



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL

ESTUDIO E IDENTIFICACIÓN DE LOS PROCESOS BIOQUÍMICOS ASOCIADOS A
LOS NUTRIENTES N Y P EN INTERACCIÓN CON EL CICLO DEL CARBONO.
CASO DE ESTUDIO: LAGUNA CARÉN, CHILE.

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERA CIVIL

CATALINA ANDREA ARÁNGUIZ KUSAR

PROFESOR GUÍA:
ALBERTO DE LA FUENTE STRANGER

MIEMBROS DE LA COMISIÓN:
ANA LUCÍA PRIETO SANTA
KATHERINE LIZAMA ALLENDE

SANTIAGO DE CHILE
2019

RESUMEN DE LA MEMORIA PARA OPTAR
AL TÍTULO DE INGENIERÍA CIVIL
POR: CATALINA ANDREA ARÁNGUIZ KUSAR
FECHA: 2019
PROF. GUÍA: ALBERTO DE LA FUENTE STRANGER

ESTUDIO E IDENTIFICACIÓN DE LOS PROCESOS BIOQUÍMICOS ASOCIADOS A
LOS NUTRIENTES N Y P EN INTERACCIÓN CON EL CICLO DEL CARBONO.
CASO DE ESTUDIO: LAGUNA CARÉN, CHILE.

Los fenómenos de eutrofización como respuesta biológica de los sistemas acuáticos ante la carga antropogénica de nutrientes, se han extendido en lagos, ríos y sistemas costeros. Los sistemas someros son un foco particular de estudio debido a la respuesta que ofrecen ante los efectos de la eutrofización. En este contexto, la laguna Carén, ubicada en la comuna de Pudahuel (Región Metropolitana, Chile), surge como un ecosistema acuático somero, cuyo interés de estudio recae en su condición de hipereutrofización que supera los índices señalados por Smith et al. (1999).

El principal objetivo de este estudio es caracterizar y cuantificar los procesos que vinculan al dióxido de carbono con los ciclos de nutrientes en cuerpos de agua someros y en estado eutrófico. En base a las mediciones realizadas en la laguna y la revisión de antecedentes de cuerpos de agua someros, se buscó elaborar un modelo numérico que reprodujera el comportamiento de las variables de oxígeno disuelto, dióxido de carbono, nitrógeno y fósforo en el tiempo.

Entre las fechas del 22-12-17 y el 28-11-18 se realizó un monitoreo continuo de las forzantes del sistema, las variables hidrodinámicas y del intercambio de dióxido de carbono con la atmósfera. Se complementó la información anterior con muestreos puntuales para un análisis de calidad del agua de la laguna. A partir de estas mediciones se efectuó la calibración del modelo numérico de la laguna.

Las mediciones en terreno mostraron una evolución estacional de la laguna, a la vez que una evolución intradiaria. Las concentraciones medidas de nutrientes corroboraron el estado de hipereutrofización de la laguna y mostraron el efecto que tiene la descarga de la planta de aguas servidas Izarra de lo Aguirre. Los resultados del modelo numérico lograron simular una variación estacional de las variables estudiadas (NH_4, NO_3, PO_4), sin embargo no se logró reproducir la fuerte dinámica intradiaria para las variables de OD y CO_2 .

Los resultados del estudio identifican como principales procesos la fotosíntesis, la mineralización y la respiración, cuya evolución es aún más significativa a nivel diario. Para reproducir la dinámica intradiaria de la laguna, es necesario profundizar en las variaciones verticales de la concentración de las variables OD y CO_2 . En la misma línea, se requiere profundizar en la caracterización de los sedimentos y los procesos que ocurren en ellos, como también en la resuspensión y sedimentación. Por último, se recomienda estudiar las cargas externas de nutrientes que recibe la laguna, ya que pueden explicar las altas concentraciones observadas en terreno.

Agradecimientos

Comenzaré por agradecer a mi familia, a mi madre que me ha apoyado en todas las decisiones de mi vida y me ha entregado su cariño incondicional. Gracias por impulsarme a estudiar ingeniería. A mis hermanos que me han acompañado y de los cuáles estoy muy orgullosa. A la más reciente adición a nuestra familia, David, gracias por endulzar a esta familia.

A mis amigos de la vida y de la jota, les agradezco los buenos momentos y las experiencias que me permitieron ver más allá de la ingeniería. Espero tenerlos siempre conmigo.

A mis compañeros de universidad que hicieron de la carrera una experiencia aún más memorable. Gracias por compartir estos años conmigo y por permitirme aprender de la vida con ustedes. Agradezco también a todos los memoristas con los que compartí no sólo la oficina sino todo este proceso, me alegro de haberlos conocido.

Agradezco a Vivi, Manuel y Jacque por apoyarme durante mi trabajo y por permitirme conocerlos más allá de la facultad.

A Mauricio por haber sido mi compañero desde el primer día de la carrera y por ser ahora mi compañero de vida. Por tu paciencia infinita en mis momentos de crisis y tus palabras siempre amables y cariñosas. Muchas gracias.

A mi profesor guía por transmitir su motivación por el desarrollo científico y cuidado del medioambiente a sus estudiantes. A la profesora Ana Lucía y la profesora Kathy por compartir su conocimiento y por su apoyo durante el desarrollo de esta memoria.

Por último, agradezco al Proyecto Fondecyt N°1881222 por entregar el financiamiento necesario para el desarrollo de este trabajo.

Tabla de Contenido

1. Introducción	1
1.1. Motivación	1
1.2. Objetivos	3
1.2.1. Objetivo general	3
1.2.2. Objetivos específicos	3
1.3. Organización del informe	3
2. Revisión bibliográfica	4
2.1. Antecedentes generales de cuerpos de agua someros	4
2.2. Antecedentes de calidad de agua	5
2.2.1. Ciclo del oxígeno	6
2.2.2. Ciclo del carbono	7
2.2.3. Ciclo del nitrógeno	7
2.2.4. Ciclo del fósforo	9
2.3. Modelos de procesos involucrados en el sistema	9
2.3.1. Transferencia de masa en interfaces	9
2.3.2. Procesos biológicos	13
2.4. Antecedentes de modelos de calidad de agua en sistemas acuáticos	18
2.5. Simulación de modelos de calidad del agua	20
3. Metodología	22
3.1. Área de estudio: Laguna Carén	22
3.2. Campañas en terreno	25
3.2.1. Estación de monitoreo continuo	26
3.2.2. Campañas de muestreo puntual	29
3.3. Modelo de calidad del agua de la laguna Carén	30
3.3.1. Estructura del modelo	30
3.3.2. Calibración del modelo	45
3.3.3. Análisis de sensibilidad	45
4. Resultados y discusión	46
4.1. Mediciones en terreno	46
4.1.1. Estación de monitoreo continuo	46
4.1.2. Campañas de muestreo puntual	53
4.2. Modelo propuesto de calidad del agua de la laguna Carén	57
4.2.1. Calibración	57

4.2.2. Análisis de sensibilidad	66
4.2.3. Balance de flujos anuales	67
5. Conclusiones y recomendaciones	70
5.1. Mediciones en terreno	70
5.2. Modelo propuesto de calidad del agua de la laguna Carén	71
5.3. Recomendaciones	73
Glosario	81
Bibliografía	81
A. Apéndice 1: Instrumentación	82
B. Apéndice 2: Métodos de análisis Hach	83
C. Apéndice 3: Cálculo de alcalinidad total	86
D. Apéndice 4: Cálculo de salinidad	88
E. Apéndice 5: Resultados	90
E.1. Calibración a nivel diario	90

Índice de Tablas

2.1.	Parámetros generales para cuerpos de agua someros y dulces.	5
2.2.	Parámetros de calidad del agua para cuerpos de agua someros.	6
2.3.	Softwares aplicables a ecosistemas acuáticos.	21
3.1.	Parámetros morfométricos de la Laguna Carén (Román, 2017).	23
3.2.	Rangos de concentraciones para indicadores del estado trófico de cuerpos de agua (Smith et al., 1999).	23
3.3.	Resumen de límites máximos de contaminantes permitidos según la Tabla 3.2 del decreto DS. 90.	24
3.4.	Variables de estado del modelo de la laguna Carén	32
3.5.	Tabla resumen de los procesos esquematizados en la figura 3.8 y las ecuaciones relacionadas.	33
4.1.	Resumen de resultados del flujo de CO_2 en la interfaz aire - agua	53
4.2.	Resultados del análisis de DBO_5 [mgO_2/l]	55
4.3.	Resultados análisis de sólidos suspendidos totales y sólidos disueltos totales para las muestras tomadas el día 28/11/18.	56
4.4.	Parámetros calibrados en el modelo	58
4.5.	Condiciones iniciales del modelo	59
4.6.	Resultados del análisis de sensibilidad para un aumento del 50 % en los parámetros	66
4.7.	Resultados del análisis de sensibilidad para una disminución del 50 % en los parámetros	67
4.8.	Resultados del análisis de sensibilidad para un aumento del 50 % en las condiciones iniciales de las variables de estado	67
5.1.	Glosario	74
5.2.	Glosario (continuación)	75
5.3.	Glosario (continuación 2)	76
A.1.	Listado de instrumentos	82
D.1.	Coefficientes cálculo de salinidad	89

Índice de Ilustraciones

1.1.	Vista norte de la laguna Carén, Chile	2
2.1.	Ciclo del nitrógeno y del fósforo.	8
2.2.	Estructura del modelo en PCLake de la laguna somera Karla. Bloques denotan las variables modeladas, fechas continuas denotan flujos máscicos entre variables y fechas discontinuas denotan relaciones empíricas (Mellios et al., 2015)	18
3.1.	Mapa de la Laguna Carén, Región Metropolitana, Chile.	22
3.2.	a) Serie de caudales del effuente de la planta de aguas servidas (PTAS) IZARRA en el año 2018, b) Valores de pH y temperatura de effuente de la PTAS Izarra de lo Aguirre en el año 2018.	24
3.3.	a) Valores de fósforo y nitrógeno total para el effuente de la PTAS Izarra en 2018, b) Valores de DBO ₅ y de sólidos suspendidos totales para el effuente de la PTAS Izarra en 2018.	25
3.4.	Calendario de campañas de medición en la laguna Carén	26
3.5.	Instalación de la estación meteorológica en la laguna Carén en el punto P4-E. meteorológica	27
3.6.	Esquema de la configuración de sensores en la columna de agua. a) Configuración de sensores en Boya Norte (P2-Vertedero), b) Configuración de sensores en Boya Sur (P1-Entrada riego)	27
3.7.	Instalación del instrumento Irgason en el muelle de la laguna Carén a 5 [m] de la ubicación de P3-Entrada PTAS.	29
3.8.	Esquema de la estructura del modelo propuesto para la laguna Carén. Las flechas sólidas indican los procesos considerados y las flechas discontinuas indican una relación indirecta en el proceso.	32
4.1.	Estación meteorológica: mediciones desde diciembre 2017 a noviembre 2018. a) Serie de tiempo para la temperatura del aire, b) Serie de tiempo para la radiación solar, c) Serie de tiempo para la velocidad del viento	47
4.2.	Columna de agua: temperatura promedio diaria desde diciembre 2017 a noviembre 2018, a) Perfil en profundidad de la temperatura del agua para el punto P1-Entrada riego hasta los 3 [m], b) Perfil en profundidad de la temperatura del agua para el punto P2-Vertedero hasta los 3 [m], c) Promedio vertical para los dos puntos de medición	48

4.3.	Columna de agua: conductividad eléctrica como promedio diario desde diciembre 2017 a noviembre 2018 en el punto P2-Vertedero. a) Perfil en profundidad de la conductividad eléctrica hasta los 3[m], b) Conductividad eléctrica versus temperatura del agua, c) Conductividad eléctrica versus salinidad,	49
4.4.	Columna de agua: registro de oxígeno disuelto desde diciembre 2017 a mayo 2018 en el punto P2-Vertedero, a) Perfil vertical de la concentración de OD como promedio diario hasta una profundidad media de 1.5 [m], b) Porcentaje de saturación de OD y temperatura en la superficie de la laguna, c) Porcentaje de saturación de OD y temperatura a profundidad media de la laguna	50
4.5.	Columna de agua: registro de oxígeno disuelto en el fondo de la laguna desde el 31/10/18 al 28/11/18, a) Registro de la concentración de OD y temperatura a una profundidad de 2.5 [m] cada 5 [min], b) Porcentaje de saturación de OD y temperatura a una profundidad de 2.5 [m]	51
4.6.	Perfiles en la boya P2-Vertedero: a) Perfil de temperatura para un día de verano, b) Perfil de temperatura para un día de otoño, c) Perfil de temperatura para un día de invierno, d) Perfil de temperatura para un día de primavera.	51
4.7.	Mediciones para un día de verano: a) Temperatura del aire (T_a), b) Radiación solar incidente (RSI), c) Velocidad de viento (W), d) Perfil de temperatura del agua en profundidad, e) Perfil de conductividad eléctrica en profundidad, f) Perfil de OD hasta una profundidad de 1.5 [m]	52
4.8.	Registro en la superficie de la laguna, entre los días 25/09 y 27/09 de 2018, del flujo de dióxido de carbono y velocidad de corte del viento.	52
4.9.	Campaña de calidad del agua desde el 20/06/18 al 28/11/18 a) Resultados del análisis de amonio, b) Resultados del análisis de nitrato, c) Resultados del análisis de fosfato	54
4.10.	Campaña de calidad del agua desde el 20/06/18 al 28/11/18, a) Resultados del análisis de alcalinidad total [mgCaCO ₃ /l], b) Resultados del análisis de pH [unidad], c) Mediciones indirectas de CO _{2(aq)} [mg/l]	55
4.11.	Resultados del ajuste lineal para el coeficiente S. a) Flujo del consumo en los sedimentos versus la concentración de O ₂ (J_s), b) Concentración de O ₂ en el tiempo.	56
4.12.	Resultados de la calibración: a) Oxígeno disuelto, b) Dióxido de carbono, c) Biomasa y detritos	60
4.13.	Resultados de la calibración: a) Amonio, b) Nitrato, c) Fosfato	61
4.14.	a) Demanda bioquímica de oxígeno simulada en la columna de agua, b) Demanda de oxígeno simulada en los sedimentos.	63
4.15.	Flujos en interfaces aire-agua y agua-sedimento para las variables OD _c y CO _{2c} . a) Flujo y velocidad de transferencia en la interfaz aire - agua para el CO ₂ . b) Flujo y velocidad de transferencia en la interfaz aire - agua para el O ₂ . c) Flujo y velocidad de transferencia en la interfaz agua - sedimentos para el CO ₂ . d) Flujo y velocidad de transferencia en la interfaz agua - sedimentos para el O ₂	64
4.16.	a) Flujo y velocidad de transferencia en la interfaz agua - sedimentos para el NH ₃ . b) Flujo y velocidad de transferencia en la interfaz agua - sedimentos para el NO ₃ . c) Flujo y velocidad de transferencia en la interfaz agua - sedimentos para el PO ₄	65

4.17. Distribución de flujos anuales como porcentaje del flujo anual absoluto de las variables: a) Balance anual oxígeno disuelto, b) Balance anual dióxido de carbono.	68
4.18. Distribución de flujos anuales como porcentaje del flujo anual absoluto de las variables: a) Balance anual amonio, b) Balance anual nitrato, c) Balance anual fosfato.	69
E.3. Resultados de calibración para el ciclo 2 de DBO y DSO	90
E.1. Resultados de calibración de las variables de estado para el ciclo 2 (22-12-17 a 24-12-17)	91
E.2. Resultados de calibración para el ciclo 2 de flujos de oxígeno y dióxido de carbono en interfaces aire-agua y agua-sedimentos	91

Capítulo 1

Introducción

1.1. Motivación

El fenómeno de eutrofización consiste en la aceleración del envejecimiento de los cuerpos de agua debido a las altas cargas orgánicas que ingresan a estos (Janse, 1997). Es un problema que afecta a los ecosistemas a nivel mundial y que se ha convertido en uno de los focos de atención de la ecología aplicada y del manejo de ecosistemas acuáticos. Es por esto, que en la actualidad existen numerosos investigadores que se enfocan en comprender en mayor profundidad las dinámicas detrás de los ecosistemas vulnerables (Zhu et al. (2017), Dumitran et al. (2017), Kruk et al. (2018), Li et al. (2015), Lopez Monroy et al. (2017)).

