación de la concentración de nitrato en el lago Villarrica el día 19 de diciembre de 2019 para los cuatro escenarios planteados.

Tabla 5.20: Comparación de concentración  $NO_3$  entre caso base y escenarios de simulación

	Concentración de nitrato [ $g/m^3$ ]				
	Caso Base	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4
Desembocadura río Pucón	0,43	0,43	0,43	0,43	0,43
Ribera sur	0,442	0,442	0,442	0,442	0,442
Promedio	0,444	0,444	0,442	0,442	0,441

De la Figura 5.21 y la Tabla 5.21 es posible notar que la concentración de amonio en las cercanías a la desembocadura del río Pucón disminuye conforme a la disminución de la

emisión de ortofosfato por parte de las pisciculturas. Tras simular el escenario 4, se tiene que la concentración de amonio en el lago se reduce en un 64 %, mientras que los escenarios 1, 2 y 3 logran una reducción del 38 %, 33 % y 17 % sobre el caso base respectivamente (en la estación Litoral Pucón).

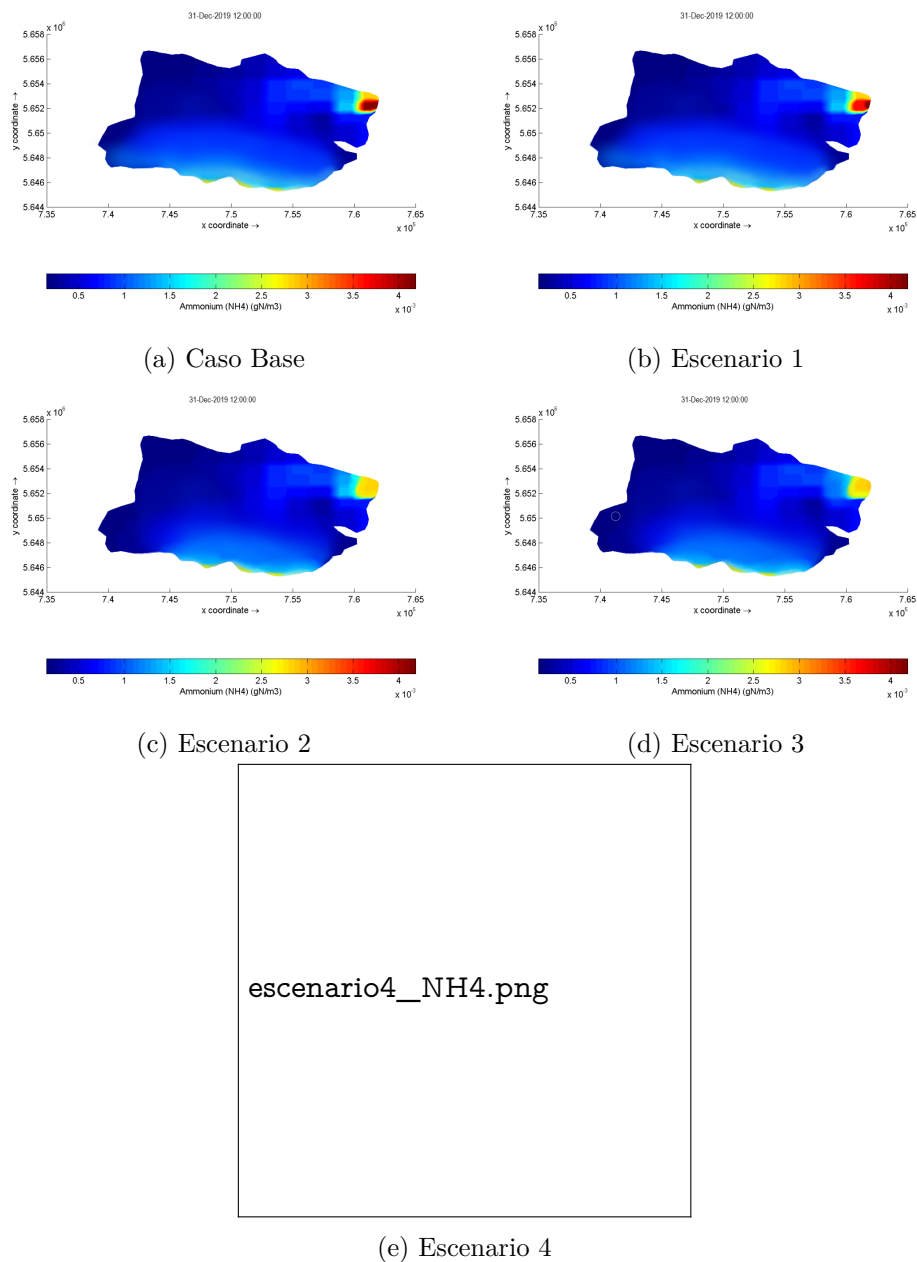


Figura 5.21: Comparación de la concentración de amonio en el lago Villarrica el día 19 de diciembre de 2019 para los cuatro escenarios planteados.

Como se ve en la Figura 5.22, la concentración de biomasa algal es mayor en las riberas del lago Villarrica, específicamente en la ribera poniente y sur-oriente. En todos los escenarios, la menor concentración de biomasa algal se encuentra en las cercanías a la desembocadura del río Pucón. Por otro lado, en la zona pelagial (centro) del lago no hay una tendencia tan marcada a la disminución de la concentración de biomasa algal. La disminución en el flujo másico



Tabla 5.21: Comparación de concentración  $NH_4$  entre caso base y escenarios de simulación

	Concentración de amonio [ $g/m^3$ ]				
	Caso Base	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4
Desembocadura río Pucón	$4,2 \cdot 10^{-3}$	$3,5 \cdot 10^{-3}$	$2,8 \cdot 10^{-3}$	$2,6 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-3}$
Ribera sur	$2,7 \cdot 10^{-3}$	$2,6 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-3}$
Promedio	$1,5 \cdot 10^{-3}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$1,2 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-3}$

emitido por pisciculturas tiene un efecto más visible en las riberas del lago Villarrica. La Tabla 5.22 presenta la comparación de la concentración de biomasa algal entre los escenarios de simulación y el caso base. A partir de los resultados obtenidos, es posible concluir que la medida que más aporta a la reducción de la concentración de biomasa algal en el lago es el escenario 4, con una reducción del 14% con respecto al caso base. Los escenarios 1, 2 y 3 logran un porcentaje de reducción del 3%, 7% y 12% sobre el caso base respectivamente.

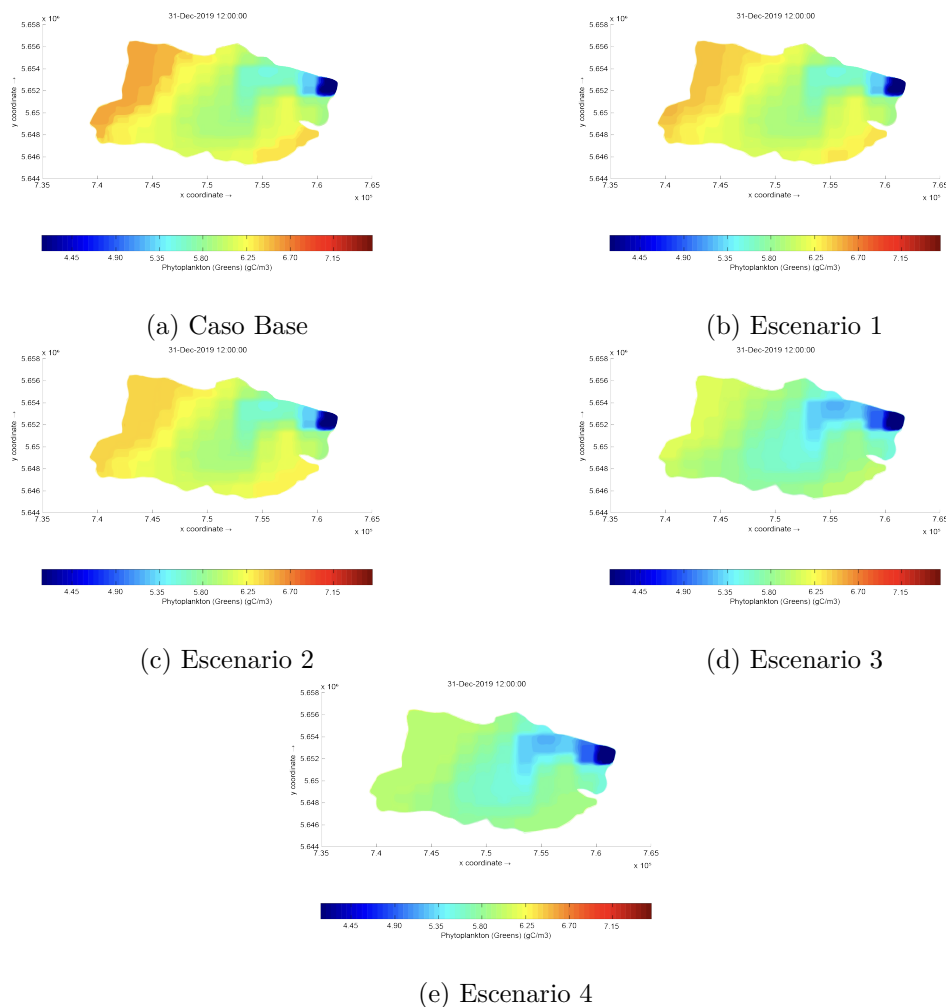


Figura 5.22: Comparación de la concentración de biomasa algal en el lago Villarrica el día 19 de diciembre de 2019 para los cuatro escenarios planteados.