Los ecosistemas como las lagunas someras son un foco particular de estudio debido a que la abundancia de pequeños lagos supera ampliamente la abundancia de grandes lagos. Esto ha revelado el rol que tienen los pequeños lagos en los ciclos biogeoquímicos globales (Downing et al., 2006). Los cuerpos de agua pequeños se distinguen de otros cuerpos de agua por sus características, tales como ciclos de estratificación mucho más cortos que los lagos de gran tamaño que da espacio a dinámicas intradiarias significativas, una activa interacción agua - sedimentos y la tendencia a tener una especie de vegetación dominante del sistema (Janse, 1997).

La laguna Carén surge como un ecosistema de interés al ser una laguna somera y al encontrarse en estado de hipereutrofización según las definiciones de Smith et al. (1999) (Román, 2017). Este cuerpo de agua ha acogido a numerosas especies avícolas y terrestres, siendo además un espacio utilizado activamente por la comunidad con fines científicos, recreativos y económicos. Actualmente, se encuentra en un estado vulnerable debido a las altas cargas de nutrientes y materia orgánica en sus aguas, que amenazan con disminuir la diversidad biológica del sistema.

La alta carga de nutrientes es asociada con los cambios en el nivel trófico de los ecosistemas acuáticos (Dumitran et al., 2017), de esto surge el interés por estudiar los procesos presentes en el ciclo del nitrógeno y del fósforo, y a sus especies más representativas en el agua: amonio, nitrato y fosfato. La sobre carga de nutrientes aumenta la producción primaria en cantidades que desencadenan casos de hipoxia y sobrepoblación de algas, estos procesos



Figura 1.1: Vista norte de la laguna Carén, Chile

se asocian estrechamente con las dinámicas del dióxido de carbono y el intercambio de este con la atmósfera.

Hidalgo (2017) estudió las interacciones entre el $\text{CO}_2(aq)$ y el $\text{O}_2(aq)$ en una laguna altioplánica y la importancia del flujo de CO_2 en la interfaz aire-agua, pudiendo transformar a la laguna en un sumidero o fuente de carbono atmosférico. Esto a su vez motiva entender como se relacionan los nutrientes con el balance entre el proceso de fotosíntesis y respiración, y como este último puede explicar los excesos de $\text{CO}_2(aq)$ en el agua (Cole and Prairie, 2009). Las dinámicas entre las variables mencionadas pueden definir el rol que ejecutan los ecosistemas acuáticos en el cambio climático, y en particular el exceso de dióxido de carbono en el aire.

El modelo de la laguna Carén puede resultar una herramienta útil para entender las problemáticas antes descritas y los procesos clave asociados, así como para concebir medidas de remediación y recuperación de los sistemas acuáticos.

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo general

Caracterizar y cuantificar los procesos de transporte-reacción de dióxido de carbono y su interacción con los nutrientes fósforo y nitrógeno en la Laguna Carén, como cuerpo de agua somero y en estado hipereutrófico.

1.2.2. Objetivos específicos

- Efectuar un monitoreo ambiental de la laguna Carén a través de la operación de una estación continua que permita levantar datos en terreno de la hidrodinámica de la laguna Carén. Diseñar e instalar una estación de monitoreo del flujo de dióxido de carbono en la laguna Carén.
- Implementar una campaña de muestreo y análisis de parámetros fisicoquímicos en el laboratorio de calidad del agua Gabriela Castillo de la Universidad de Chile, para caracterizar el sistema en estudio.
- Identificar los procesos involucrados en el balance de masa del dióxido de carbono y nutrientes (N y P) en la Laguna Carén, y plantear un modelo conceptual 0D para el sistema acuático.
- Reproducir el comportamiento a nivel estacional de la laguna Carén a través de la simulación del modelo conceptual de calidad del agua propuesto y de las mediciones efectuadas en terreno.

1.3. Organización del informe

Capítulo 1 “Introducción”: Presenta las motivaciones del trabajo realizado, juntos con los objetivos general y específicos que cumple.

Capítulo 2 “Revisión bibliográfica”: Se describe la revisión de antecedentes y el marco teórico en el cual se emarca el trabajo de título.

Capítulo 3 “Metodología”: Se explica e ilustra la metodología utilizada para las campañas en terreno, el análisis de las mediciones y la elaboración del modelo.

Capítulo 4 “Resultados y discusión”: Se presentan los resultados obtenidos de las mediciones en terreno y del modelo conceptual de la laguna Carén.

Capítulo 5 “Conclusiones y recomendaciones”: Se finaliza el trabajo realizado con las principales conclusiones a partir de los resultados obtenidos y las recomendaciones para trabajos futuros relativos al tema de estudio.

Capítulo 2

Revisión bibliográfica

2.1. Antecedentes generales de cuerpos de agua someros

A nivel global se ha identificado que los cuerpos de agua de menor tamaño ($< 1km^2$) dominan en la distribución de sistemas acuáticos continentales (Downing et al., 2006) y con mayor frecuencia son someros (Wetzel, 2001).

Las lagunas someras se distinguen de los lagos y humedales debido a diferencias fundamentales en la hidrodinámica, la estructura del ecosistema y la presencia relativa de comunidades biológicas (Padisák and Reynolds, 2003). Debido a las características particulares de los ambientes someros es necesario estudiar sus parámetros morfológicos, físicos, químicos y biológicos, a la vez que el entorno en donde se desarrollan. Algunos parámetros a tener en cuenta es la diversidad de especies acuáticas, estructura térmica de la columna de agua, niveles de nutrientes, estado trófico, presencia de metales, penetración de la luz, salinidad, pH, composición de los sedimentos, etc (Wetzel, 2001).

Los parámetros morfológicos que definen este tipo de ecosistema son la profundidad media y máxima, y el área de inundación. Estos parámetros junto con el clima inciden en los niveles de nutrientes en el agua. En particular, se ha observado que para áreas superficiales pequeñas el estado de los ambientes someros se mantiene claro. En cambio, los efectos de una profundidad muy baja pueden ser dañinos por los estados de anoxia que se generan (Scheffer and van Nes, 2007).

La profundidad media de una laguna somera es del orden de 2 [m] (tabla 2.1), mientras que la profundidad máxima es del orden de 5 [m]. Respecto del tiempo de retención hidráulico (TRH), este tiende a ser mucho mayor que en cuerpos de agua corriente, pero a la vez varía ampliamente según las características de cada laguna. Søndergaard et al. (1999) establece un rango de 7 a 266 días para varias lagunas en estudio.

La especiación de plantas acuáticas causa gran impacto en este tipo de sistema. Esto se relaciona con la teoría de distintos estados estables: 1) Uno turbio donde domina el fitoplancton y la falta de luz dificulta el crecimiento de macrófitas en el agua, además de limitar la diversidad biológica; y 2) Uno claro donde las macrófitas dominan y controlan la carga

excesiva de nutrientes en el agua. En ambos la vegetación controla activamente el estado del sistema (Scheffer and van Nes, 2007). Se ha estudiado que los sistemas someros al llegar a un estado de eutrofización con altas cargas de nutrientes y reducida vegetación acuática, muestran resistencia a cambiar de estado y recuperarse (Janse, 1997).

El efecto de la temperatura y de la radiación solar en el crecimiento de microorganismos y plantas acuáticas es uno de los más importantes en la ecología de sistemas acuáticos (Wetzel, 2001). En cuerpos de agua someros producen distintos estados de estratificación térmica y mezcla en la columna de agua, que se distinguen por tener ciclos más cortos que los lagos. Existen tres estados posibles (Kadlec et al., 2009):

1. Mezcla completa (temperatura uniforme en la vertical).
2. Mezcla diurna (durante el día el cuerpo de agua absorbe energía y mantiene una temperatura uniforme, y en la noche se produce estratificación).
3. Estratificación permanente por un gradiente de temperatura constante

Los sedimentos cobran un rol de mayor importancia debido a la baja profundidad de las lagunas e influyen significativamente en la columna de agua y en sus ciclos. La temperatura de la columna de agua varía debido a los flujos de calor desde los sedimentos producidos por gradientes de temperatura (de la Fuente and Niño, 2010). Asimismo, el consumo de oxígeno en los sedimentos afecta directamente la concentración en el agua y produce mayores oscilaciones durante el día (Scheffer, 1997).

En la tabla 2.1 se enlistan algunos parámetros generales para lagunas someras en estado eutrófico.

Parámetro	Valor	Unidad	Fuente
H^1	1,62 – 2,5	<i>m</i>	Lv et al. (2011), Søndergaard et al. (1999)
H_{max}^2	5,5 – 9	<i>m</i>	Lv et al. (2011), Søndergaard et al. (1999)
A	0,91 – 7,47	<i>km²</i>	Søndergaard et al. (1999),Lv et al. (2011)
TRH	7 – 266	<i>das</i>	Søndergaard et al. (1999)
C_E	256 – 438	<i>μS/cm</i>	Almanza-Marroquín et al. (2016)
T	18,17	<i>°C</i>	Lv et al. (2011)

Tabla 2.1: Parámetros generales para cuerpos de agua someros y dulces.

2.2. Antecedentes de calidad de agua

La calidad de agua de un ambiente acuático depende de numerosos factores entre ellos: pH, T, OD, DBO₅ y ST. En particular, para entender el estado eutrófico de un cuerpo de agua es importante estudiar los niveles de nitrógeno y fósforo en el agua (Scheffer and van

¹Profundidad media

²Profundidad máxima

Nes, 2007). En la misma línea, las concentraciones de oxígeno disuelto definen los estados de hipoxia y de anoxia característicos de un sistema acuático en estado eutrófico (Stefan and Fang, 1994). Las dinámicas del carbono en su forma orgánica como biota o inorgánica en el sistema carbonato afectan directamente en procesos ecológicos de importancia como la fotosíntesis y la respiración (Wetzel, 2001).

En torno a lo anterior se describen los principales ciclos involucrados en la dinámica interna de un cuerpo de agua. Además, en la tabla 2.2 se resumen valores estadísticos de parámetros de calidad de agua en lagunas someras con características eutróficas o hipereutróficas.

Parámetro	Valor	Unidad	Fuente
pH	7,85, 8,06	–	Lv et al. (2011), Almanza-Marroquín et al. (2016)
OD	9,57, 8,12	<i>mg/l</i>	Lv et al. (2011), Almanza-Marroquín et al. (2016)
DBO ₅	6,75	<i>mg/l</i>	Lv et al. (2011)
SST	120 – 822	<i>mg/l</i>	James et al. (2004)
NH ₄ ⁺	2,12	<i>mg/l</i>	Lv et al. (2011)
NO ₃ ⁻	0,77, 1,24	<i>mg/l</i>	Lv et al. (2011), Almanza-Marroquín et al. (2016)
TN	5,38, 1,73	<i>mg/l</i>	Lv et al. (2011), Almanza-Marroquín et al. (2016)
PO ₄ ³⁻	0,24	<i>mg/l</i>	Almanza-Marroquín et al. (2016)
TP	0,49, 0,3	<i>mg/l</i>	Lv et al. (2011), Søndergaard et al. (1999)
TN/TP	12,69 – 79	–	Lv et al. (2011)
Clorofila-a	69,77, 56,58	<i>µg/l</i>	Lv et al. (2011), Almanza-Marroquín et al. (2016)

Tabla 2.2: Parámetros de calidad del agua para cuerpos de agua someros.

2.2.1. Ciclo del oxígeno

La distribución del oxígeno en la columna de agua define el metabolismo interno de una laguna, debido a su directa relación con el crecimiento de plantas acuáticas. Su presencia se debe principalmente a la producción durante la fotosíntesis y a las tasas de intercambio con la atmósfera (reaireación), esto se ve balanceado por las tasas de consumo de la biota en procesos como la respiración y la fotorrespiración (Wetzel, 2001).

Los microorganismos contribuyen a la demanda de oxígeno en la columna de agua mediante procesos como la degradación de materia orgánica o mineralización, y el proceso de nitrificación llevado a cabo por bacterias nitrificantes (Chapelle et al., 2000). Por otra parte, el consumo de oxígeno en los sedimentos y el transporte que se produce en la columna de agua pueden influir significativamente en su distribución en la vertical (Reiher et al., 2005).

Idealmente el porcentaje de saturación de OD en el agua es cercano a 100% por efectos de la difusión con la atmósfera. Sin embargo, debido a altas tasas de producción primaria y a bajas velocidades de transferencia con la atmósfera se pueden encontrar condiciones de

sobresaturación. Asimismo, debido al consumo bioquímico de oxígeno se pueden encontrar escenarios subsaturados en horas de baja radiación solar (Wetzel, 2001). Karim et al. (2011) midió un promedio estadístico de $107 \pm 2\%$ de saturación de oxígeno en el estudio de lagos.

Según el estudio de varios cuerpos de agua someros el valor promedio de OD en el agua es de 8,12 a 9,57 [mg/l] (tabla 2.2), mientras que los valores máximos pueden alcanzar concentraciones de 15 [mg/l] (Kadlec et al., 2009) y 18 [mg/l] (Stefan and Fang, 1994).

2.2.2. Ciclo del carbono

La presencia de carbono en cuerpos de agua predomina en sus formas inorgánicas como equilibrio de los productos del ácido carbónico. Una porción más pequeña existe como componente orgánico disuelto y particulado en forma de carbono detrital, y una porción aún menor existe como carbono de biota viviente (Wetzel, 2001).

El carbono inorgánico es la fuente primaria de carbono para procesos como la fotosíntesis y la generación de sustancias orgánicas, por lo cuál puede ser un limitante para el crecimiento de algas. Estos procesos son realizados comúnmente por cianobacterias y algas (Kadlec et al., 2009). El consumo de carbono inorgánico (CO_2 y HCO_3^-) es balanceado por la producción de CO_2 en el proceso de respiración de muchos organismos y por los flujos de CO_2 provenientes de la atmósfera (Cole and Prairie, 2009).

En el sistema del ácido carbónico el pH controla la especiación predominante en el agua. Para aguas con pH menor a $pK_1 = 6,3$ ($T = 20^\circ\text{C}$) prevalece el $\text{CO}_{2(aq)}$ y para aguas donde se cumple $pK_1 < pH < pK_2$ ($pK_2 = 10,3$, $T = 20^\circ\text{C}$) se pueden encontrar tanto la especie $\text{CO}_{2(aq)}$ como la especie HCO_3^- (Cole and Prairie, 2009).

2.2.3. Ciclo del nitrógeno

El nitrógeno se encuentra presente en agua dulce en numerosas formas: disuelto molecular (N_2), como compuestos orgánicos provenientes de aminoácidos y en forma de especies inorgánicas como amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), y nitrato (NO_3^-) (Wetzel, 2001).

Dentro del ciclo del nitrógeno muchos de los procesos que ocurren en el agua son catalizados por microorganismos en reacciones redox e involucran principalmente las especies amonio, nitrito, nitrato y nitrógeno molecular (Snoeyink and D., 1980). La ecuación 2.1 expresa la concentración total de nitrógeno en el agua.

$$C_{t,N} = 2[\text{N}_{2(aq)}] + [\text{NH}_4^+] + [\text{NO}_2^-] + [\text{NO}_3^-] \quad (2.1)$$

Las reacciones que implican la conversión de $\text{N}_{2(g)}$ a NH_4^+ o NO_3^- proceden de forma lenta y poco habitual. Por el contrario, las conversiones entre otras especies del ciclo del nitrógeno ocurren de forma fácil y rápida. En el esquema de la figura 2.1 se muestran los principales procesos que forman parte de este ciclo.

La fijación biológica del nitrógeno es el proceso en el cual el nitrógeno gaseoso disuelto es reducido a amonio por organismos autótrofos y heterótrofos. Este proceso utiliza energía

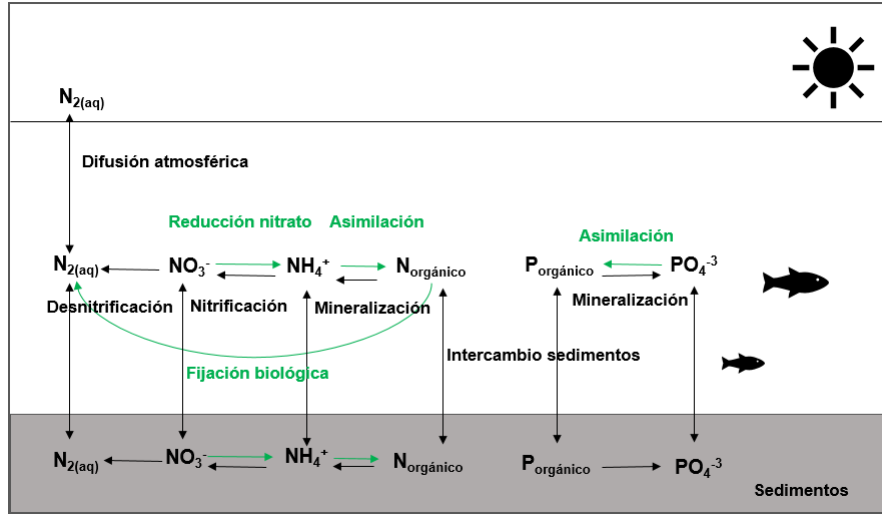
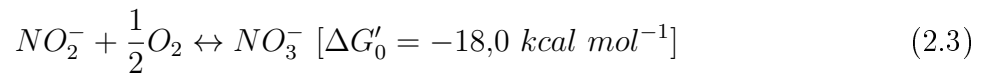


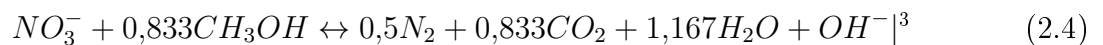
Figura 2.1: Ciclo del nitrógeno y del fósforo.

almacenada en forma de ATP, y por esto suele inhibirse en presencia de otras fuentes más directas de nitrógeno (Kadlec et al., 2009).

El proceso de nitrificación es la conversión biológica de nitrógeno orgánico e inorgánico desde un estado de menor oxidación a uno de mayor oxidación (Kadlec et al., 2009). Involucra en una primera etapa la conversión del amonio a nitrito (ecuación 2.2) y en una segunda etapa la conversión de nitrito a nitrato (ecuación 2.3). La especie de nitrito existe en el agua en un rango estrecho de potencial redox, siendo usualmente el nitrato el producto final de la nitrificación (Snoeyink and D., 1980). Ambas etapas corresponden a reacciones de oxidación que liberan energía utilizada para la síntesis celular y consumen oxígeno.



La desnitrificación es una reacción común catalizada por numerosas bacterias y sucede rápidamente. El nitrato es convertido a nitrógeno gaseoso que escapa por difusión a la atmósfera, y a su vez se libera dióxido de carbono como subproducto (ecuación 2.4). En lagos eutróficos y humedales es un proceso que influye mayormente en la distribución de nitrato y en la disponibilidad biológica del nitrógeno (Wetzel, 2001). Las bacterias nitrificantes inhiben su actividad ante altas concentraciones de OD, por lo que este proceso suele de mayor importancia en los sedimentos anóxicos (Seitzinger, 1988).



³Desasimilación del nitrato basada en el metanol como sustrato de carbono para las bacterias desnitrificantes (Kadlec et al., 2009)

Las plantas incorporan el nitrógeno inorgánico presente en el agua para su crecimiento, luego este es devuelto al agua a través de la descomposición de la materia orgánica por acción bacteriana que puede ser tanto aeróbica como anaeróbica (mineralización). En particular el amonio es una fuente muy eficiente de nitrógeno para la materia orgánica: la energía que se requiere para que las plantas asimilen NH_4^+ es menor a la requerida para asimilar NO_3^- , y mucho menor que la utilizada en la fijación de $\text{N}_2(\text{g})$ (Wetzel, 2001).

2.2.4. Ciclo del fósforo

El fósforo está presente en el medio acuático principalmente en forma de ortofosfatos ($\text{PO}_4\text{-P}$). Esta especie reacciona fácilmente con iones como Ca^{2+} y Fe^{2+} en la columna de agua y precipita hacia los sedimentos, lo que hace que su presencia sea limitada en el agua, pero abundante en la capa inferior. A su vez, suele ser el elemento limitante para el crecimiento de plantas fotosintéticas acuáticas, dado su rol como insumo en la fotosíntesis (Søndergaard et al., 2003).

Existen otras formas en que el fósforo se encuentra en cuerpos acuáticos. Puede estar combinado y ser parte de materia orgánica disuelta, en cuyo caso se denomina fósforo orgánico disuelto (DOP). Parte del DOP es fácilmente hidrolizado por enzimas del suelo, y en conjunto con $\text{PO}_4\text{-P}$ son denominados fósforo reactivo soluble. También se asocia el fósforo con partículas suspendidas (PP) (Kadlec et al., 2009).

Luego de ser asimilado por los organismos vivos, el fósforo puede ser reincorporado a su forma reactiva en el agua mediante la degradación de materia orgánica muerta (Wetzel, 2001). En la figura 2.1 se esquematizan las interacciones del fósforo.

2.3. Modelos de procesos involucrados en el sistema

2.3.1. Transferencia de masa en interfaces

En cuerpos de agua sin corrientes definidas, como son las lagunas, no existen velocidades transversales significativas, por lo que los fenómenos de difusión tienden a dominar los procesos de transporte en el agua. En este contexto, la ley de Fick indica que, en presencia de un gradiente de concentraciones, se genera un flujo másico que va desde zonas de mayor concentración a zonas de menor concentración (de la Fuente and Herrera, 2016). En la ecuación 2.5 se muestra la relación entre el flujo másico $J[\frac{M}{T \cdot L^2}]$, el coeficiente de difusión $D[\frac{L^2}{T}]$ y el gradiente de concentración en vertical. El término z [L] es el espesor de la capa donde se manifiesta el gradiente de concentración.

$$J = -D \frac{\partial C}{\partial z} \quad (2.5)$$

Interfaz aire-agua

En la superficie de la laguna existe intercambio de gases con la atmósfera como el $\text{O}_{2(\text{g})}$, $\text{CO}_{2(\text{g})}$ y el $\text{N}_{2(\text{g})}$. El proceso de transporte en este caso es dominado por la difusión turbulenta

tanto en la columna de agua como en el aire. Las ecuaciones que modelan el flujo, de acuerdo a (de la Fuente and Herrera, 2016), son:

$$F = -k_L(C_i - C_L) \quad (2.6)$$

$$F = -k_G(C_G - C_i) \quad (2.7)$$

Donde k_L y k_G son las velocidades de transferencia en agua y aire respectivamente, C_i es la concentración en la interfaz, C_G es la concentración en el aire y C_L es la concentración en el agua en la zona turbulenta. Al existir continuidad en la interfaz las ecuaciones 2.6 y 2.7 pueden quedar reducidas a la ecuación 2.8.

$$F = -k_{eq}(C_G - C_L) \quad (2.8)$$

donde,

$$k_{eq} = \frac{k_L \cdot k_G}{k_L + k_G}$$

Para los denominados gases volátiles o poco solubles que tienden a estar en condición gaseosa, es posible considerar que el transporte vertical en el aire es muy eficiente, tal que $k_L \ll k_G$ de manera tal que $k_{eq} = k_L$ y la concentración gaseosa tiende a ser igual al valor de saturación. Este es el caso de el $O_2(g)$ y el $CO_2(g)$. A su vez la concentración en el agua se puede considerar uniforme en la zona turbulenta debido a las forzantes externas como el viento y la radiación, que inducen la mezcla del cuerpo de agua.

La estimación de la velocidad de transferencia $k_{eq} = k_L$ depende de las principales forzantes a las cuales esté sujeto el cuerpo de agua. En este caso se puede considerar que el viento influye directamente, ya que entrega la energía cinética turbulenta que promueve el transporte vertical. Algunos autores proponen la ecuación 2.9 en su forma general, donde n puede tomar valores entre $[1/2, 2/3]$ y A entre 0,1-0,4.

$$k_{eq} = A \cdot (\varepsilon \nu)^{0,25} (S_c)^{-n} \quad (2.9)$$

En particular, (Calderbank and Moo-Young, 1961) proponen $A = 0,2$ y $n = \frac{2}{3}$, donde $\varepsilon = \frac{(u_b^*)^3}{hw \cdot \kappa}$ es la tasa de energía cinética turbulenta, $\kappa = 0,41$ es la constante de von Karman, u_b^* es la velocidad friccional del viento en el agua, $S_c = \frac{\nu}{D}$ es el número de Schmidt con ν la viscosidad cinemática del agua y h_w es la profundidad media de la columna de agua.

La velocidad friccional del viento en la interfaz es derivada a partir del esfuerzo de corte en el aire $\tau_a = u_{*a}^2 \rho_a$, donde u_{*a} es la velocidad friccional en el aire y ρ_a la densidad del aire. Bajo el supuesto de continuidad se deriva que $\tau_a = \tau_w$, siendo $\tau_w = u_{*w}^2 \rho_w$ el esfuerzo de corte en el agua, u_{*w} la velocidad friccional en el agua y ρ_w la densidad en el agua. Garrat (1994)

propone que la velocidad friccional del viento en el aire es proporcional a la velocidad del viento por un coeficiente de arrastre C_D . Este coeficiente toma valores del orden de 1×10^{-3} .

$$u_{*a}^2 = C_{D10} u_{10}^2 \quad (2.10)$$

donde u_{10} es la velocidad del viento registrada a 10 [m] de la superficie libre. Esta velocidad a 10 [m] se puede calcular a partir de la velocidad del viento medida a una altura Z sobre la superficie libre, considerando el perfil logarítmico de velocidad, lo que entrega que:

$$u_Z = \frac{u_{*a}}{\kappa} \ln \left(\frac{Z}{Z_o} \right) \quad (2.11)$$

donde Z_o se calcula a partir del coeficiente de arrastre C_D como:

$$C_D = \frac{\kappa}{\ln \left(\frac{10}{Z_o} \right)} \quad (2.12)$$

A su vez la velocidad del viento puede ser utilizada de forma directa para estimar la tasa de transferencia como lo propone Wanninkhof (1992) en la ecuación 2.10.

$$k = 11,16 u_{10}^2 \left[\frac{S_c}{660} \right]^{-0,5} \quad (2.13)$$

Para lagunas pequeñas y someras se estima que la velocidad de transferencia es cercana a $8 \cdot 10^{-6}$ [m/s] para gases volátiles (Kadlec et al., 2009).

Interfaz agua-sedimentos

El flujo a través de la interfaz agua-sedimentos depende del transporte difusivo que ocurra tanto en la columna de agua como en los sedimentos, además de la producción y consumo que exista en los mismos sedimentos (Søndergaard et al., 2003).