Tabla 5.22: Comparación de concentración de biomasa algal entre caso base y escenarios de simulación

	Concentración de biomasa algal [ $g/m^3$ ]				
	Caso Base	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4
Desembocadura río Pucón	4,25	4,23	4,23	3,95	3,92
Ribera sur	6,24	6	5,93	5,86	5,74
Promedio	6,43	6,25	6	5,67	5,54

En resumen, la disminución de flujo másico de fósforo total aportado por las pisciculturas genera cambios en la distribución y acumulación de contaminantes y biomasa algal en el lago.

Al observar las figuras, es evidente que a medida que el aporte de ortofosfato de las pisciculturas disminuye, la calidad del agua del lago Villarrica mejora, ya que la concentración de compuestos nitrogenados, ortofosfato y biomasa algal disminuye.

Evidentemente, el caso más beneficioso para la calidad de las aguas del lago es cuando todas las pisciculturas cumplen la normativa.

# Capítulo 6

## Conclusiones y Recomendaciones

En el presente trabajo, se implementa un modelo de calidad del agua del lago Villarrica utilizando los módulos D-FLOW y D-WAQ del software Delft3D. El modelo de calidad del agua se desarrolló en base al modelo hidrodinámico desarrollado por Galaz (2020) [19], el cual simula los procesos hidrodinámicos que ocurren en el lago Villarrica durante el periodo comprendido entre el 1 de agosto de 2013 y el 31 de julio de 2015 [19]. De este modelo, se conserva la malla de discretización espacial y el paso temporal utilizado, además de los procesos definidos para representar los fenómenos de flujo y transporte de calor que ocurren en el lago con sus respectivas variables y parámetros. Sin embargo, se modifican las condiciones iniciales del modelo, con el fin de representar las condiciones meteorológicas e hidrológicas del lago en los años 2018 y 2019, y se imponen condiciones de borde para definir los límites abiertos del lago, es decir, los límites que representan las entradas y salidas de agua del dominio volumétrico. La modificación de las condiciones de borde se hace con el propósito de representar el aporte de nutrientes que proviene del río Pucón y de la ribera sur del lago. En la ribera sur del lago, se imponen cinco entradas de agua con concentraciones de 5,2 mg/l de fosfato, 11,6 mg/l de nitrato y 4,5 mg/l de amonio. En la desembocadura del río Pucón la concentración de fosfato, nitrato y amonio es de 0,12 mg/l, 0,18 mg/l y 0,07 mg/l respectivamente.

Con respecto al modelo hidrodinámico, la simulación incluye fenómenos de transporte de movimiento, calor y masa. Se presentan resultados de la simulación de transporte de calor en el cuerpo de agua, en la cual se puede observar la estratificación térmica del lago en verano.

Para garantizar la precisión y confiabilidad del modelo, éste es calibrado utilizando datos de mediciones de parámetros fisicoquímicos de los años 2016 y 2017. El ajuste de parámetros realizado se evalúa mediante el uso de los índices de error cuadrático medio (RMSE) y error absoluto medio (MAE). El criterio de detención para el proceso de calibración es alcanzar los valores de error mínimos variando los parámetros dentro de rangos conceptuales adecuados. Se obtienen valores de error aceptables de acuerdo a la literatura revisada: RMSE de 0,032 mg/l y MAE de 0,027 mg/l para ortofosfato, RMSE de 0,237  $\mu\text{g/l}$  y MAE de 0,242  $\mu\text{g/l}$  para nitrato, RMSE de 0,023  $\mu\text{g/l}$  y MAE de 0,02  $\mu\text{g/l}$  para amonio, RMSE de 1,45 mg/l y MAE de 1,34 mg/l para oxígeno disuelto, y por último RMSE de 3,92 mg/l y MAE de 3,37 mg/l para biomasa algal.

Para validar el modelo de calidad del agua, se cuantifica la disimilitud entre los valores observados en las estaciones de monitoreo para los años 2018 y 2019 y los valores predichos

por éste. Para ello, se utilizan los mismos índices de error utilizados en la calibración (MAE y RMSE) además del error cuadrático medio relativo (RRMSE). Los valores de error obtenidos son aceptables de acuerdo a la literatura revisada; RRMSE de 14 % para ortofosfato, RRMSE de 17 % para amonio, RRMSE de 21 % para nitrato, RRMSE de 16 % para biomasa algal y RRMSE de 3 % para oxígeno disuelto.

Tras los procesos de calibración y validación, se obtiene la distribución espacial de las concentraciones de nitrato, amonio, ortofosfato, biomasa algal y oxígeno disuelto en el agua. Las simulaciones del modelo de calidad del agua del lago Villarrica permiten proyectar la concentración de variables asociadas a la eutrofización de las aguas del lago.

Luego, se utiliza el modelo para evaluar escenarios del Plan de Descontaminación. Considerando que la mayor parte de las emisiones totales de fósforo y nitrógeno provienen de las pisciculturas ubicadas en la cuenca hidrográfica, se simulan escenarios relacionados al cumplimiento del Plan de Descontaminación por parte del sector piscícola.

El escenario 4 (todas las pisciculturas cumplen la norma) es la mejor medida para reducir la concentración de nutrientes y biomasa algal en el lago. La implementación de esta medida logra una disminución en la concentración promedio sobre el caso base de 16 % para ortofosfato, 0,7 % para nitrato, 33 % para amonio y 14 % para la biomasa algal.

Si la emisión de fósforo total emitida por las empresas piscícolas existentes disminuye en un 25 % con respecto a la situación actual (escenario 1), la concentración promedio de ortofosfato, nitrato, amonio y biomasa algal en el lago Villarrica disminuye en un 6 %, 0 %, 6 % y 3 % respectivamente.

Si la emisión de fósforo total de las pisciculturas disminuye un 56 % (escenario 2), la concentración promedio de ortofosfato, nitrato, amonio y biomasa algal en el lago Villarrica disminuye en un 11 %, 0,5 %, 6 % y 7 % respectivamente.

Por último, si la emisión de fósforo total emitido por las pisciculturas disminuye en un 77 % con respecto a la emisión actual (escenario 3), la concentración promedio de ortofosfato, nitrato, amonio y biomasa algal en el lago Villarrica disminuye en un 12 %, 0,5 %, 20 % y 12 % respectivamente.

De las simulaciones realizadas, el cambio menos notorio visualmente corresponde a la simulación para nitrato. Para las simulaciones de concentración de nutrientes, se observa que el impacto del cumplimiento de la norma es mayor en las cercanías de la desembocadura del río Pucón que en otras zonas del dominio volumétrico. Esto se debe a que el aporte de nutrientes de las pisciculturas (incluyendo aquellas ubicadas en la ribera sur del lago) fue puntualizado en la desembocadura del río Pucón.

Con respecto a la biomasa algal, es posible concluir que a medida que la carga de fosfato aumenta la densidad de la biomasa algal aumenta también, empeorando el estado trófico del lago. Es importante mantener bajo control las fuentes de ingreso de fósforo al sistema lacustre para manejar los efectos de la eutrofización en el lago.

En base a los resultados del presente trabajo, se concluye que es posible mejorar la calidad de las aguas del lago Villarrica al limitar las descargas de efluentes de pisciculturas.

La principal limitación para el desarrollo del modelo de calidad del agua del lago Villarrica fue la escasez de datos. Las estaciones de monitoreo de la DGA realizan cuatro muestreos al año, los cuales proporcionan cuatro datos anuales para nitrógeno total, fósforo total, clorofila a y oxígeno disuelto. Por este motivo, los datos disponibles para calibrar y validar el modelo son insuficientes. Al tener más datos disponibles, sería posible incorporar a la modelación

más variables y procesos relevantes para analizar la calidad del agua del lago. Con respecto a las concentraciones de biomasa algal, no existen estas mediciones en las estaciones de monitoreo de la DGA, por ende estas se estimaron a partir de los valores de concentración de clorofila a. El modelo considera que toda la biomasa algal presente en las aguas del lago corresponde a algas verde-azules (cianobacterias), lo cual difiere del caso real. Al corregir la baja representación de la comunidad de productores primarios, el modelo podría representar de manera más cercana a la realidad la concentración de fitoplancton en el lago. Además, la incorporación de otras variables tales como zooplancton, carbono y sílice en el modelo podrían otorgar un mejor entendimiento de los mecanismos de eutrofización en el lago.