En la columna de agua se observa que, para zonas cercanas a los sedimentos, la velocidad del fluido tiende a cero debido a las fuerzas viscosas y a la fricción interna del fluido, formando una pequeña capa denominada subcapa viscosa. El proceso que domina dentro de la subcapa se remite a la difusión molecular por sobre la turbulenta (Ordoñez, 2014). Para régimen permanente, el flujo desde la columna de agua hacia los sedimentos se puede expresar en la ecuación 2.14 (de la Fuente and Herrera, 2016).

$$F_s = -D \frac{\partial C}{\partial z} \Big|_{z=0+} = -k_w (C_L - C_s) \quad (2.14)$$

donde D es el coeficiente de difusión molecular, k_w es la velocidad de transferencia en el agua, C_L es la concentración en el agua fuera de la subcapa difusiva y C_s es la concentración

en la interfaz agua-sedimentos. El gradiente de concentración $\frac{\partial C}{\partial z}$ tiende a ser significativo dentro de la subcapa difusiva cuyo espesor se aproxima a 0,1 [mm]. Fuera de la subcapa los gradientes son mucho menores y la concentración suele considerarse uniforme.

La subcapa viscosa de espesor δ_v se relaciona con la subcapa difusiva δ_c mediante $\frac{\delta_v}{\delta_c} \sim S_c^{1/3}$. Esto considerando que además la subcapa viscosa cumple con $\delta_v^+ = \frac{u_* \delta_v}{\nu} = A$, deriva en las siguientes ecuaciones (de la Fuente and Herrera, 2016):

$$\delta_c = A \frac{\nu}{u_*} S_c^{-1/3} \quad (2.15)$$

$$k_{\text{sed}} = \frac{1}{A} u_* S_c^{-2/3} \quad (2.16)$$

Donde A es una constante que puede tomar valores entre [10,30] y k_{sed} la tasa de transferencia del soluto en los sedimentos. El número de Schmidt es equivalente a $S_c = \frac{\nu}{D}$, donde D depende tanto de las propiedades del fluido como del soluto en cuestión.

La concentración en la interfaz suele ser desconocida y depende de los procesos que ocurran en los sedimentos, además de la difusión mecánica en la columna de agua. Considerando régimen permanente, la ley de conservación de masa puede ser planteada como (de la Fuente, 2014):

$$\phi D_s \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} = r(z) - p(z) \quad (2.17)$$

Donde los términos $p(z)$ y $r(z)$ se refieren a las tasas de producción y consumo del soluto en los sedimentos variables según profundidad. Previos estudios en lagunas someras como los de Hidalgo (2017) y Ordoñez (2014) han considerado un espesor de capa fotosintéticamente activa δ_p , donde se lleva a cabo la producción primaria béntica y el consumo de oxígeno, y una segunda capa donde sólo existe consumo. En el caso de estudio (laguna Carén) no existe evidencia de actividad fotosintética en los sedimentos, por lo que se considerará una tasa uniforme de consumo r , de forma tal que se puede escribir el flujo desde la columna de agua según la ecuación 2.18.

$$J_s = \frac{S}{2} \left[\left(\frac{1}{k_w} \right) - \sqrt{\left(\frac{1}{k_w} \right)^2 - 4 \frac{C_L}{S}} \right] \quad (2.18)$$

El término S es el coeficiente que cuantifica todos los procesos de consumo en los sedimentos y considera la porosidad inherente en ellos a través del coeficiente de difusión corregido por tortuosidad ($D_s = \phi D$). Esta característica disminuye los procesos difusivos dado que estos sólo pueden ocurrir en los espacios porosos. La porosidad tiene valores entre 0,8 y 0,95 (de la Fuente, 2014).

$$S = 2 \cdot \phi \cdot D_s \cdot r \quad (2.19)$$

En relación con los nutrientes en estudio, el intercambio que se genera en el interfaz agua-sedimentos suele ser muy significativo y puede influenciar los procesos que ocurren en la columna de agua. Reddy et al. (1996) estimó el flujo promedio hacia la columna de agua en valores del orden de 25 [mg $NH_4-Nm^{-2}d^{-1}$] para el amonio y de 1 [mg $Pm^{-2}d^{-1}$] para el fósforo reactivo soluble (SRP). Sun et al. (2016) realizó mediciones más recientes de flujos de 20,22 [mg $Pm^{-2}d^{-1}$] de SRP y de 87,11 [mg $Nm^{-2}d^{-1}$] para nitrógeno inorgánico total (TN).

Resuspensión

En ambientes como las lagunas someras, las olas causadas por el viento y las corrientes inducen la modificación constante en la distribución del lecho fino granular, producto de los procesos de sedimentación y resuspensión. A su vez, el esfuerzo de corte causado por la circulación de corrientes es mucho menor que el inducido por las olas en la superficie, por lo que los efectos del primero suelen despreciarse (Hamilton and Mitchell, 1996). de la Fuente (2014) y Hamilton and Mitchell (1996) proponen metodologías que consideran los factores descritos y tienen mayor exactitud, sin embargo para el caso de estudio no se cuenta con suficiente información de las características de los sedimentos y de la formación de olas para su uso.

Hull et al. (2008) utiliza una metodología simplificada para definir K_{res} y K_{sed} , coeficientes de resuspensión y sedimentación respectivamente, en función de la velocidad de viento u [m/s]. Los coeficientes representan la fracción de sólidos que sedimentan o resuspenden en la columna de agua.

$$K_{sed} = 0,75 \text{ si } u \leq 3,5[ms^{-1}], \text{ sino, } = 0 \quad (2.20)$$

$$K_{res} = 0,15 \text{ si } u > 3,5[ms^{-1}], \text{ sino, } = 0 \quad (2.21)$$

En términos ecológicos, las lagunas someras son muy susceptibles a la resuspensión de sedimentos, lo cual promueve la recirculación de nutrientes, la atenuación de la luz y un crecimiento excesivo de algas (James et al., 2004). En torno a esto, Niemistö et al. (2008) determinó tasas de resuspensión entre 20 a 60 [gm $^{-2}d^{-1}$] en peso seco dependiendo de la estación en ambientes someros, los mayores valores fueron encontrados en verano. Sun et al. (2016) determinó una resuspensión de carbono orgánico disuelto (DOC) de 48,22 [mg m $^{-2}d^{-1}$] y 273,2 [mg m $^{-2}d^{-1}$] en condiciones estáticas y dinámicas respectivamente.

2.3.2. Procesos biológicos

Luz

Las condiciones de luz en la columna de agua son un factor extremadamente importante en la ecología de los sistemas acuáticos dado que influye mayormente en el crecimiento de

fitoplancton y de otras especies acuáticas. La disponibilidad de luz en profundidad determina la estructura y especiación en el ecosistema acuático.

Algunos factores que condicionan la penetración de la luz en profundidad son la población de algas, la concentración de sólidos suspendidos totales y las variables que inciden en los procesos de resuspensión como el viento, el fetch en la superficie de la laguna y la composición de los sedimentos, entre otros. La profundidad de la columna de agua y la composición de los sedimentos también afectan directamente la perturbación de la luz en el agua (Van Duin et al., 2001).

Existen relaciones que permiten estimar cómo los factores mencionados resultan en la atenuación de la luz en el agua. En particular la ley de Lambert-Beer establece (Van Duin et al., 2001):

$$E(\lambda, z) = E(\lambda, 0)e^{-K_d(\lambda)z} \quad (2.22)$$

Donde $E(\lambda, z)$ es la radiación [Wm^{-2}] acorde a la longitud de onda λ y la profundidad z , $E(\lambda, 0)$ es la radiación en superficie para la longitud de onda λ y $K_d(\lambda)$ es el coeficiente de atenuación vertical [m^{-1}]. Kirk (1984) usó Monte Carlo para derivar en una expresión que relaciona el ángulo de incidencia de la radiación (ángulo cenital Θ), la dispersión y la absorción de la luz en el agua.

$$K_d = \mu_0^{-1}[a^2 + (0,425\mu_0 - 0,19)ab]^{0,5} \quad (2.23)$$

Los coeficientes a [m^{-1}] y b [m^{-1}] cuantifican las propiedades ópticas inherentes: el primero estima los efectos de absorción de la luz y el segundo de dispersión. El término μ_0 es el coseno del ángulo cenital; esta expresión estima el coeficiente K_d para longitudes de onda individuales, dado que a y b son función de esta. Esta metodología supone condiciones poco realistas como una superficie lisa, ninguna pérdida por reflectancia y un campo de luz incidente no difusivo.

Jørgensen and Bendricchio (2001) proponen otra metodología para modelar los efectos de la atenuación de la luz en profundidad, donde la radiación que puede ser utilizada efectivamente por las algas es $I = \alpha I_0 e^{-(i\gamma h)}$, donde $\alpha = 0,56$ es un coeficiente que da cuenta de la actividad fotosintética y γ es el coeficiente de extinción en el agua. El factor limitante de radiación queda expresado como:

$$f(I) = \frac{I/I_k}{\sqrt{1 + (I/I_k)^2}} \quad (2.24)$$

Fotosíntesis

Fotosíntesis es el proceso de crecimiento de plantas que contienen clorofila-a y depende de tres factores importantes: radiación solar, temperatura y disponibilidad de nutrientes. En la columna de agua el fitoplancton realiza la producción primaria captando $CO_{2(aq)}$ y

liberando $O_{2(aq)}$ en el proceso. Esta reacción es modelada como cinética de primer orden y es proporcional a la concentración de biomasa en el agua (Stefan and Fang, 1994).

En consideración con los factores limitantes de disponibilidad de nutrientes y temperatura, Hipsey et al. (2007) propone la tasa de producción f_p^B [$\frac{mgChla}{m^3d}$] para representar el proceso de producción primaria en la columna de agua.

$$f_p^B = Ug \cdot n\vartheta_B^{T-20} \cdot B \quad (2.25)$$

donde Ug es la tasa de crecimiento de la biomasa (B_C) y se expresa según 2.26. La corrección por temperatura del proceso de fotosíntesis está dada por el coeficiente específico ϑ_B , cuyo valor de referencia es 1,036 (Hull et al., 2008).

$$Ug = \mu_{max} \min_{>0}[f(I), f(N), f(P), f(C)] \quad (2.26)$$

El término μ_{max} es la tasa máxima de fotosíntesis cuando no existen factores limitantes. Los factores limitantes $f(N)$, $f(P)$ y $f(C)$ están dados por las expresiones en 2.27.

$$f(N) = \frac{NH_4 + NO_3}{NH_4 + NO_3 + K_N} ; f(P) = \frac{PO_4}{PO_4 + K_P} ; f(C) = \frac{CO_2}{CO_2 + K_C} \quad (2.27)$$

donde K_N , K_P y K_C son las constantes de semi-saturación para el nitrógeno, el fósforo y el carbono respectivamente. K_N puede tomar valores entre 0,014 a 0,05 [$\frac{mgN}{l}$], K_P valores entre 0,005 a 0,016 [$\frac{mgP}{l}$] (Tuchkovenko and Calero, 2003) y K_C valores entre 3,4 a 5 μM (Burkhardt et al., 2001).

Respiración y fotorrespiración

En cierto sentido el proceso inverso de la fotosíntesis es la respiración, en donde la materia orgánica es transformada en inorgánica mediante el consumo de oxígeno y la liberación de dióxido de carbono. Los organismos fotosintéticos requieren del proceso de respiración para la generación de energía durante las horas sin luz. Esta reacción se asume de primer orden y se relaciona con la disponibilidad de oxígeno, la temperatura y la concentración de clorofila-a.

El modelo propuesto por Jørgensen and Bendricchio (2001) considera la proporcionalidad de la concentración de biomasa B , el coeficiente de corrección por temperatura específico ϑ_R y la tasa de respiración en condiciones óptimas $\alpha_R[d^{-1}]$ para cuantificar el proceso : f_R^B [$\frac{mgChla}{m^3d}$].

$$f_R^B = \alpha_R \vartheta_R^{T_w-20} \cdot B \quad (2.28)$$

Durante las horas de luz la actividad respiratoria de las plantas fotosintéticas puede continuar si así lo requieren. Este proceso muchas veces alcanza a ser un porcentaje de la tasa

fotosintética (10 %-30 % según Tuchkovenko and Calero (2003)) y significar una pérdida importante en la biomasa. Existe evidencia de que algunas plantas no pueden llevar a cabo la respiración en la fase oscura bajo mínima iluminación, cobrando importancia la fotorrespiración como mecanismo de obtención de energía (Jackson and Volk, 1970).

Descomposición de materia orgánica

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) de la materia orgánica muerta (detritos) es función de la concentración de detritos suspendidos y la temperatura. La reacción de primer orden queda dada por:

$$f_{DBO} = \mu_{DBO} \vartheta_{DBO}^{T_w - 20} \cdot DBO \quad (2.29)$$

donde $\mu_{DBO}[\text{d}^{-1}]$ es la tasa de mineralización óptima, ϑ_{DBO} es el factor de corrección por temperatura específico del proceso y DBO es la concentración de detritos en equivalente a oxígeno [mgO_2/l]. Este modelo supone que no existen limitaciones en la población de bacterias ni en la disponibilidad de oxígeno. Hipsey et al. (2007) proponen un factor limitante para el oxígeno dado por la ecuación 2.30, donde OD es la concentración de oxígeno disuelto y K_{OD} [mg/l] es la constante de semi-saturación del oxígeno cuyo valor referencial es $2,5 \frac{\text{mgO}_2}{\text{l}}$ (Hull et al., 2008).

$$f(OD) = \frac{OD}{K_{OD} + OD} \quad (2.30)$$

Nitrificación

El proceso de nitrificación es la oxidación biológica del ion amonio a nitrito y nitrato, reacción descrita en detalla en la sección 2.3.2. La reacción suele modelarse como de primer orden y depende de la disponibilidad de amonio y de oxígeno para efectuarse; a su vez la temperatura afecta a las bacterias que realizan la oxidación. Según el balance estequiométrico de la reacción de nitrificación, 3,43 mg de oxígeno se requieren para oxidar 1 mg de amonio, sin embargo existe evidencia de que el radio de consumo puede variar por sobre este valor por la fijación de dióxido de carbono en el proceso (Wezernak and Gannon, 1967).