A partir del trabajo realizado, es posible afirmar que los modelos de calidad del agua son herramientas adecuadas para evaluar posibles estrategias de gestión ambiental. El modelo desarrollado permite la evaluación de futuras políticas públicas que se adopten en la zona y que apunten a mejorar la calidad del agua en el lago, constituyendo una herramienta de apoyo a la toma de decisiones con base científica. Se espera que el presente trabajo aporte al entendimiento de la dinámica de nutrientes, productores primarios y oxígeno disuelto en sistemas lacustres.

# Bibliografía

- [1] Thornton, J. A., Harding, W. R., Dent, M., Hart, R. C., Lin, H., Rast, C. L., Rast, W., Ryding, S.-O., y Slawski, T. M., “Eutrophication as a ‘wicked’ problem,” *Lakes & reservoirs: Research & management*, vol. 18, no. 4, pp. 298–316, 2013.
- [2] Skei, J., Larsson, P., Rosenberg, R., Jonsson, P., Olsson, M., y Broman, D., “Eutrophication and contaminants in aquatic ecosystems,” *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, vol. 29, no. 4, pp. 184–194, 2000.
- [3] Hylland, K., Sköld, M., Gunnarsson, J., y Skei, J., “Interactions between eutrophication and contaminants. iv. effects on sediment-dwelling organisms,” *Marine Pollution Bulletin*, vol. 33, no. 1-6, pp. 90–99, 1996.
- [4] Valdivieso, A., “Ciclo del agua: ¿Qué es la escorrentía?” <https://www.iagua.es/respuestas/que-es-escorrentia>, 2021. Consulta: 10-11-2022.
- [5] León-Muñoz, J., Echeverría, C., Marcé, R., Riss, W., Sherman, B., y Iriarte, J. L., “The combined impact of land use change and aquaculture on sediment and water quality in oligotrophic lake rupanco (north patagonia, chile, 40.8 s),” *Journal of environmental management*, vol. 128, pp. 283–291, 2013.
- [6] Pizarro, J., Vergara, P. M., Rodríguez, J. A., Sanhueza, P. A., y Castro, S. A., “Nutrients dynamics in the main river basins of the centre-southern region of chile,” *Journal of Hazardous Materials*, vol. 175, no. 1-3, pp. 608–613, 2010.
- [7] Pizarro, J., Vergara, P. M., Cerda, S., y Briones, D., “Cooling and eutrophication of southern chilean lakes,” *Science of the Total Environment*, vol. 541, pp. 683–691, 2016.
- [8] OECD/ECLAC, “OECD Environmental Performance Reviews: Chile 2016.” OECD Publishing, 2016.
- [9] Gunes, K., “Point and nonpoint sources of nutrients to lakes—ecotechnological measures and mitigation methodologies—case study,” *Ecological Engineering*, vol. 34, no. 2, pp. 116–126, 2008.
- [10] Escenarios Hídricos, “¿Qué entendemos por cuenca hidrográfica y por qué es la unidad territorial óptima para gestionar los recursos hídricos?” <https://escenarioshidricos.cl/noticia/cuenca-hidrografica-la-unidad-territorial-optima-para-gestionar-recursos-hidricos/>, 2021. Consulta: 10-11-2022.
- [11] Centro de Gestión y Tecnologías del Agua Universidad de la Frontera, “Evaluación de medidas de reducción de nutrientes (nitrógeno y fósforo) en base al análisis de escenarios, como insumo para la preparación del Anteproyecto del Plan de Descontaminación de la cuenca del lago Villarrica,” 2020.
- [12] Departamento de Economía Ambiental Ministerio del Medio Ambiente, “Análisis Gene-

- ral de Impacto Económico y Social del Anteproyecto de Normas Secundarias de Calidad Ambiental para la protección de las aguas del lago Villarrica,” Diario Oficial de la República de Chile, 2011.
- [13] Radio Lago Villarrica 91.5 FM, “Lago contaminado,” 2021.
- [14] Lytras, E., “Developing models for lake management,” *Desalination*, vol. 213, no. 1-3, pp. 129–134, 2007.
- [15] Zhao, L., Zhang, X., Liu, Y., He, B., Zhu, X., Zou, R., y Zhu, Y., “Three-dimensional hydrodynamic and water quality model for tmdl development of lake fuxian, china,” *Journal of Environmental Sciences*, vol. 24, no. 8, pp. 1355–1363, 2012.
- [16] James, R. T., Martin, J., Wool, T., y Wang, P., “A sediment resuspension and water quality model of lake okeechobee 1,” *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, vol. 33, no. 3, pp. 661–678, 1997.
- [17] Missaghi, S. y Hondzo, M., “Evaluation and application of a three-dimensional water quality model in a shallow lake with complex morphometry,” *Ecological Modelling*, vol. 221, no. 11, pp. 1512–1525, 2010.
- [18] Khan, F. A. y Ansari, A. A., “Eutrophication: an ecological vision,” *The botanical review*, vol. 71, no. 4, pp. 449–482, 2005.
- [19] Galaz García, F. A., “Modelación numérica de la hidrodinámica del lago Villarrica ad portas del Anteproyecto del Plan de Descontaminación aprobado mediante resolución exenta n° 437/2020 del Ministerio del Medio Ambiente,” Memoria para optar al título de Ingeniero Civil, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile, 2020.
- [20] Butkus, Steven and Villalobos, Sibel, “Modelación de la respuesta del lago Villarrica ante aportes de fósforo,” III Encuentro de las Aguas, Santiago, Chile, 2001.
- [21] Meruane Naranjo, C., “El efecto del viento Puelche sobre la hidrodinámica y calidad de aguas del lago Villarrica,” Memoria para optar al título de Ingeniera Civil, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile, 2005.
- [22] Bruning González, M. B., “Estudio de aporte de carga de nutrientes por fuentes contaminantes y análisis de escenarios de descontaminación mediante un modelo de calidad de aguas en el lago Villarrica,” Tesis para optar al título de Ingeniera Civil Química y al grado de Magíster en Ciencias de la Ingeniería mención Química, Departamento de Ingeniería Química, Biotecnología y Materiales, Universidad de Chile, 2018.
- [23] Centro de Información de Recursos Naturales (CIREN), “Redefinición de la clasificación red hidrográfica a nivel nacional,” 2014.
- [24] Dirección General de Aguas y CADE-IDEPE, “Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad: cuenca del río Toltén ,” 2004.
- [25] Valenzuela Moure, A., “Las aguas del lago Villarrica: Calidad y procesos fisicoquímicos de los recursos hídricos que lo alimentan,” Memoria para optar al título de Geólogo, Departamento de Geología, Universidad de Chile, 2019.
- [26] Departamento de Conservación y Protección de Recursos Hídricos Dirección General de Aguas (DGA), “Reporte de la red de control de lagos de la Dirección General de Aguas,” 2017.
- [27] Ministerio del Medio Ambiente, “Decreto 19 Establece Normas Secundarias de Calidad

Ambiental para la protección de las aguas continentales superficiales del lago Villarrica.” Diario Oficial de la República de Chile, 2013.

- [28] Campos, H., “Limnological study of araucanian lakes (chile) with 1 figure and 3 tables in the text,” *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, vol. 22, no. 2, pp. 1319–1327, 1984.
- [29] Campos, H., Steffen, W., Roman, C., Zúñiga, L., y Agüero, G., “Limnological studies in lake Villarrica morphometric, physical, chemical, planktonical factors and primary productivity,” *Archiv für Hydrobiologie. Supplementband. Monographische Beiträge*, vol. 65, no. 4, pp. 371–406, 1983.
- [30] Google, “Vista satelital lago Villarrica en Google Earth.” [https://earth.google.com/web/search/Lago+Villarrica/@-39.2554707,-72.0979001,214.80289618a,28801.45885221d,35y,0h,0t,0r/data=CnoaUBJKCiUweDk2MTQ3ZDBiMmRmNDAzZGQ6MHg2NTU0YWMwNDBmOGZhMDQ0GSM-wQ8YoUPAIVNJU\\_OLB1LAKg9MYWdvIFZpbGxhcnJpY2EYAiABIYKJAnS8vV0AnJDwBFHmgLiKshDwBlRyCPuDfxRwCEXLG\\_3NzVSwA](https://earth.google.com/web/search/Lago+Villarrica/@-39.2554707,-72.0979001,214.80289618a,28801.45885221d,35y,0h,0t,0r/data=CnoaUBJKCiUweDk2MTQ3ZDBiMmRmNDAzZGQ6MHg2NTU0YWMwNDBmOGZhMDQ0GSM-wQ8YoUPAIVNJU_OLB1LAKg9MYWdvIFZpbGxhcnJpY2EYAiABIYKJAnS8vV0AnJDwBFHmgLiKshDwBlRyCPuDfxRwCEXLG_3NzVSwA). Consulta: 08-2021.
- [31] Instituto Nacional de Estadísticas (INE), “Censo 2017.” <https://ine-chile.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=c2155cac57d04032bf6ca5f151cddd6d>, 2017. Consulta: 23-02-2022.
- [32] Cabello, F. C., “Antibióticos y acuicultura en Chile: consecuencias para la salud humana y animal,” *Revista médica de Chile*, vol. 132, no. 8, pp. 1001–1006, 2004.
- [33] Fuentes Olmos, J., “Evolución del régimen ambiental de la acuicultura en Chile,” *Revista de derecho (Valparaíso)*, no. 42, pp. 441–477, 2014.
- [34] Buschmann, A. y Fortt, A., “Efectos ambientales de la acuicultura intensiva y alternativas para un desarrollo sustentable,” *Revista Ambiente y Desarrollo*, vol. 21, no. 3, pp. 58–64, 2005.
- [35] Municipalidad de Curarrehue, “Participación ciudadana en el contexto de estudio de prefactibilidad sanitaria.” <https://curarrehue.cl/on/reuniones-estudio-de-prefactibilidad-sanitaria/>, 16 de agosto 2021. Consulta: 9-02-2022.
- [36] Superintendencia de Servicios Sanitarios SISS, “Plantas de tratamiento de aguas servidas IX región.” <https://www.siss.gob.cl/586/w3-printer-5144.html>, 29 de mayo 2019. Consulta: 9-02-2022.
- [37] Ministerio Secretaría General de la Presidencia, “Decreto 90: Establece norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales.” Diario Oficial de la República de Chile, marzo 2001.
- [38] Chang, H. N., Moon, R. K., Park, B. G., Lim, S.-J., Choi, D. W., Lee, W. G., Song, S. L., y Ahn, Y. H., “Simulation of sequential batch reactor (sbr) operation for simultaneous removal of nitrogen and phosphorus,” *Bioprocess Engineering*, vol. 23, no. 5, pp. 513–521, 2000.
- [39] Sistema Nacional de Información y Fiscalización Ambiental (SNIFA), “Catastro de unidades fiscalizables.” <https://snifa.sma.gob.cl/UnidadFiscalizable>, 2015-2019. Consulta: 06-03-2021.
- [40] Arias, S. C., Pérez, J. C., y Rueda, O. M., “Lixiviación de nitratos en dos suelos al



- alterar sus propiedades físicas,” *Revista EIA*, no. 2, pp. 35–40, 2004.
- [41] Arauzo, M., Díez, J., Hernáiz, P., y del Rey, A., “Estimación de balances hídricos y lixiviación de nitratos en sistemas agrícolas,” *Investigación de la zona no saturada*, vol. 6, 2003.
- [42] Seremi Región de La Araucanía y Centro de Gestión y Tecnologías del Agua - UFRO, “Análisis y evaluación de medidas de reducción de nutrientes (nitrógeno y fósforo) para incorporar al plan de descontaminación del lago Villarrica,” 2019.
- [43] Ministerio Secretaría General de la Presidencia, “Ley 19.300: Aprueba Ley sobre Bases Generales del Medio Ambiente.” *Diario Oficial de la República de Chile*, 1994.
- [44] Ministerio del Medio Ambiente, “Decreto 43: Declara Zona Saturada por Clorofila a, Transparencia y Fósforo Disuelto, a la cuenca del lago Villarrica.” *Diario Oficial de la República de Chile*, 2018.
- [45] Ministerio del Medio Ambiente, “Anteproyecto del Plan de Descontaminación por Clorofila “a”, Transparencia y Fósforo Disuelto, para la cuenca del lago Villarrica.” *Diario Oficial de la República de Chile*, 2020.
- [46] Sterner, R. W., “On the phosphorus limitation paradigm for lakes,” *International Review of Hydrobiology*, vol. 93, no. 4-5, pp. 433–445, 2008.
- [47] Moses, S. A., Janaki, L., Joseph, S., Justus, J., y Vimala, S. R., “Influence of lake morphology on water quality,” *Environmental monitoring and assessment*, vol. 182, no. 1, pp. 443–454, 2011.
- [48] Wetzel, R. G., “3 - Rivers and Lakes—their distribution, origins, and forms,” en *Limnology (Third Edition)* (Wetzel, R. G., ed.), pp. 15–42, San Diego: Academic Press, third edition ed., 2001, doi:<https://doi.org/10.1016/B978-0-08-057439-4.50007-1>.
- [49] Meruane, C., Nino, Y., y Garreaud, R., “Estructura térmica del lago Villarrica (Chile) durante episodios de viento fuerte: Mediciones y simulación numérica,” VIII Congress on Computational Mechanics MECOM 2005, Buenos Aires, Argentina, 2005.
- [50] Gallerano, F., Ricci, R., y Viotti, P., “Analysis of the eutrophication trend in a deep lake,” *Ecological modelling*, vol. 66, no. 3-4, pp. 157–179, 1993.
- [51] Elçi, Ş., “Effects of thermal stratification and mixing on reservoir water quality,” *Limnology*, vol. 9, no. 2, pp. 135–142, 2008.
- [52] Wetzel, R. G., “6 - Fate of heat,” en *Limnology (Third Edition)* (Wetzel, R. G., ed.), pp. 71–92, San Diego: Academic Press, third edition ed., 2001, doi:<https://doi.org/10.1016/B978-0-08-057439-4.50010-1>.
- [53] Monismith, S. G., “Wind-forced motions in stratified lakes and their effect on mixed-layer shear,” *Limnology and oceanography*, vol. 30, no. 4, pp. 771–783, 1985.
- [54] Deltares, “Delft3D-WAQ User Manual,” Deltares Delft, The Netherlands, 2008.
- [55] Meruane, C., Niño, Y., y Garreaud, R., “Simulation of phytoplankton response to strong wind events in lake Villarrica, Chile,” en XXXI IAHR Congress, Seoul, South Korea, International Association of Hydraulic Engineering, doi, vol. 10, 2005.
- [56] Rozas, C., de la Fuente, A., Ulloa, H., Davies, P., y Niño, Y., “Quantifying the effect of wind on internal wave resonance in lake villarrica, chile,” *Environmental Fluid Mechanics*, vol. 14, no. 4, pp. 849–871, 2014.

- [57] Heaps, N. S. y Ramsbottom, A., “Wind effects on the water in a narrow two-layered lake. part i. theoretical analysis. part ii. analysis of observations from windermere. part iii. application of the theory to windermere,” *Philosophical Transactions of the royal society of London. Series A, mathematical and physical sciences*, vol. 259, no. 1102, pp. 391–430, 1966.
- [58] Rehman, S. y Al-Abbadi, N. M., “Wind shear coefficients and their effect on energy production,” *Energy Conversion and Management*, vol. 46, no. 15-16, pp. 2578–2591, 2005.
- [59] Saggio, A. y Imberger, J., “Internal wave weather in a stratified lake,” *Limnology and oceanography*, vol. 43, no. 8, pp. 1780–1795, 1998.
- [60] Antenucci, J. P. y Imberger, J., “Energetics of long internal gravity waves in large lakes,” *Limnology and oceanography*, vol. 46, no. 7, pp. 1760–1773, 2001.
- [61] Wang, D.-P. y Mooers, C. N., “Long coastal-trapped waves off the west coast of the united states, summer 1973,” *Journal of Physical Oceanography*, vol. 7, no. 6, pp. 856–864, 1977.
- [62] Svensson, J., “Observations of internal waves in lake vaunern, sweden,” en *Developments in Water Science*, vol. 11, pp. 223–231, Elsevier, 1979.
- [63] Hutter, K., “Linear gravity waves, Kelvin waves and Poincare waves, theoretical modelling and observations,” en *Hydrodynamics of Lakes*, pp. 39–80, Springer, 1984.
- [64] Dirección General de Aguas (DGA), “Estadística hidrológica en línea. Parámetros fluviométricos estaciones cuenca río Toltén.” <https://snia.mop.gob.cl/BNAConsultas/reportes>, 2015-2019. Consulta: 06-08-2021.
- [65] Maloney, J. O., *Perry Chemical Engineers Handbook*. The McGraw-Hill Companies, Inc, 2008.
- [66] Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias (INIA), “Agrometeorología, red agrometeorológica inia.” <https://agrometeorologia.cl/>, 2021. Consulta: 06-03-2021.
- [67] Cole, T. M. y Wells, S. A., “CE-QUAL-W2: A two-dimensional, laterally averaged, hydrodynamic and water quality model, version 3.5,” *US Army Engineering and Research Development Center, Vicksburg MS*, 2006.
- [68] Luijendijk, A., “Validation, calibration and evaluation of Delft3D-FLOW model with ferry measurements,” *TU Delft, Faculty of Civil Engineering and Geosciences, Hydraulic Engineering*, 2001.
- [69] Deltares, “Delft3D-FLOW User Manual,” *Deltares Delft, The Netherlands*, 2013.
- [70] McCombs, M. P., Mulligan, R. P., Boegman, L., y Rao, Y. R., “Modeling surface waves and wind-driven circulation in eastern lake ontario during winter storms,” *Journal of Great Lakes Research*, vol. 40, pp. 130–142, 2014.
- [71] Razmi, A. M., Barry, D. A., Bakhtyar, R., Le Dantec, N., Dastgheib, A., Lemmin, U., y Wüest, A., “Current variability in a wide and open lacustrine embayment in lake geneva (switzerland),” *Journal of Great Lakes Research*, vol. 39, no. 3, pp. 455–465, 2013.
- [72] Verhagen, J. y Nienhuis, P. H., “A simulation model of production, seasonal changes in biomass and distribution of eelgrass (*zostera marina*) in lake grevelingen,” *Marine*

Ecology Progress Series, vol. 10, 1983.