El proceso puede ser descrito según la tasa volumétrica f_{NIT} [$\frac{\text{mgN}}{\text{m}^3\text{d}}$] acorde al modelo de Hipsey et al. (2007), en donde $\mu_{NIT}[\text{d}^{-1}]$ es la tasa óptima de nitrificación, ϑ_{NIT} es el coeficiente de corrección por temperatura del proceso y NH_3 es la concentración de amonio en el agua [mgN/l].

$$f_{NIT} = \mu_{NIT} \vartheta_{NIT}^{T_w - 20} f(OD) \cdot NH_3 \quad (2.31)$$

Desnitrificación

Durante este proceso el nitrato (NO_3^-) es reducido a dinitrógeno $\text{N}_{2(aq)}$ liberando $\text{CO}_{2(aq)}$. Esta reacción suele limitar la biodisponibilidad de nitrógeno en la columna de agua (Seitzin-

ger, 1988).

El modelo de Hipsey et al. (2007) define la tasa volumétrica de desnitrificación $f_{DEN}^N [\frac{mgN}{m^3d}]$ considerando un factor limitante por oxígeno $f'(OD)$, el cual cuantifica que en ausencia de oxígeno la reacción ocurre a mayores tasas. En la ecuación 2.32 el término $\mu_{DEN} [d^{-1}]$ es la tasa óptima de desnitrificación, asumiendo que no existe limitación de bacterias ni de temperatura, ϑ_{DEN} es el coeficiente de corrección por temperatura y NO_3 es la concentración de nitrato [mgN/l].

$$f_{DEN}^N = \mu_{DEN} \vartheta_{NIT}^{T_w - 20} \left[\frac{K_{DO}}{K_{DO} + OD} \right] \cdot NO_3 \quad (2.32)$$

A continuación se detallan las ecuaciones de balance de masa para las variables involucradas en la columna de agua:

Oxígeno disuelto (OD)

En el balance de masa del oxígeno se consideran los flujos de la atmósfera y sedimentos, los procesos de fotosíntesis y respiración, además del aporte de oxígeno en la captación (“uptake”) de nitrato por el fitoplancton.

$$\begin{aligned} \frac{dOD}{dt} = & \text{Reaireación} - \text{DBO} - \text{Nitrificación} - \text{DSO} \\ & + \text{Fotosíntesis} - \text{Respiración} + \text{Uptake de nitrato} \end{aligned} \quad (2.33)$$

Amonio (NH₄)

Se consideran los flujos por cargas y salidas externas, la mineralización de detritos, la nitrificación en el agua, el “uptake” por el fitoplancton y la excreción y mortalidad tanto por el fitoplancton como por el zooplancton.

$$\begin{aligned} \frac{dNH_4}{dt} = & \text{Carga neta externa} + \text{Mineralización} - \text{Nitrificación} \\ & + \text{Flujo sedimentos} - \text{Uptake} + \text{Excreción} + \text{Mortalidad} \end{aligned} \quad (2.34)$$

Nitrato (NO₃)

Para el balance del nitrato se consideran flujos similares al amonio, se agrega el proceso de desnitrificación y se desprecia el proceso de mineralización.

$$\begin{aligned} \frac{dNO_3}{dt} = & \text{Carga neta externa} + \text{Nitrificación} + \text{Flujo sedimentos} \\ & - \text{Uptake} - \text{Desnitrificación} + \text{Excreción} + \text{Mortalidad} \end{aligned} \quad (2.35)$$

Fosfato (PO₄)

Para el fosfato se considera a su vez el proceso de sorción por la materia orgánica particulada.

$$\begin{aligned} \frac{dPO_4}{dt} = & \text{Carga externa} + \text{Mineralización} - \text{Sorción} + \text{Flujo sedimentos} \\ & - \text{Uptake} + \text{Excreción} + \text{Mortalidad} \end{aligned} \quad (2.36)$$

Fitoplancton (x)

$$\frac{dx}{dt} = \text{Crecimiento} - \text{Respiración} - \text{Mortalidad} - \text{Sedimentación} + \text{Resuspensión} \quad (2.37)$$

Biomasa (y)

El balance de masa de la carga interna de nutrientes en la biomasa queda dado por la Ecuación 2.38

$$\frac{dy}{dt} = \text{Uptake} - \text{Excreción} - \text{Mortalidad} - \text{Sedimentación} + \text{Resuspensión} \quad (2.38)$$

Zooplancton (Z)

$$\frac{dz}{dt} = (\text{Alimentación} - \text{Excreción}) - \text{Respiración} - \text{Mortalidad} - \text{Predadores} \quad (2.39)$$

2.5. Simulación de modelos de calidad del agua

Se investigaron alternativas aplicables a la simulación de ecosistemas acuáticos que pudieran ser útiles para la resolución del modelo de la laguna Carén en 0D. Sin embargo, la mayoría no incluía la variable de dióxido de carbono como parte del modelo o no se encontraba disponible para su uso. En la tabla 2.3 se resumen las alternativas estudiadas, y en función de éstas se determinó el uso de Vensim PLE, un software flexible que permite configurar el modelo desde lo básico.

Vensim PLE es una versión de prueba que ofrecen los desarrolladores del software para estudiantes e investigadores. Consiste en una plataforma flexible en la cual se pueden ingresar variables e interacciones entre ellas de forma gráfica, además de editar las ecuaciones y parámetros del modelo en forma simple. El software resuelve las ecuaciones diferenciales mediante un método numérico, Euler o Runge Kutta 4, y entrega los resultados en forma gráfica. Esto hace que su implementación sea útil en casi cualquier sistema, siendo aplicable a la laguna Carén.

Software	Uso / Aplicación	Desarrollado	Acceso	Observaciones
PCLake Model	Aguas superficiales 0D	RIMV ⁴	Libre (GNU) ⁵	Enfocado en lagunas someras, sin la variable de CO ₂
Vensim PLE	Sistemas complejos	Ventana Systems Inc.	Licencia, prueba de 60 días	Flexible
Stella	Sistemas complejos	Isee Systems	Licencia sin prueba	Flexible
Gold Sim	Sistemas complejos	Golder Associates	Licencia, prueba de 30 días	Flexible
Delft3d	Aguas superficiales 2D y 3D	Deltares	Licencia sin prueba	Enfocado en ríos y estuarios
Wasp8	Aguas superficiales 0D,1D, 2D y 3D	EPA USA	Libre	Sin la variable de CO ₂
WQMAP	Aguas superficiales 2D y 3D	RPS ASA	Licencia sin prueba	Enfocado en ecosistemas marítimos
Mohid	Aguas superficiales 3D	MARETEC ⁶	Libre (GNU)	Sin la variable de CO ₂

Tabla 2.3: Softwares aplicables a ecosistemas acuáticos.

⁴Netherlands National Institute for Public Health and the Environment.

⁵GNU General Public License, fundación de software libre.

⁶Marine and Environmental Technology Research Center, Lisbon University.

Capítulo 3

Metodología

3.1. Área de estudio: Laguna Carén

La laguna Carén está ubicada en la comuna de Pudahuel (Región Metropolitana, Chile, $33^{\circ}25'50''S$, $70^{\circ}50'29''O$, 470 m.s.n.m) y es parte del Parque Científico Tecnológico Laguna Carén de la Universidad de Chile (Ver figura 3.1).

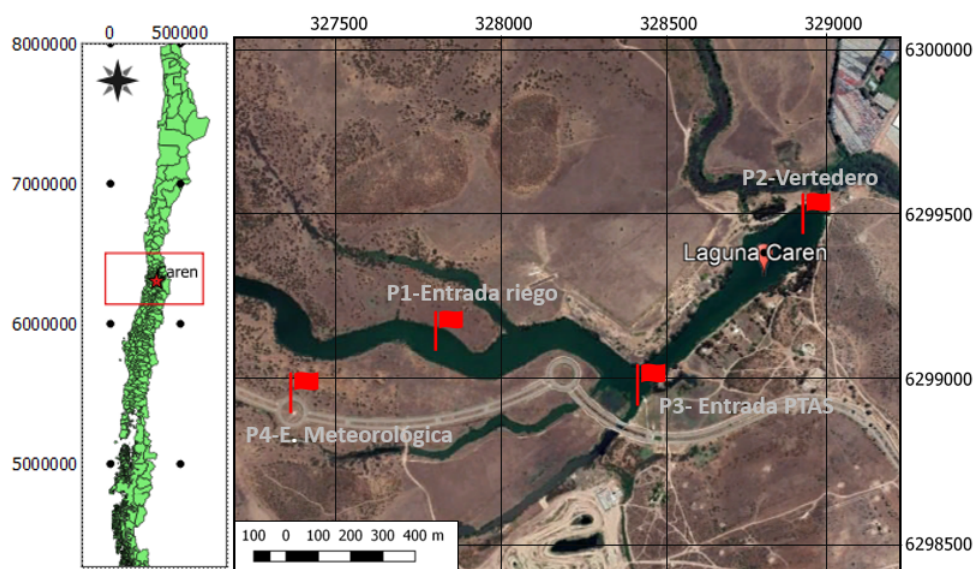


Figura 3.1: Mapa de la Laguna Carén, Región Metropolitana, Chile.

El Parque Laguna Carén se extiende sobre una superficie de 1011 [Ha] de terreno en la que confluyen tanto actividades de investigación y desarrollo tecnológico como recreacionales. El ecosistema que persiste en el lugar presenta diversidad de especies aviarias como patos, garzas, loicas y lechuzas, especies terrestres como liebres y roedores, espinos, totorales y flora endémica que coexisten en torno a la laguna (Morales, 2006).

La laguna Carén es artificial y fue construida en 1982 (de Miguel, 2006). Sus características morfométricas se resumen en la tabla 3.1. El principal afluente de la laguna es el estero Carén,

que recibe el aporte de tres cuencas pluviales: Lo Aguirre, Noviciado y Lipangue. Además, recibe descargas fluctuantes de agricultores del sector y de la planta de tratamiento de aguas servidas (PTAS) perteneciente a la empresa de agua potable Izarra de Lo Aguirre S.A. La salida de la laguna corresponde a un vertedero que descarga al estero Lampa y el caudal vertido fluctúa según el nivel de agua de la laguna.

Parámetro	Valor	Unidad
Área	$306,7 \cdot 10^3$	m ²
Volumen	$839,3 \cdot 10^3$	m ³
Profundidad media	0,56	m
Profundidad máxima	3,4	m

Tabla 3.1: Parámetros morfométricos de la Laguna Carén (Román, 2017).

Existen antecedentes de la hidrodinámica de la laguna Carén que revelan ciclos diarios de estratificación térmica. En particular se observó una dinámica controlada por las variaciones en la velocidad del viento y el flujo de energía sobre su superficie. Este ciclo comienza con mezcla completa en la mañana y aproximadamente a mediodía se inicia la estratificación del cuerpo de agua (Román, 2017).

El estado trófico de la laguna es hipereutrófico de acuerdo con los límites para cuerpos de aguas señalados por Smith et al. (1999), citados en la Tabla 3.2. Según los resultados obtenidos por Román (2017) en su análisis bioquímico de la laguna, el nivel general de nutrientes es alto y en particular excede todos los límites en el punto de descarga de la planta Izarra de Lo Aguirre. Además, muestra sobrepoblamiento de fitoplancton y ausencia de plantas de fondo, que contribuyen al mal estado trófico del cuerpo de agua.

Estado Trófico	TN [mg/l]	TP [mg/l]	Clorofila a [μ g/l]
Oligotrófico	< 0,35	< 0,01	< 3,5
Mesotrófico	0,35 – 0,65	0,01 – 0,03	3,5 – 9
Eutrófico	0,65 – 1,2	0,03 – 0,1	9 – 25
Hipereutrófico	> 1,2	> 0,1	> 25

Tabla 3.2: Rangos de concentraciones para indicadores del estado trófico de cuerpos de agua (Smith et al., 1999).

Descarga a la Laguna Carén

La descarga de la empresa Izarra de lo Aguirre está sujeta desde 2012 a lo dispuesto por el decreto supremo D.S. 90 para descargas a cuerpos de agua lacustres, según la orden del Servicio de Evaluación Ambiental (SEA) N° 2086. En la tabla 3.3 se resumen los parámetros de relevancia para este estudio limitados por el decreto.

Contaminantes	Unidad	Expresión	Límite Máximo Permitido
Aceites y Grasas	mg/l	A y G	20
DBO ₅	mg O ₂ /l	DBO ₅	35
Fósforo	mg/l	P	10
Nitrógeno Total Kjeldahl	mg/l	NKT	50
pH	Unidad	pH	6,0 – 8,5
Sólidos Suspendidos Totales	mg/l	SS	80
Temperatura	C°	T°	35

Tabla 3.3: Resumen de límites máximos de contaminantes permitidos según la Tabla 3.2 del decreto DS. 90.

En la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS), dependiente del Ministerio de Obras Públicas (MOP), se obtuvo información sobre el efluente de la planta Izarra de lo Aguirre para el período de enero a noviembre de 2018. La información entregada corresponde al autocontrol de la empresa respecto de los parámetros definidos por el decreto D.S. 90. En las figura 3.2 y 4.9 se muestran los principales parámetros analizados como antecedentes de la laguna Carén.

El caudal entregado por la planta Izarra a la laguna Carén fluctúa entre los 300 y los 1200 [m³/d], y alcanza en septiembre un máximo puntual de 10400 [m³/d], como se puede ver en la figura 3.2 a). Los valores de pH se encuentran dentro del rango de 6 a 8,5 según el D.S. 90, exceptuando valores puntuales de 8,7 que se muestran como máximos en la figura 3.2 b).

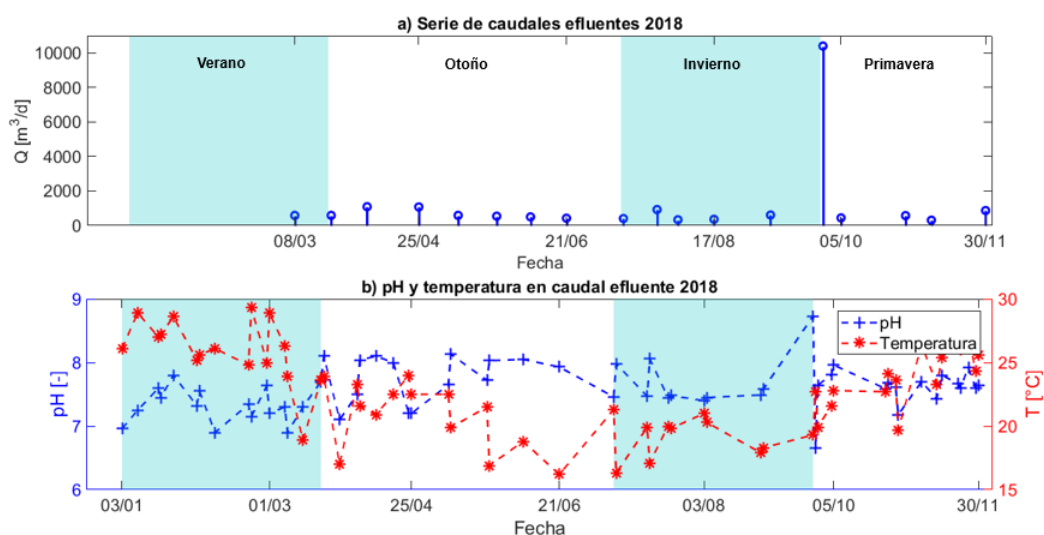


Figura 3.2: a) Serie de caudales del efluente de la planta de aguas servidas (PTAS) IZARRA en el año 2018, b) Valores de pH y temperatura de efluente de la PTAS Izarra de lo Aguirre en el año 2018.