- [73] Abarca Mesa, J. A., “Modelación hidrodinámica del lago Llanquihue,” Tesis para optar al título de Ingeniera Civil y al grado de Magíster en Ciencias de la Ingeniería mención Recursos y Medio Ambiente Hídrico, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile, 2018.
- [74] Niño Campos, Y., “Ecuaciones diferenciales de flujo y transporte en aguas superficiales.” Modelación Numérica en Ingeniería Hidráulica y Ambiental, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile, 2002.
- [75] Peiró, J. y Sherwin, S., “Finite difference, finite element and finite volume methods for partial differential equations,” en *Handbook of materials modeling*, pp. 2415–2446, Springer, 2005.
- [76] Large, W. y Pond, S., “Open ocean momentum flux measurements in moderate to strong winds,” *Journal of physical oceanography*, vol. 11, no. 3, pp. 324–336, 1981.
- [77] Parra, O., Valdovinos, C., Urrutia, R., Cisternas, M., Habit, E., y Mardones, M., “Caracterización y tendencias tróficas de cinco lagos costeros de Chile central,” *Limnética*, vol. 22, no. 1-2, pp. 51–83, 2003.
- [78] Abell, R., Thieme, M. L., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, N., Coad, B., Mandrak, N., Balderas, S. C., Bussing, W., *et al.*, “Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation,” *BioScience*, vol. 58, no. 5, pp. 403–414, 2008.
- [79] Filippelli, G. M., “The global phosphorus cycle,” *Reviews in mineralogy and geochemistry*, vol. 48, no. 1, pp. 391–425, 2002.
- [80] Smith, V. H., Tilman, G. D., y Nekola, J. C., “Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems,” *Environmental pollution*, vol. 100, no. 1-3, pp. 179–196, 1999.
- [81] Universidad Austral de Chile, “Diagnóstico de la calidad de las aguas del lago Villarrica, Región de La Araucanía,” 2008.
- [82] Wetzel, R. G., “13 - The phosphorus cycle,” en *Limnology (Third Edition)* (Wetzel, R. G., ed.), pp. 239–288, San Diego: Academic Press, third edition ed., 2001, doi:<https://doi.org/10.1016/B978-0-08-057439-4.50017-4>.
- [83] Ruttenberg, K., “The global phosphorus cycle,” *Treatise on geochemistry*, vol. 8, p. 682, 2003.
- [84] Filippelli, G. M., “The global phosphorus cycle: past, present, and future,” *Elements*, vol. 4, no. 2, pp. 89–95, 2008.
- [85] Caraco, N. F., “Disturbance of the phosphorus cycle: a case of indirect effects of human activity,” *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 8, no. 2, pp. 51–54, 1993.
- [86] Fowler, D., Coyle, M., Skiba, U., Sutton, M. A., Cape, J. N., Reis, S., Sheppard, L. J., Jenkins, A., Grizzetti, B., Galloway, J. N., *et al.*, “The global nitrogen cycle in the twenty-first century,” *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 368, no. 1621, p. 20130164, 2013.
- [87] Warakomski, A., Kempen, R. v., y Kos, P., “Microbiology/biochemistry of the nitrogen cycle,” *Innovation process applications*. New Brunswick, pp. 277–285, 2007.

- [88] Delwiche, C. C., “The nitrogen cycle,” *Scientific American*, vol. 223, no. 3, pp. 136–147, 1970.
- [89] Stein, L. Y. y Klotz, M. G., “The nitrogen cycle,” *Current Biology*, vol. 26, no. 3, pp. R94–R98, 2016.
- [90] Hayatsu, M., Tago, K., y Saito, M., “Various players in the nitrogen cycle: diversity and functions of the microorganisms involved in nitrification and denitrification,” *Soil Science and Plant Nutrition*, vol. 54, no. 1, pp. 33–45, 2008.
- [91] Miranda, L., Hargreaves, J., y Raborn, S., “Predicting and managing risk of unsuitable dissolved oxygen in a eutrophic lake,” *Hydrobiologia*, vol. 457, no. 1, pp. 177–185, 2001.
- [92] Wetzel, R. G., “9 - Oxygen,” en *Limnology (Third Edition)* (Wetzel, R. G., ed.), pp. 151–168, San Diego: Academic Press, third edition ed., 2001, doi:<https://doi.org/10.1016/B978-0-08-057439-4.50013-7>.
- [93] Bhateria, R. y Jain, D., “Water quality assessment of lake water: a review,” *Sustainable Water Resources Management*, vol. 2, no. 2, pp. 161–173, 2016.
- [94] Li, J., Luo, G., He, L., Xu, J., y Lyu, J., “Analytical approaches for determining chemical oxygen demand in water bodies: a review,” *Critical reviews in analytical chemistry*, vol. 48, no. 1, pp. 47–65, 2018.
- [95] Lozano, S., “Environmental monitoring and assessment-great lakes: sample design, monitoring and indicator development,” en *14 th Annual Meeting(SETAC)- Ecological Risk Assessment: Lessons Learned?*– Abstract Book. vp. 1993., 1993.
- [96] Gaxiola-Castro, G., Cepeda-Morales, J., Nájera-Martínez, S., Espinosa-Carreón, T., De la Cruz-Orozco, M., Sosa-Avalos, R., Aguirre-Hernández, E., y Cantú-Ontiveros, J., “Biomasa y producción de fitoplancton,” *Dinámica del Ecosistema Pelágico Frente a Baja California*, pp. 59–85, 2010.
- [97] Wetzel, R. G., “Planktonic communities: algae and cyanobacteria,” *Limnology: Lake and River Ecosystems* (3rd ed.). Academic Press, California, USA, pp. 331–394, 2001.
- [98] Sin, Y., Wetzel, R. L., y Anderson, I. C., “Spatial and temporal characteristics of nutrient and phytoplankton dynamics in the York River estuary, Virginia: analyses of long-term data,” *Estuaries*, vol. 22, no. 2, pp. 260–275, 1999.
- [99] Kaçıkoc, M. y Beyhan, M., “Hydrodynamic and water quality modeling of lake Eğirdir,” *CLEAN–Soil, Air, Water*, vol. 42, no. 11, pp. 1573–1582, 2014.
- [100] Phillips, F. y Castro, M., “7.11 - groundwater dating and residence-time measurements,” en *Treatise on Geochemistry (Second Edition)* (Holland, H. D. y Turekian, K. K., eds.), pp. 361–400, Oxford: Elsevier, second edition ed., 2014, doi:<https://doi.org/10.1016/B978-0-08-095975-7.00513-1>.
- [101] Niño Campos, Y., “Método de los volúmenes finitos.” *Modelación Numérica en Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile, 2002.
- [102] US EPA (US Environmental Protection Agency), “Total Maximum Daily Load (TMDL) for the Noxubee River Watershed (Draft).” Mississippi Department of Environmental Quality, Office of Pollution Control, 2007.
- [103] Dirección General de Aguas (DGA), “Estadística hidrológica en línea. Parámetros físico-

químicos estaciones cuenca río Toltén.” <https://snia.mop.gob.cl/BNAConsultas/reportes>, 2015-2019. Consulta: 06-08-2021.

- [104] Singh, J., Knapp, H. V., Arnold, J., y Demissie, M., “Hydrological modeling of the iroquois river watershed using hspf and swat 1,” JAWRA Journal of the American Water Resources Association, vol. 41, no. 2, pp. 343–360, 2005.
- [105] Arhonditsis, G. B. y Brett, M. T., “Evaluation of the current state of mechanistic aquatic biogeochemical modeling,” Marine Ecology Progress Series, vol. 271, pp. 13–26, 2004.