En la figura 4.9 a) se muestran los valores de la concentración de nutrientes en el efluente

durante el período 2018 medidos por la empresa. Tanto para el nitrógeno total Kjeldahl (NKT) como para el fósforo total (P) las concentraciones se encuentran bajo los límites establecidos indicados en la tabla 3.3. Las concentraciones de NKT y P alcanzan valores máximos de 8,3 [mg/l] y de 6,6 [mg/l] respectivamente. En cuanto a la DBO_5 y los sólidos suspendidos totales, ambos se encuentran en el rango establecido por el D.S. 90.

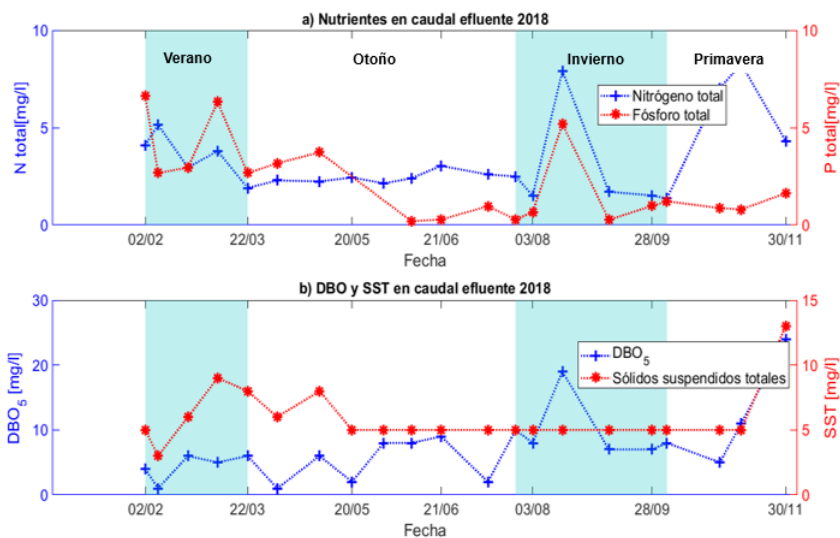


Figura 3.3: a) Valores de fósforo y nitrógeno total para el efluente de la PTAS Izarra en 2018, b) Valores de DBO_5 y de sólidos suspendidos totales para el efluente de la PTAS Izarra en 2018.

3.2. Campañas en terreno

Durante el período de diciembre de 2017 a noviembre de 2018 (Campaña 2018) se realizó un monitoreo ambiental en la laguna Carén, que se dividió en 2 categorías: mediciones continuas y muestreos puntuales.

Las mediciones realizadas en continuo corresponden a las forzantes meteorológicas (Estación Meteorológica) en el punto P4-E. Meteorológica. En la columna de agua se midió temperatura, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto en los puntos P1-Entrada riego y P2-Vertedero. Además se midió el flujo de dióxido de carbono en la superficie de la laguna en el punto P3-Entrada PTAS. En la figura 3.1 se muestra la ubicación de los puntos.

Los muestreos puntuales se analizaron para parámetros de calidad del agua, principalmente para la concentración de nutrientes en el agua (N y P). En adición se analizaron valores de alcalinidad, pH, turbiedad, DBO_5 y sólidos suspendidos totales (SST). El análisis de calidad de agua fue efectuado en 3 puntos de la laguna: P1-Entrada riego, P2-Vertedero y P3-Entrada PTAS (figura 3.1).

Los puntos de medición fueron determinados de forma estratégica para considerar las entradas y la salida de la laguna. El punto P1-Entrada riego se ubica en la rama noroeste de la laguna donde existen descargas de los regantes de la zona, el punto P2-Vertedero se ubica en el punto de mezcla justo antes de la salida al estero Lampa y el punto P3-Entrada PTAS

se ubica en la rama suroeste donde la planta de tratamiento de aguas servidas (Izarra de Lo Aguirre) descarga sus aguas (figura 3.1).

En la figura 3.4 se muestra un calendario con los períodos de medición continua y los días de muestreo puntual.

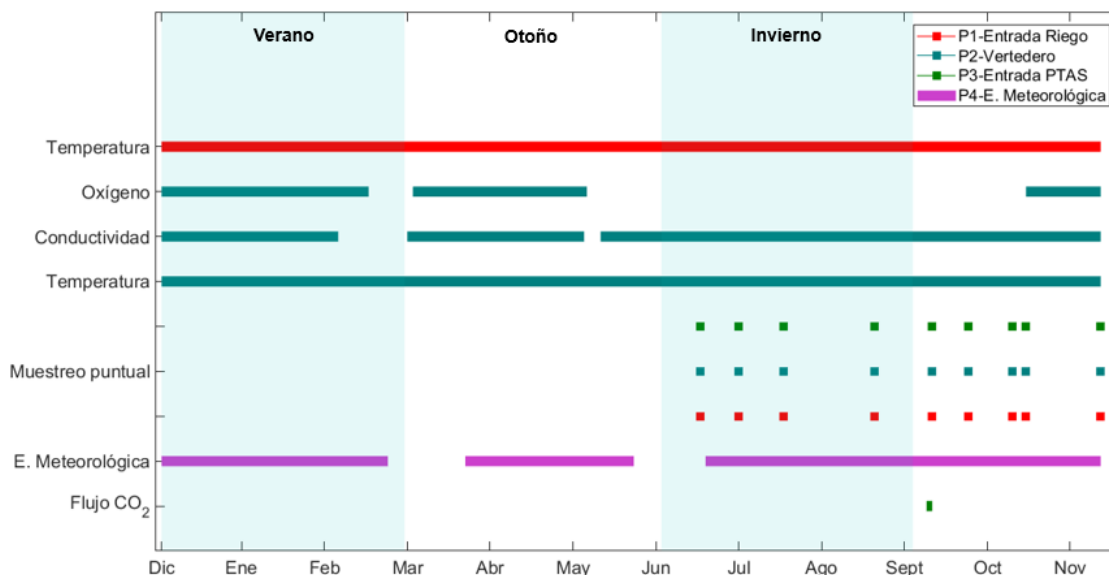


Figura 3.4: Calendario de campañas de medición en la laguna Carén

3.2.1. Estación de monitoreo continuo

Estación meteorológica

La estación meteorológica se encuentra ubicada en el punto P4-E. Meteorológica referenciado en la figura 3.1. La altura de su instalación es de aproximadamente 6 [m] sobre el nivel del suelo. Esta disposición es acorde a la administración del Parque Tecnológico y se muestra en la figura 3.5.

La estación meteorológica se encuentra equipada con sensores Campbell Scientific y un data logger que registra mediciones cada 5 [min]. En el anexo A se detallan los instrumentos. Las siguientes variables fueron medidas desde el día 22-12-17 hasta el día 28-11-18:

1. Temperatura del aire [T_a °C]
2. Radiación solar incidente de onda corta [RSI/m^2]
3. Velocidad (W [m/s]) y dirección del viento
4. Presión atmosférica [p atm] y humedad relativa [HR %]

Los datos extraídos de T_a , RSI y W fueron procesados como datos de entrada para el modelo conceptual de la laguna Carén, para esto se mantuvo el intervalo de medición de 5 [min]. Para analizar el comportamiento de cada variable se realizó un análisis estadístico a nivel intradiario y a nivel estacional (valores diarios).

Para rellenar los períodos de discontinuidad de datos (figura 3.4) se utilizó una estación



Figura 3.5: Instalación de la estación meteorológica en la laguna Carén en el punto P4-E. meteorológica

meteorológica de la institución Agromet: Rinconada-U.Chile [$33^{\circ}29'49,5''S$, $70^{\circ}50'43,5''O$, 472 (m.s.n.m)] ubicada a aproximadamente 5 [km] de la laguna. Para el relleno de datos se realizó una correlación entre ambas estaciones con los meses en los que sí se contaba con datos.

Columna de agua

En la columna de agua se instalaron sensores distribuidos en profundidad mediante 2 boyas ubicadas en los puntos P1-Entrada riego y P2-Vertedero. Las variables registradas fueron: temperatura (T), conductividad eléctrica (C_E) y oxígeno disuelto (OD) cada 5 [min] en el agua. La distribución y número de sensores en profundidad se muestra en la figura 3.6. Además el período de registro de cada variable se resume en la figura 3.4.

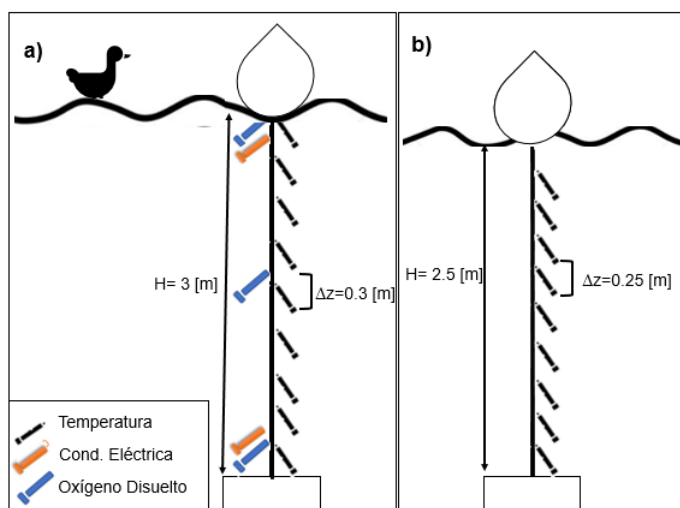


Figura 3.6: Esquema de la configuración de sensores en la columna de agua. a) Configuración de sensores en Boya Norte (P2-Vertedero), b) Configuración de sensores en Boya Sur (P1-Entrada riego)

En la boya ubicada en el punto P2-Vertedero se instalaron sensores de las 3 variables

(T, C_E y OD), esto debido a que este punto es la mezcla de los afluentes de la laguna y por lo tanto representa en general la dinámica de esta.

Los registros de oxígeno disuelto se realizaron de forma parcial debido a fallas técnicas de los sensores como se muestra en la figura 3.4. En el primer y segundo período se registró el OD para la superficie y la profundidad media de la columna de agua. En el tercer período se registró en el fondo de la laguna a una profundidad de 3 [m].

Para el procesamiento de los datos registrados se realizó un análisis intradiario y un análisis estacional considerando estadísticas diarias. A su vez, se procesaron los datos de C_E para obtener la salinidad del agua de acuerdo a la metodología de APHA (2012) (anexo D).

Los registros de T y OD fueron procesados para obtener la concentración de saturación de OD y el porcentaje de saturación en el agua. La concentración de saturación (OD_{air}) fue obtenida utilizando la fórmula 3.13 (sección 3.3.1.1) y el porcentaje de saturación (P_{SAT}) fue determinado según APHA (2012):

$$P_{SAT} = \frac{OD}{OD_{air}} \cdot 100 \quad (3.1)$$

Irgason

El instrumento Irgason (Campbell Scientific) consiste en un anemómetro sónico con sensor infrarrojo de gases incorporado (anexo A), que realiza mediciones de:

- Temperatura del aire
- Concentración de vapor de agua y dióxido de carbono
- Velocidad del viento en 3 direcciones

La campaña de medición tuvo una duración de 48 [h] entre los días 25 y 27 de septiembre de 2018 y se configuró el data logger para almacenar datos en un intervalo de 5 [min]. La instalación completa del Irgason fue hecha en el muelle de la laguna cercano al punto P3-Entrada PTAS. En la figura 3.7 se muestra la instalación.

Las mediciones hechas por este instrumento permiten obtener el flujo de dióxido de carbono en la superficie de la laguna. Para esto se configuró el programa del data logger con el fin de obtener las covarianzas entre variables. En este caso se empleó la ecuación 3.2 (Garraat, 1994) para el cálculo de la velocidad de corte.

$$(u^*)^2 = \sqrt{\overline{u'w'^2} + \overline{v'w'^2}} \quad (3.2)$$

Donde u^* es la velocidad de corte [m/s] y $\overline{u'w'^2}$ y $\overline{v'w'^2}$ son términos de covarianza turbulenta medida por el Irgason.



Figura 3.7: Instalación del instrumento Irgason en el muelle de la laguna Carén a 5 [m] de la ubicación de P3-Entrada PTAS.

3.2.2. Campañas de muestreo puntual

Calidad del agua

La campaña de calidad del agua fue diseñada para obtener muestras de agua en los 3 puntos de estudio (P1-Entrada riego, P2-Vertedero y P3-Entrada PTAS), iniciando en junio de 2018 y finalizando en noviembre de 2018. Se realizaron 9 muestreos distribuidos según la figura 3.4 entre el período indicado. En cada campaña la muestra fue extraída a media profundidad y en 3 de ellas se extrajeron muestras adicionales de la superficie y fondo de la laguna.

Para la toma de las muestras se utilizó una botella de van Dorn que permite extraer la muestra a una profundidad determinada. Se envasaron las muestras según lo indicado en la guía de APHA (2012) para cada parámetro a analizar. El transporte fue realizado bajo frío (4°C) y su análisis no superó las 12 [hr] transcurridas desde la extracción. Las muestras fueron tomadas alrededor de las 10 de la mañana y en un intervalo de no más de 1 [hr] (anexo B).

El análisis de las muestras fue realizado en el Laboratorio de Calidad del Agua Gabriela Castillo de la Universidad de Chile. Los parámetros medidos en todos los muestreos fueron amonio NH_3 , nitrato NO_3^- , fosfato PO_4^{-3} , alcalinidad, pH y turbiedad. En los 2 últimos muestreos se incorporó el análisis de DBO_5 y de sólidos suspendidos totales (SST). Para el análisis de nutrientes se emplearon los métodos Hach (anexo B) y para el resto de los parámetros se siguió la guía de APHA (2012). Las muestras fueron analizadas con tres repeticiones para disminuir el error asociado.