# Anexos

## Anexo A. Modelo Hidrodinámico

### A.1. Ecuaciones del modelo

#### Ecuaciones Navier-Stokes promediadas en Reynolds

La construcción de la ecuación a continuación se obtuvo de la clase Ecuaciones Diferenciales de flujo y transporte en aguas superficiales del curso Modelación numérica en Ingeniería Hidráulica y Ambiental de Yarko Niño (Primavera 2002). La velocidad instantánea del flujo en la dirección  $i$  puede descomponerse en un valor medio  $\bar{u}_i$ , donde la barra denota el promedio de conjunto, más una fluctuación  $u'_i$ .

$$u_i = \bar{u}_i + u'_i \quad (\text{A.1})$$

Análogamente para la presión motriz:

$$\hat{p} = \bar{\hat{p}} + \hat{p}' \quad (\text{A.2})$$

$$\frac{\partial(\bar{u}_i + u'_i)}{\partial t} + \frac{\partial((\bar{u}_j + u'_j)(\bar{u}_i + u'_i))}{\partial x_j} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial(\bar{\hat{p}} + \hat{p}')}{\partial x_i} + \nu \frac{\partial^2(\bar{u}_i + u'_i)}{\partial x_j \partial x_j} \quad (\text{A.3})$$

Al aplicar el promedio de conjunto sobre la ecuación anterior, considerando que  $\bar{a}' = 0$ , se obtiene:

$$\frac{\partial \bar{u}_i}{\partial t} + \frac{\partial(\bar{u}_j \bar{u}_i + \overline{u'_j u'_i})}{\partial x_j} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{\hat{p}}}{\partial x_i} + \nu \frac{\partial^2 \bar{u}_i}{\partial x_j \partial x_j} \quad (\text{A.4})$$

Promediando sobre la turbulencia la ecuación de continuidad se obtiene:

$$\frac{\partial \bar{u}_j}{\partial x_j} = 0 \quad (\text{A.5})$$

Multiplicando la ecuación anterior por  $\bar{u}_i$  y sumando el resultado a A.4 se obtiene:

$$\frac{\partial \bar{u}_i}{\partial t} + \bar{u}_j \frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{\hat{p}}}{\partial x_i} + \nu \frac{\partial^2 \bar{u}_i}{\partial x_j \partial x_j} \quad (\text{A.6})$$

Esfuerzos turbulentos o de Reynolds:

$$\tau_{tij} = -\rho \overline{u'_i u'_j} \quad (\text{A.7})$$

De acuerdo a la ley de Newton-Navier, los esfuerzos viscosos del flujo medio están dados

por:

$$\tau_{vij} = 2\mu\epsilon_{ij} = \mu\left(\frac{\partial\bar{u}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial\bar{u}_j}{\partial x_i}\right) \quad (\text{A.8})$$

En la ecuación anterior,  $\epsilon_{ij}$  representa el tensor de deformación. Entonces, es posible expresar el esfuerzo total como:

$$\tau_{ij} = \tau_{vij} + \tau_{tij} = \mu\left(\frac{\partial\bar{u}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial\bar{u}_j}{\partial x_i}\right) - \overline{\rho u'_i u'_j} \quad (\text{A.9})$$

La ecuación A.6 también puede escribirse de la siguiente forma:

$$\frac{\partial\bar{u}_i}{\partial t} + \bar{u}_j \frac{\partial\bar{u}_i}{\partial x_j} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial\bar{p}}{\partial x_i} + \frac{\partial\tau_{ij}}{\partial x_j} \quad (\text{A.10})$$

La hipótesis de Boussinesq se puede expresar como:

$$\tau_{tij} = 2\mu_t\epsilon_{ij} = \mu_t\left(\frac{\partial\bar{u}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial\bar{u}_j}{\partial x_i}\right) \quad (\text{A.11})$$

donde  $\mu_t$  es la viscosidad de remolinos (propiedad del flujo). Definiendo  $\nu_t = \mu_t/\rho$  como la viscosidad cinemática de remolinos, las ecuaciones de Reynolds se pueden reescribir como:

$$\frac{\partial\bar{u}_i}{\partial t} + \bar{u}_j \frac{\partial\bar{u}_i}{\partial x_j} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial\bar{p}}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left( (\nu + \nu_t) \left( \frac{\partial u_i}{\partial x_j} + \frac{\partial u_j}{\partial x_i} \right) \right) \quad (\text{A.12})$$

## Anexo B. Modelo Calidad del Agua

### B.1. Aporte de nutrientes al lago Villarrica

Para estimar la carga de nutrientes (ortofosfato, amonio y nitrato) que impacta al lago Villarrica proveniente de las fuentes de contaminación puntuales, se sigue la metodología propuesta por Bruning (2018) [22], adaptada a las fuentes de contaminación consideradas en este trabajo.

Esta metodología propone que los tramos que separan la fuente de contaminación puntual del lago Villarrica, actúan como un reactor flujo pistón (PFR). Para ejemplificar los cálculos realizados, se considerará el caso de la fuente de contaminación puntual más lejana al lago Villarrica: aguas servidas de Curarrehue.

Con el propósito de simplificar el problema, la distancia recorrida desde la emisión de la carga de nutrientes hasta el lago Villarrica se divide en tres tramos, los cuales se señalan en la Figura B.1.

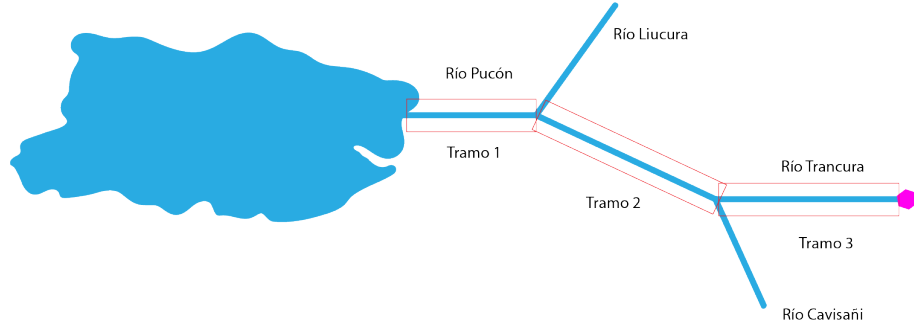


Figura B.1: Esquema de recorrido de la descarga de Aguas Servidas en Curarrehue hasta el lago Villarrica. Hexágono rosado representa la ubicación de la descarga.

En la Figura anterior (B.1), la distancia recorrida por los nutrientes se divide en tres tramos:

- Tramo 1: Río Trancura desde el punto de descarga hasta el punto de confluencia con río Cavisañi.
- Tramo 2: Río Trancura entre confluencia con río Cavisañi y confluencia con río Liucura.
- Tramo 3: Río Pucón desde confluencia con río Liucura y desembocadura a lago Villarrica.

Se considera que la sección del río ubicada entre la fuente emisora y el lago Villarrica actúa como un reactor flujo pistón (PFR). Para plantear cada balance de masa se utiliza la ecuación B.1.

$$v_z \frac{dC}{dV} = k_g C - k_c C \quad (\text{B.1})$$

Al integrar la ecuación anterior, se tiene:

$$\frac{V}{v_z} = \int_{C_e}^{C_s} \frac{dC}{k_g C - k_c C} = \tau \quad (\text{B.2})$$

Tras resolver la ecuación anterior se obtiene la concentración de salida del reactor, la cual es una función de la concentración de entrada ( $C_e$ ), caudal ( $Q$ ), largo del tramo ( $L$ ) y las cinéticas de generación y consumo ( $k_g$  y  $k_c$ ) de la especie en cuestión. La concentración de salida se calcula a partir de la ecuación B.3 definida a continuación.

$$C_s = C_e e^{\frac{AL(k_g - k_c)}{Q}} \quad (\text{B.3})$$

Para resolver la ecuación anterior, se obtuvo el largo de la sección del río que separa la fuente puntual de contaminación y el lago Villarrica utilizando la herramienta Google Earth. Los caudales de referencia para cada tramo se obtuvieron a partir del informe realizado por el Centro de Gestión y Tecnologías del Agua de la Universidad de la Frontera [11]. El área transversal de cada sección se estima a partir del caudal y la velocidad de cada sección del río.

A continuación, se seguirá la concentración de Nitrógeno Total a través de los tramos definidos en la Figura B.1. Para realizar los cálculos se tendrá en cuenta que la concentración



Tabla B.1: Parámetros por tramo para estimar concentración de salida de nutrientes.

	Tramo 1	Tramo 2	Tramo 3
Caudal [ $m^3/s$ ]	214,09	31,54	22,72
Velocidad [ $m/s$ ]	2	3	3
Largo [ $m$ ]	8000	20000	21500
Área transversal [ $m^2$ ]	107,05	10,51	7,57

natural de Nitrógeno total en los sistemas fluviales a considerar es despreciable en relación a las fuentes de contaminación puntual consideradas, y que el efecto de la nitrificación en los ríos es despreciable. Estos son los supuestos considerados por Bruning 2018 [22]. Tomando esto en consideración, la concentración de nitrógeno total al final de cada tramo se calcula con la siguiente ecuación:

$$C_{N_s} = C_{N_e} e^{\frac{-A_i L_i}{Q_i} k_c} \quad (\text{B.4})$$

Continuando con la metodología propuesta por Bruning 2018 [22], se considera que la constante de cinética de consumo de nitrógeno es  $k_c = 2,1 \cdot 10^{-8}$ . De esta forma se calcula la concentración de Nitrógeno Total (NT) al final de cada tramo.

Tabla B.2: Parámetros Tramo 3

Parámetros Tramo 3	Valor	Unidad
Concentración NT Trancura	0,1	mg/L
Concentración NT Descarga AS	117,6	mg/L
Caudal Río Trancura	22710	L/s
Caudal Descarga AS	10	L/s
Caudal Tramo 3	22720	L/s
Concentración NT Entrada Tramo 3	0,182	mg/L
Concentración NT Salida Tramo 3	0,182	mg/L

Tabla B.4: Parámetros Tramo 1

Parámetros Tramo 1	Valor	Unidad
Concentración Liucura	0,1	mg/L
Concentración NT Salida Tramo 2	0,151	mg/L
Caudal Liucura	16767,2	L/s
Caudal Salida Tramo 2	56670	L/s
Caudal Tramo 1	73437,2	
Concentración NT Entrada Tramo 1	0,14	mg/L
Concentración NT Salida Tramo 1	0,14	mg/L

Tabla B.3: Parámetros Tramo 2

Parámetros Tramo 2	Valor	Unidad
Concentración NT Cavisañi	0,1	mg/L
Concentración NT Salida Tramo 3	0,182	mg/L
Caudal río Cavisañi	33950	L/s
Caudal salida Tramo 3	22720	L/s
Caudal Tramo 2	56670	L/s
Concentración NT Entrada Tramo 2	0,151	mg/L
Concentración NT Salida Tramo 2	0,151	mg/L

A partir de estos resultados (y de los resultados obtenidos por Bruning 2018), es posible afirmar que el efecto de las reacciones que ocurren en los ríos sobre la concentración de nutrientes es despreciable, y que la concentración de nitrógeno se ve afectada por la dilución. En el caso del fósforo, el modelo asume que el fósforo total es equivalente a ortofosfato, por ende su concentración se ve afectada también por la dilución y no por las reacciones. En conclusión, los balances de masa en la cuenca (para estimar el aporte de nutrientes al lago) no consideran las cinéticas de reacciones que podrían ocurrir en los ríos.

## B.2. Balances de masa carga de nutrientes

Las Tablas a continuación presentan los balances de masa realizados para los ríos y esteros afluentes al lago Villarrica: estero Molco (B.5), estero Loncotraro (B.6), estero Correntoso (B.7), estero Quetroleufu (B.8), estero Carileufu (B.9), río Caburgua B.10, estero Huililco (B.11), río Claro (B.12), río Liucura (B.13) y río Trancura (B.14). Los datos considerados para realizar los balances de masa provienen de estudios realizados por el Centro de Gestión y Tecnologías del Agua (UFRO) en conjunto al Ministerio del Medio Ambiente [11], y de supuestos considerados en base a estudios anteriores del lago Villarrica [22].

Las Tablas presentan el caudal inicial y final de cada estero o río, las concentraciones de Nitrógeno Total (CN) y Fósforo Total (CP) al inicio y al final de cada tramo. En aquellos casos donde no se conoce la concentración natural de Nitrógeno Total y Fósforo Total se considera que son de 0,13 mg/L y 0,03 mg/L respectivamente. Las fuentes de contaminación consideradas para cada tramo son: pisciculturas (P1-P14), aguas servidas de Curarrehue (AS) y planta de tratamiento de aguas residuales Pucón (PTAS), las cuales se detallan en la sección 2.2.

Tabla B.5: Balance de masa estero Molco

<b>Balance de masa Estero Molco</b>					
Entrada			Salida		
Caudal inicial	1767,5	L/s	Caudal final	2237,14	L/s
Caudal descarga P2	352,57	L/s	CN final	1,18	mg/L
Caudal descarga P4	117,07	L/s	CP final	0,267	mg/L
CN inicial	0,625	mg/L			
CN P2	3,8	mg/L			
CNP4	1,7	mg/L			
CP inicial	0,132	mg/L			
CP P2	0,8	mg/L			
CP P4	0,7	mg/L			

Tabla B.6: Balance de masa estero Loncotraro

<b>Balance de masa Loncotraro</b>					
Entrada			Salida		
Caudal inicial	1600	L/s	Caudal final	2215,325	L/s
Caudal descarga P3	615,32	L/s	CN final	0,88	mg/L
CN inicial	0,53	mg/L	CP final	0,26	mg/L
CN P3	1,8	mg/L			
CP inicial	0,09	mg/L			
CP P3	0,7	mg/L			

Tabla B.7: Balance de masa estero Correntoso

<b>Balance de masa Correntoso</b>					
Entrada			Salida		
Caudal inicial	2147,5	L/s	Caudal final LC	3285,34	L/s
Caudal Los Chilcos	2892,5	L/s	CN final LC	0,421	mg/L
Caudal descarga P1a	137,06	L/s	CP final LC	0,088	mg/L
Caudal descarga P1b	61,32	L/s	Caudal final	5483,19	L/s
Caudal descarga P3b	194,46	L/s	CN final	0,38	mg/L
Caudal descarga P5	50,35	L/s	CP final	0,073	mg/L
CN inicial	0,28	mg/L			
CN Los Chilcos	0,31	mg/L			
CN P1a	2,7	mg/L			
CN P1b	3,1	mg/L			
CN P5	2,5	mg/L			
CP inicial	0,04	mg/L			
CP Los Chilcos	0,064	mg/L			
CP P1a	0,4	mg/L			
CP P1b	0,5	mg/L			
CP P5	0,5	mg/L			

Tabla B.8: Balance de masa estero Quetroleufu

<b>Balance de masa Quetroleufu</b>					
Entrada			Salida		
Caudal inicial	632	L/s	Caudal final	1822,20243	L/s
Caudal descarga P6	426,75	L/s	CN final	2,54	mg/L
Caudal descarga P14	763,45	L/s	CP final	0,35	mg/L
CN inicial	0,13	mg/L			
CN P6	3,7	mg/L			
CN P14	3,9	mg/L			
CP inicial	0,03	mg/L			
CP P6	0,4	mg/L			
CP P14	0,6	mg/L			

Tabla B.9: Balance de masa estero Carileufu

<b>Balance de masa Carileufu</b>					
Entrada			Salida		
Caudal inicial	4960	L/s	Caudal final	6181,11	L/s
Caudal descarga P8	93,40	L/s	CN final	0,401	mg/L
Caudal descarga P10	1127,72	L/s	CP final	0,141	mg/L
CN inicial	0,096	mg/L			
CN P8	2,1	mg/L			
CN P10	1,6	mg/L			
CP inicial	0,017	mg/L			
CP P8	1,2	mg/L			
CP P10	0,6	mg/L			

Tabla B.10: Balance de masa río Caburgua

<b>Balance de masa Caburgua</b>					
Entrada			Salida		
Caudal inicial	6490	L/s	Caudal final	6593,89	L/s
Caudal descarga P7	103,89	L/s	CN final	0,19	mg/L
CN inicial	0,13	mg/L	CP final	0,04	mg/L
CN P7	3,7	mg/L			
CP inicial	0,03	mg/L			
CP P7	0,7	mg/L			

Tabla B.11: Balance de masa estero Huililco

<b>Balance de masa Huililco</b>					
Entrada			Salida		
Caudal inicial	1100	L/s	Caudal final	5298,14	L/s
Caudal descarga P11a	1582,58	L/s	CN final	2,67	mg/L
Caudal descarga P11b	1006,94	L/s	CP final	0,43	mg/L
Caudal descarga P12a	650,73	L/s			
Caudal descarga P12b	957,89	L/s			
CN inicial	0,13	mg/L			
CN P11a	3,4	mg/L			
CN P11b	2,9	mg/L			
CN P12a	3,6	mg/L			
CN P12b	3,5	mg/L			
CP inicial	0,03	mg/L			
CP P11a	0,5	mg/L			
CP P11b	0,6	mg/L			
CP P12a	0,6	mg/L			
CP P12b	0,5	mg/L			

Tabla B.12: Balance de masa río Claro

<b>Balance de masa río Claro</b>					
Entrada			Salida		
Caudal inicial río Claro	114	L/s	Caudal final	215,43	L/s
Caudal descarga PTAS	101,43	L/s	CN final	3,24	mg/L
CN inicial	0,13	mg/L	CP final	0,46	mg/L
CN PTAS	6,74	mg/L			
CP inicial	0,03	mg/L			
CP PTAS	0,94	mg/L			

Tabla B.13: Balance de masa río Liucura

<b>Balance de masa río Liucura</b>					
Entrada			Salida		
Caudal L1	12775	L/s	Caudal Liucura	16767,2	L/s
Caudal L2	3992,2	L/s	CN final	0,52	mg/L
CN L1	0,29	mg/L	CP final	0,05	mg/L
CN L2	1,26	mg/L			
CP L1	0,07	mg/L			
CP L2	0,19	mg/L			

Tabla B.14: Balance de masa río Trancura 1

<b>Balance de masa río Trancura 1</b>					
Entrada			Salida		
Caudal inicial	22710	L/s	Caudal final	22720	L/s
Caudal descarga AS	10	L/s	CN final	0,178	mg/L
CN inicial	0,13	mg/L	CP final	0,036	mg/L
CN AS	109,2	mg/L			
CP inicial	0,03	mg/L			
CP AS	14,2	mg/L			

### B.3. Condiciones de Borde e Iniciales

En esta sección se presentan los datos utilizados para estimar las condiciones de borde e iniciales en el lago Villarrica. La Tabla B.15 presenta el promedio de valores medidos en estaciones de monitoreo del lago Villarrica entre enero 2018 y diciembre 2019. La Tabla B.16 presenta el promedio de valores medidos en estaciones de monitoreo lago Villarrica febrero 2018.