Las mediciones de alcalinidad fueron utilizadas para estimar de forma indirecta la concentración de $\text{CO}_{2(aq)}$ en el agua. Para esto se utilizó ecuación 3.3 (Cole J. & Prairie Y., 2009) que considera el sistema carbonato como principal atribuyente a la alcalinidad total.

Una segunda metodología fue probada bajo el supuesto de que, dadas las altas concentraciones de nutrientes, los sistemas del nitrógeno y del fósforo podrían afectar los valores de

alcalinidad. Las ecuaciones empleadas en este caso se adjuntan en el anexo C. Sin embargo, las diferencias con el primer método no fueron significativas.

$$ANC = [DIC] \cdot \frac{k_{a1}[H^+] + 2k_{a1} \cdot 2k_{a2}}{[H^+]^2 + k_{a1} \cdot [H^+] + k_{a1} \cdot k_{a2}} + \frac{k_w}{H^+} - [H^+] \quad (3.3)$$

Donde ANC es la alcalinidad total considerando el sistema carbonato, $[H^+]$ es la concentración de protones en el agua a partir del pH y $k_w = 10^{-14,16}$ es la constante de disociación del agua ($T=20^\circ C$). Los términos $k_{a1} = 10^{-6,38}$ y $k_{a2} = 10^{-10,277}$ son las primeras constantes de disociación del sistema carbonato, que si bien dependen de la temperatura, se asumieron constantes porque no proporcionaban una variación significativa en los resultados (Cole and Prairie, 2009). En este caso se consideró la contribución de las especies $CO_{2(aq)}$ y HCO_3^- dado que los valores de pH de la laguna son del orden de 7,5.

Sedimentos

Se realizaron dos campañas de muestreo de sedimentos en el punto P3-Entrada PTAS. Sólo se obtuvieron muestras de este punto dado que los otros no eran accesibles. La primera campaña fue realizada el día 28-11-2018 y la segunda el día 03-01-2018. En ambas la muestra fue extraída mediante y transportada en frío hasta el laboratorio.

Las muestras de sedimentos fueron analizadas según la metodología desarrollada por de la Fuente (2015), donde se propone una instalación experimental que permite estimar el consumo de oxígeno disuelto que existe en los sedimentos.

El experimento entregó una serie de tiempo del oxígeno disuelto, la cual se utilizó como dato de entrada para estimar el flujo hacia los sedimentos de oxígeno según lo planteado por de la Fuente (2015).

3.3. Modelo de calidad del agua de la laguna Carén

Se realizó una revisión bibliográfica de los principales características de los cuerpos de agua someros y de los procesos involucrados en las dinámicas entre el dióxido de carbono, el oxígeno y los nutrientes. La revisión se enfocó en los intercambios de masa en las interfaces aire-agua y agua-sedimentos (sección 2.3.1), y en los procesos biológicos (sección 2.3.2) que ocurren en la columna de agua. Además se investigó sobre modelos aplicados a condiciones similares al caso de estudio (Laguna Carén).

Con la información reunida, se realizó un análisis de cuáles procesos serían de mayor relevancia según las características de la laguna Carén (sección 3.1) y las variables en estudio (CO_2 , NH_4 , NO_3^- y PO_4^{3-}). Como resultado de esto se propuso un modelo conceptual para el sistema.

3.3.1. Estructura del modelo

La estructura del modelo que se propone para la laguna Carén está basada principalmente en dos ejemplos de modelos de sistemas acuáticos. El primero que se consideró fue el modelo

CAEDYM (Hipsey et al., 2007) y el segundo fue el modelo propuesto por Mellios et al. (2015), ambos en la sección 2.4. A su vez la combinación de estos modelos fue completada por la revisión de los procesos involucrados en el sistema (sección 2.3). La combinación de los modelos fue necesaria por los siguientes factores:

- El modelo de CAEDYM considera la mayoría de los procesos que ocurren en sistemas acuáticos. Sin embargo los procesos en los sedimentos, así como el flujo en la interfaz agua-sedimentos, no se encuentran bien definidos. Además el modelo está planteado en 3 dimensiones por lo que fue necesaria su simplificación.
- El modelo propuesto por Mellios et al. (2015) está planteado específicamente para cuerpos de agua someros y en 0D, por lo que se empleó como base para la simplificación del modelo de CAEDYM.
- Debido a la información limitada de ciertos procesos como la resuspensión en la laguna, fue necesario recurrir a la simplificación propuesta en el modelo de Hull et al. (2008).

Datos de entrada

Como datos de entrada ("inputs") para la resolución del modelo se consideran las forzantes externas del sistema y las variables de hidrodinámica de la laguna. Se enlistan en las siguientes:

1. Serie de tiempo de la temperatura del aire (T_a).
2. Serie de tiempo de la radiación solar incidente de onda corta (I).
3. Serie de tiempo de la velocidad de viento (u).
4. Serie de tiempo de la temperatura en la columna de agua (T_w).
5. Serie de tiempo de la temperatura cercana a los sedimentos (T_s).
6. Serie de tiempo de la salinidad en el agua (Sal).

Las series de tiempo enumeradas se obtienen de las mediciones realizadas con la estación de monitoreo continuo, mostradas en la sección 4.1.1.

Supuestos generales:

- Mezcla completa: Para resolver el modelo se tomó el estado de mezcla completa en la vertical con respecto a la temperatura del agua de la laguna. La estratificación térmica que fue identificada en las mediciones de la laguna no fue modelada debido a que ocurre durante una fracción limitada del día y le agrega complejidad al modelo.
- Volumen constante: Existen variaciones estacionales y operacionales del volumen de la laguna, sin embargo no fueron considerados debido a la falta de información de los caudales de entrada y de salida a la laguna.
- Presión hidroestática y densidad constante en la columna de agua, esto según los antecedentes entregados por Román (2017) que muestra variaciones mínimas de densidad en la vertical.

VARIABLES DE ESTADO

Con los antecedentes recopilados mediante la revisión bibliográfica y los modelos estu-

diados, se definieron las variables de estado para la columna de agua y para los sedimentos (tabla 3.4).

Variable	Columna de agua	Ec.	Sedimentos	Ec.
Oxígeno disuelto	OD_c	3.4	OD_s	3.17
Dióxido de carbono	CO_{2c}	3.18	CO_{2s}	3.27
Biomasa	B_c	3.28	—	—
Detritos	D_c	3.31	D_s	3.35
Amonio	NH_{4c}	3.36	NH_{4s}	3.42
Nitrato	NO_{3c}	3.43	NO_{3s}	3.46
Fosfato	PO_{4c}	3.47	PO_{4s}	3.51

Tabla 3.4: Variables de estado del modelo de la laguna Carén

Datos de salida

El modelo entrega como datos de salida ('outputs') las concentraciones en el tiempo de las variables de estado.

A continuación se muestra un esquema del modelo propuesto de la laguna Carén (figura 3.8) y en la tabla 3.5 se enlistan los procesos esquematizados.

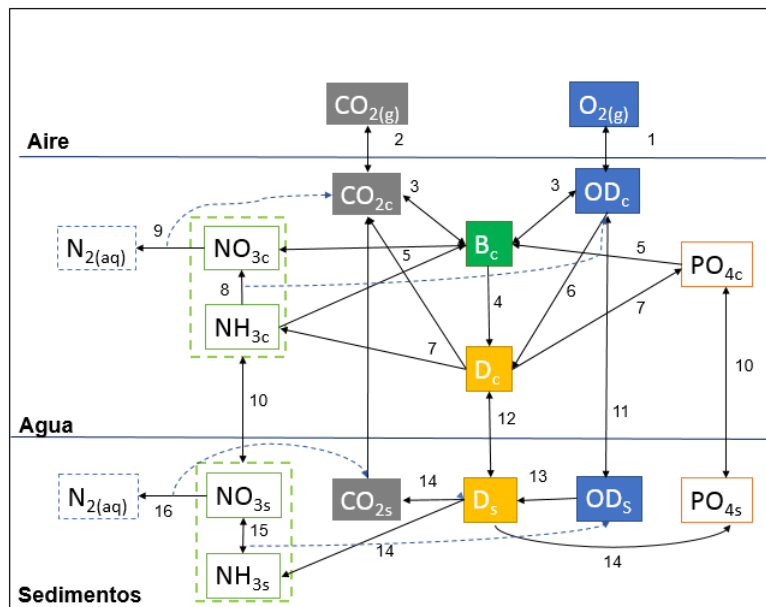


Figura 3.8: Esquema de la estructura del modelo propuesto para la laguna Carén. Las flechas sólidas indican los procesos considerados y las flechas discontinuas indican una relación indirecta en el proceso.

Según lo esquematizado en la figura 3.8 se plantearon las ecuaciones de balance de masa para cada una de las variables de estado, tanto en la columna de agua como en los sedimentos.

N°	Proceso (s)	Ecuación (es)
1	Reaireación	3.11
2	Flujo de CO ₂ en la interfaz aire-agua	3.21
3	Fotosíntesis, fotorrespiración y respiración	3.5, 3.7, 3.8
4	Mortalidad biomasa	3.30
5	Asimilación de nutrientes en la fotosíntesis	3.37, 3.44, 3.48
6	Demanda bioquímica de oxígeno	3.10
7	Mineralización en el agua	3.39
8	Nitrificación en el agua	3.9
9	Desnitrificación en el agua	3.19
10	Flujo en la interfaz agua-sedimentos	3.26, 3.41, 3.45, 3.49
11	Demanda de oxígeno en los sedimentos	3.16
12	Resuspensión y sedimentación	3.32, 3.33
13	Demanda de oxígeno en los sedimentos	3.16
14	Mineralización en los sedimentos	3.39
15	Nitrificación en los sedimentos	3.9
16	Desnitrificación en los sedimentos	3.19

Tabla 3.5: Tabla resumen de los procesos esquematizados en la figura 3.8 y las ecuaciones relacionadas.

La notación utilizada es similar a la empleada en el manual del modelo de CAEDYM, donde f_i^j es la tasa a la que ocurre el proceso j para la variable de estado i .

3.3.1.1. Oxígeno disuelto

Columna de agua:

$$\frac{dOD_c}{dt} = (f_{OD}^{Ug}) - (f_{OD}^{DBO} + f_{OD}^{NIT} + f_{OD}^{FS} + f_{OD}^R + f_{OD}^{FR} + f_{OD}^{RE}) \quad (3.4)$$

La producción de oxígeno está dada por la tasa de fotosíntesis (f_{OD}^{Ug}) y el consumo está dado por: la tasa de mineralización (f_{OD}^{DBO}), la tasa de nitrificación (f_{OD}^{NIT}), la tasa de respiración (f_{OD}^R) y de fotorrespiración (f_{OD}^{FR}). El flujo en los sedimentos y la reaireación (f_{OD}^{RE}) son considerado como flujos de salida (ecuación 3.4)

1. Fotosíntesis

La tasa de fotosíntesis está condicionada por la temperatura del agua, la disponibilidad de nutrientes y la radiación solar. Lo anterior fue detallado en la sección 2.3.2. Considerando esto f_{OD}^{Ug} [mgO_2/l] queda expresado según Hipsey et al. (2007):

$$f_{OD}^{Ug} = Ug \cdot B_c \cdot Y_{OD:Chla} \quad (3.5)$$

donde $Y_{OD:Chla}$ [$mgO_2/mgChla$] es un coeficiente estequiométrico que relaciona el oxígeno con la biomasa. Ug se obtiene de la ecuación 2.26.

El factor limitante de luz se expresa según la ecuación 3.6, donde I es la radiación medida [W/m^2] e I_k es la constante de semisaturación de la radiación [W/m^2].

$$f(I) = \frac{I}{I + I_k} \quad (3.6)$$

2. Fotorrespiración

La fotorrespiración es considerada una fracción k_f de la tasa de fotosíntesis como propone Tuchkovenko and Calero (2003).

$$f_{OD}^{FR} = k_f \cdot Ug \cdot B_c \cdot Y_{OD:Chla} \quad (3.7)$$

3. Respiración

El consumo de oxígeno en la respiración de la biomasa está dado por la ecuación 3.8 de Jørgensen and Bendoricchio (2001). Donde μ_R es la tasa óptima de respiración [d^{-1}] y ϑ_R es el factor de corrección específico del proceso.

$$f_{OD}^R = \mu_R \cdot \vartheta_R^{T_w - 20} \cdot B_c \cdot Y_{OD:Chla} \quad (3.8)$$

4. Nitrificación

El proceso de nitrificación está dado por la expresión 2.31 (Hipsey et al., 2007). En la ecuación 3.9 se muestra la expresión completa utilizada en el modelo, donde μ_{NIT} es la tasa óptima de nitrificación [d^{-1}], ϑ_{NIT} es el factor de corrección por temperatura para este proceso y $Y_{OD:N}$ [mgO_2/mgN] es el coeficiente estequiométrico que relaciona el oxígeno con el amonio.

$$f_{OD}^{NIT} = \mu_{NIT} \cdot f_1(OD) \cdot NH_{3c} \cdot \vartheta_{NIT}^{T_w - 20} \cdot Y_{OD:NH_3} \quad (3.9)$$

El factor limitante de oxígeno $f_1(OD)$ está dado por la ecuación 2.30.