Tabla B.15: Promedio de valores medidos en estaciones de monitoreo lago Villarrica entre enero 2018 y diciembre 2020. Datos obtenidos de la DGA [103]

Parámetro	Unidad	Área de Vigilancia						Promedio
		PEL	LIT - Poza	LIT - Pucón	LIT - Norte	LIT - Villarrica	LIT - Sur	
Clorofila A	g/l	4,247	4,728	5,3	2,699	9,314	7,288	5,596
Nitrógeno Total	g/l	0,11	0,11	0,17	0,11	0,103	0,11	0,118833333
Oxígeno Disuelto	mg/l O <sub>2</sub>	10,04	9,898	9,98	9,881	10,232	10,102	10,02216667
Fósforo Total	mg/l PO <sub>4</sub>	0,012	0,008	0,013	0,013	0,006	0,006	0,009666667
pH	Unidad de pH	8,33	8,326	8,22	8,38	8,204	8,378	8,306333333

Tabla B.16: Promedio de valores medidos en estaciones de monitoreo lago Villarrica febrero 2018. Datos obtenidos de la DGA [103]

Parámetro	Unidad	Área de Vigilancia						Promedio
		PEL	LIT - Poza	LIT - Pucón	LIT - Norte	LIT - Villarrica	LIT - Sur	
Clorofila A	g/l	3,757	4,808	6,222	2,3555	9,0745	4,119	5,056
Nitrógeno Total	g/l				0,1			0,1
Oxígeno Disuelto	mg/l O2	9,35	9,25	9,33	9,37	9,6	9,56	9,41
Fósforo Total	mg/l PO4	0,005	0,005	0,004	0,003	0,003	0,003	0,003833333
pH	Unidad de pH	9,32	9,47	9,4	9,24	8,89	9,03	9,225
Temperatura	°C	20,21	21,48	21,12	21,13	19,1	20,5	20,59

## B.4. Datos UFRO-MMA

La Tabla B.17 presenta los datos de flujo, temperatura, fósforo total, nitrógeno total y clorofila a medidos en la campaña de monitoreo realizada por UFRO-MMA [11].

Tabla B.17: Datos obtenidos por campaña de monitoreo UFRO-MMA durante el periodo de modelación.

	Fecha	Flujo [ $m^3/s$ ]	T [°C]	PT [mg/L]	NT [mg/L]	Clorofila a [ug/L]
Molco	23-01-2018	1,18	9,56	0,14	0,487	-
	11-07-2018	2,17	8,63	0,132	0,927	0,08
	26-11-2018	1,58	10,79	0,156	0,75	33,79
	09-12-2019	2,14	10,27	0,1	0,35	0,88
Loncotraro	23-01-2018	0,85	10,15	0,053	0,226	-
	11-07-2018	2,16	9,12	0,05	0,418	0,2
	27-11-2018	1,36	7,05	0,058	0,52	0,14
	09-12-2019	2,03	10,27	0,2	0,97	0,58
Correntoso	23-01-2018	0,68	11,34	0,039	0,154	-
	11-07-2018	2,74	9,22	0,03	0,429	0,14
	26-11-2018	2,41	11,56	0,038	0,26	0,64
	09-12-2019	2,76	11,82	0,04	0,26	0,4
Los Chilcos	23-01-2018	0,98	8,38	0,053	0,212	-
	11-07-2018	2,59	8,04	0,053	0,338	<0,02
	26-11-2018	3,2	8,69	0,08	0,42	0,27
	09-12-2019	4,8	8,84	0,07	0,25	0,65
Trancura	23-01-2018	152,58	13,03	0,034	0,07	-
	11-07-2018	238,93	7,85	0,022	0,187	0,14
	27-11-2018	253,27	12,22	0,026	0,07	0,66
	09-12-2019	211,59	13,87	0,03	0,05	2,36

Las Figuras B.2, B.3, B.4, B.5 presentan el resumen gráfico de los monitoreos realizados



en los puntos de control, información contenida en la Tabla anterior.

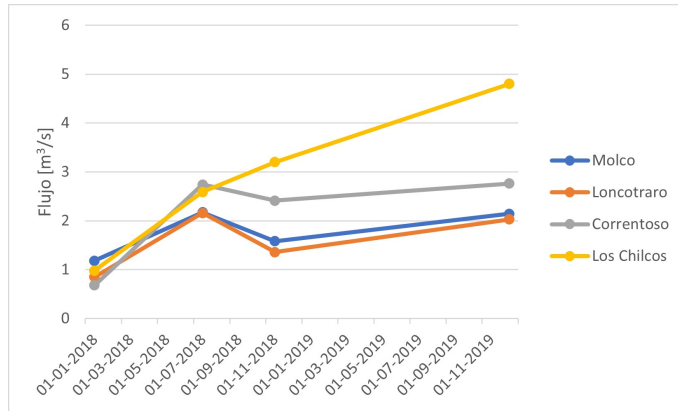


Figura B.2: Flujo [ $m^3/s$ ]

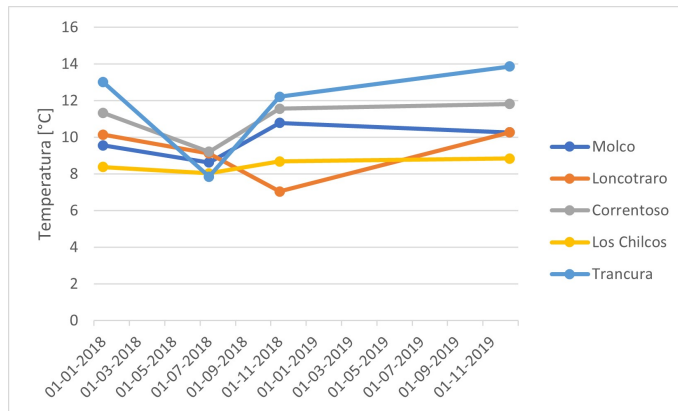


Figura B.3: Temperatura [ $^{\circ}C$ ]

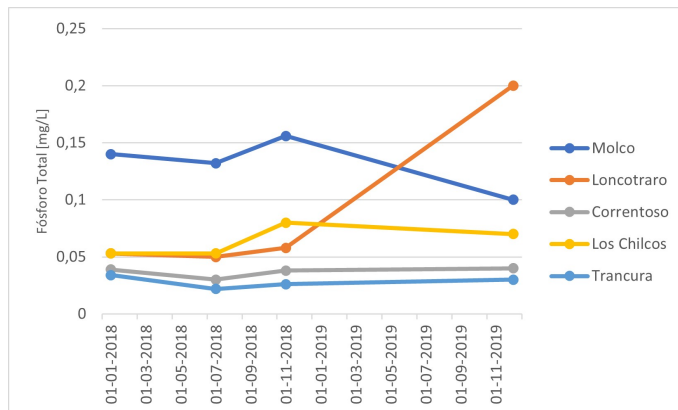


Figura B.4: Fósforo total [ $mg/L$ ]

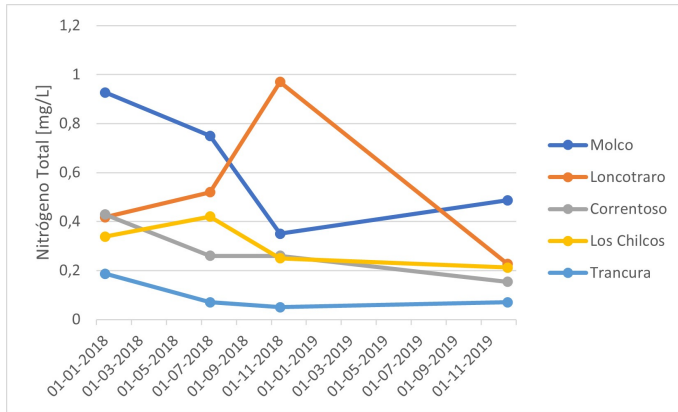


Figura B.5: Nitrógeno total [mg/L]