5. DBO

La expresión utilizada para la demanda bioquímica de oxígeno (3.10) está dada por el modelo de CAEDYM. El término $\mu_{DBO}[\text{d}^{-1}]$ es la tasa de mineralización óptima, ϑ_{DBO} es el factor de corrección por temperatura para la DBO y D_c es la concentración de detritos en equivalente a oxígeno $[\text{mgO}_2/\text{l}]$. El factor limitante de oxígeno fue expresado en la ecuación 2.30.

$$f_{OD}^{DBO} = \mu_{DBO} \cdot f_1(OD) \cdot D_c \cdot \vartheta_{DBO}^{T_w - 20} \quad (3.10)$$

6. Reaireación

La metodología para la estimación de la reaireación en el modelo propuesto sigue lo detallado en el modelo de CAEDYM, exceptuando la estimación de la velocidad de transferencia en la interfaz para el oxígeno (k_{OD}). Esta fue determinada por la ecuación 2.9, con $A = 20$ y $n = 0,5$. En la ecuación 3.11 el signo negativo indica que para una concentración en el agua mayor a la del aire, el flujo va hacia la atmósfera.

$$f_{OD}^{RE} = -\frac{k_{OD}}{h_w} \cdot (OD_{air} - OD_c) \quad (3.11)$$

El número de Schmidt para el oxígeno se calculó con la ecuación 3.12, donde Sal es la salinidad en [ppm] y la temperatura se expresa en Celsius.

$$S_c = (0,9 + 0,1 \cdot \frac{Sal}{350}) \cdot [1953,4 - 128 \cdot T_w + 3,99118 \cdot T_w^2 - 0,05009 \cdot T_w^3] \quad (3.12)$$

La concentración de oxígeno en el aire cerca de la interfaz aire-agua está dada por la expresión propuesta por Wanninkhof (1992), donde T_a^k es la temperatura expresada en kelvin, $f(p)$ es la fracción limitante de presión y Sal es la salinidad en el agua. El término dependiente de Sal es poco significativo debido a la baja salinidad que tiene la laguna.

$$OD_{air} = 1,42763 \cdot f(p) \cdot \exp[-173,429 + 249,634 \cdot [\frac{100}{T_w^k}] + 143,348 \cdot \ln[\frac{T_w^k}{100}] - 21,849 \cdot [\frac{T_w^k}{100}] + Sal \cdot (-0,033096 + 0,0114259 \cdot [\frac{T_w^k}{100}] - 0,0017 \cdot [\frac{T_w^k}{100}]^2)] \quad (3.13)$$

La fracción de corrección de presión está dada por la siguiente expresión:

$$f(p) = \frac{p_H}{p_{SL}} \cdot [1 - \frac{p_{vap}}{p_H}] / [1 - \frac{p_{vap}}{p_{SL}}] \quad (3.14)$$

donde $p_H = p_{SL} - \frac{\rho_a g H}{1000}$ es la presión [kPa] a una altitud H, g es la aceleración de gravedad [m/s^2] y ρ_a es la densidad del aire. El término p_{SL} es la presión al nivel del mar (101.32 kPa) y p_{vap} [kPa] es la presión de vapor dada por la expresión 3.15

$$p_{vap} = 611,2 \cdot \exp[\frac{17,37 \cdot T_a}{T_a + 237,3}] / 1000 \quad (3.15)$$

En la expresión para la presión de vapor (p_{vap}) T_a es la temperatura del aire en Celsius.

7. Flujo en la interfaz agua-sedimentos (OD)

El flujo en la interfaz agua - sedimentos se estimó con la ecuación 3.16, donde se considera la concentración en el agua OD_c como resultado de la ecuación 3.4 y la concentración en los sedimentos como resultado de la ecuación 3.17. La velocidad de transferencia en la interfaz se determinó según la expresión 2.16 donde $A = 30$. El término S_c se calculó según la ecuación 3.12. La velocidad de corte en el agua se obtuvo del supuesto de que existe continuidad, esto se detalla en la sección 2.3.1.

$$f_{OD}^{FS} = \frac{k_w}{z_{sed}} \cdot (OD_c - OD_s) \quad (3.16)$$

El término de consumo volumétrico de oxígeno r en la ecuación 2.19 se utilizó para calibrar el intercambio de oxígeno en los sedimentos. En este caso el consumo está dado por las tasas de nitrificación y mineralización en los sedimentos. El término z_{sed} es el espesor de la capa límite donde ocurre la transferencia de masa en los sedimentos.

Sedimentos:

$$\frac{dOD_s}{dt} = (f_{OD}^{FS}) - (f_{OD}^{DSO} + f_{OD}^{NIT(s)}) \quad (3.17)$$

Bajo el supuesto de que no existe actividad fotosintética en los sedimentos, debido a la ausencia de plantas de fondo en la laguna, el balance de masa queda planteado según la ecuación 3.17.

La nitrificación en los sedimentos se calculó según la ecuación 3.9, sin embargo se considera un valor distinto para la tasa óptima de nitrificación. A su vez, la mineralización se determinó según la ecuación 3.10 modificando el valor de la tasa óptima del proceso. Esto debido a que la actividad bacteriana en ambos procesos cambia por las condiciones en los sedimentos.

3.3.1.2. Dióxido de carbono

Columna de agua:

$$\frac{dCO_2c}{dt} = (f_{CO_2}^R + f_{CO_2}^{FR} + f_{CO_2}^{DEN} + f_{CO_2}^{MIN}) - (f_{CO_2}^{Ug} + f_{CO_2}^{FS} + f_{CO_2}^{FA}) \quad (3.18)$$

La fuente de dióxido de carbono en el agua está dada por las tasas de respiración ($f_{CO_2}^R$) y de fotorrespiración ($f_{CO_2}^{FR}$), por la mineralización de detritos ($f_{CO_2}^{MIN}$), y por el subproducto en la reacción de desnitrificación ($f_{CO_2}^{DEN}$). El consumo está dado principalmente por la asimilación durante la fotosíntesis ($f_{CO_2}^{Ug}$). Además se considera el intercambio de CO_2 con la atmósfera ($f_{CO_2}^{FA}$) y el intercambio con los sedimentos ($f_{CO_2}^{FS}$).

1. Fotosíntesis

El consumo de dióxido de carbono en la fotosíntesis está dado por la misma tasa definida para el oxígeno en la ecuación 3.5, pero se considera un coeficiente estequiométrico $Y_{C:Chla}$ para la conversión de clorofila-a a dióxido de carbono.

2. Fotorrespiración

La expresión para la producción de dióxido de carbono en la fotorrespiración queda definida de forma equivalente a la del consumo de oxígeno (ecuación 3.7), considerando la conversión estequiométrica $Y_{C:Chla}$.

3. Respiración

Al igual que en el proceso de fotorrespiración se utiliza la misma expresión del consumo de oxígeno en la respiración (ecuación 3.8), considerando el factor de conversión $Y_{C:Chla}$.

4. Desnitrificación

El proceso de desnitrificación fue detallado en la sección 2.3.2. La expresión utilizada en el modelo corresponde a la propuesta en el manual del modelo de CAEDYM.

La expresión 3.19 corresponde a la producción de CO_{2aq} en la reacción de desnitrificación ($f_{CO_2}^{DEN}$ [$mgCO_2/(l \cdot d)^{-1}$]), donde μ_{DEN} es la tasa óptima de desnitrificación, $f_2(OD)$ es el factor de preferencia por condiciones anóxicas del proceso y $\vartheta_{DEN}^{T_w-20}$ es el factor específico de corrección por temperatura.

$$f_{CO_2}^{DEN} = \mu_{DEN} \cdot f_2(OD) \cdot NO_{3c} \cdot \vartheta_{DEN}^{T_w-20} \cdot Y_{N:CO_2} \quad (3.19)$$

El factor $f_2(OD)$ queda definido por la ecuación 3.20, y toma el valor de 1 cuando la concentración de oxígeno disuelto es 0 y decrece si aumenta la concentración.

$$f_2(OD) = \frac{K_{OD}}{OD_c + K_{OD}} \quad (3.20)$$

5. Mineralización

La tasa de mineralización de detritos a dióxido de carbono está dada por la DBO expresada en 3.10 y el coeficiente de conversión de oxígeno a carbono $Y_{C:OD}$ [$mgCO_2/mgO_2$].

6. Flujo en la interfaz aire - agua (CO_2)

El cálculo del flujo de dióxido de carbono en la interfaz aire - agua se realizó según la metodología propuesta en el manual del modelo CAEDYM (Hipsey et al., 2007). De esta forma el flujo $f_{CO_2}^{FA}$ queda expresado según la ecuación 3.21, donde $pCO_{2(a)}$ es la presión parcial de $CO_{2(g)}$ en el aire y $pCO_{2(w)}$ es la presión parcial en el agua [atm]. El término K_o es el producto de solubilidad del CO_2 y el término PM_{CO_2} el peso molecular del CO_2 .

La convención de la dirección del flujo es hacia la atmósfera si es positivo al igual que para el oxígeno.

$$f_{CO_2}^{FA} = -\frac{k_{CO_2}}{h_w} \cdot K_o \cdot (pCO_{2(a)} - pCO_{2(w)}) \cdot PM_{CO_2} \quad (3.21)$$

La velocidad de transferencia k_{CO_2} [m/s] queda determinada por la ecuación 3.22, donde u_{10} es la velocidad del viento a 10 [m] de la superficie y $S_{c(CO_2)}$ el número de Schmidt para el $CO_{2(aq)}$.

$$k_{CO_2} = 2,2 \cdot 10^{-5} \cdot \frac{u_{10}^2}{\sqrt[3]{S_{c(CO_2)}}} \quad (3.22)$$

El número de Schmidt queda definido según lo siguiente:

$$S_{c(CO_2)} = (0,9 + \frac{Sal}{350}) \cdot [2073,1 - 125,62 \cdot T_w + 3,6276 \cdot T_w^2 - 0,043219 \cdot T_w^3] \quad (3.23)$$

donde Sal es la salinidad medida en psu.

El producto de solubilidad K_o [$molL^{-1}atm^{-1}$] para el CO_2 se define a continuación:

$$K_o = exp(-58,0931 + 90,5069 \cdot [\frac{100}{T_w^k}] + 22,294 \cdot \ln[\frac{T_w^k}{100}] + 0,027766 \cdot Sal \cdot [\frac{T_w^k}{100}] + 0,0050578 \cdot Sal[\frac{T_w^k}{100}]^2) \quad (3.24)$$

La presión parcial de CO_2 en el agua ($pCO_{2(w)}$) fue obtenida partir de la ley de Henry y la concentración en el agua. La ley queda escrita de la siguiente forma (Snoeyink and D., 1980):

$$CO_{2c} = k_H \cdot pCO_{2(w)} \quad (3.25)$$

Por otra parte, la presión parcial de CO_2 en el aire se consideró constante e igual a 407 [ppm] (NOAA, 2018) y fue convertida a presión en atm por la ley de gases ideales (Snoeyink and D., 1980).

La constante de Henry k_H toma el valor de $10^{-1,5}$ [$molL^{-1}atm^{-1}$] para el dióxido de carbono (Snoeyink and D., 1980), y la concentración de CO_{2c} se encuentra expresada en moles por litro.

7. Flujo en la interfaz agua - sedimentos (CO_2)

El flujo en la interfaz agua - sedimentos para el CO_2 ($f_{CO_2}^{FS}$) se define de la misma forma que para el oxígeno disuelto a través de la ecuación 3.26. La velocidad de transferencia es calculada utilizando la expresión 2.16 y bajo los mismos supuestos que para el oxígeno.

$$f_{CO_2}^{FS} = \frac{k_w CO_2}{z_{sed}} \cdot (CO_{2c} - CO_{2s}) \quad (3.26)$$

Sedimentos:

$$\frac{dCO_{2s}}{dt} = f_{CO_2}^{DEN(s)} + f_{CO_2}^{MIN(s)} + f_{CO_2}^{FS} \quad (3.27)$$

En los sedimentos no se considera la producción primaria, sin embargo sí el proceso de desnitrificación ($f_{CO_2}^{DEN(s)}$) y de mineralización bacteriana ($f_{CO_2}^{MIN(s)}$). Ambos procesos se determinan con las ecuaciones 3.19 y 3.10 respectivamente, y se ajustan las tasas a las condiciones en los sedimentos.

3.3.1.3. Biomasa

Columna de agua:

$$\frac{dB_c}{dt} = f_B^{Ug} - f_B^M \quad (3.28)$$

En el balance de masa de la biomasa se considera el crecimiento de algas (f_B^{Ug}) y la muerte de éstas (f_B^M), bajo el supuesto de que no existe materia orgánica viva en los sedimentos.

1. Crecimiento de la biomasa

El crecimiento de la biomasa se determina a través de la tasa de crecimiento Ug (ecuación ??) y depende de la concentración de biomasa.

$$f_B^{Ug} = Ug \cdot B_c \quad (3.29)$$

2. Mortalidad de la biomasa La mortalidad de la biomasa depende de la tasa de decaimiento μ_M [d^{-1}], la concentración de biomasa (B_c) y la temperatura a través de un factor de corrección (ϑ_M).

$$f_B^M = \mu_M \cdot B_c \cdot \vartheta_M^{T_w - 20} \quad (3.30)$$

3.3.1.4. Detritos

Columna de agua:

$$\frac{dD_c}{dt} = (f_D^M + f_D^{Res}) - (f_D^{DBO} + f_D^{Sed}) + f_D^Q \quad (3.31)$$

La concentración de detritos en el agua varía según la tasa de mortalidad de la biomasa (f_D^M), la tasa de resuspensión de sedimentos (f_D^{Res}), la tasa de sedimentación (f_D^{Sed}), la demanda bioquímica de oxígeno (f_D^{DBO}) y la carga externa de materia orgánica muerta (f_D^Q).

1. Mortalidad de la biomasa

La fuente de detritos es la materia orgánica muerta, esta última se determina con la ecuación 3.30 y un coeficiente estequiométrico $Y_{Chla:OD}$.

2. DBO

La demanda bioquímica de oxígeno consume detritos y se determina a través de la ecuación 3.10.

3. Resuspensión y sedimentación

Las tasas de resuspensión y sedimentación para detritos se determinan en base a lo propuesto por Hull et al. (2008). Los coeficientes de resuspensión (K_{res}) y sedimentación (K_{sed}) se definen en las ecuaciones 2.21 y 2.20 respectivamente.

$$f_D^{Res} = K_{res} \cdot D_s \quad (3.32)$$

$$f_D^{Sed} = K_{sed} \cdot D_c \quad (3.33)$$

4. Carga externa

La carga externa de detritos proviene del caudal que descarga la planta de aguas servidas Izarra de lo Aguirre en la laguna. Considerando esto se tiene un caudal Q_p con una concentración C_D de sólidos suspendidos totales (SST). Si se considera V como el volumen de la laguna, la carga externa queda definida según lo siguiente:

$$f_D^Q = C_D/TRH \quad (3.34)$$

donde TRH es el tiempo de retención hidráulico definido como V/Q_p .

Sedimentos:

$$\frac{dD_s}{dt} = (f_D^{Sed}) - (f_D^{DSO} + f_D^{Res}) \quad (3.35)$$

El balance de detritos en los sedimentos está dado por las tasas de sedimentación y resuspensión en el agua, y por la mineralización que ocurre en los sedimentos (f_D^{DSO}).

3.3.1.5. Amonio

Columna de agua:

$$\frac{dNH_{4c}}{dt} = (f_{NH_4}^{MIN} + f_{NH_4}^Q) - (f_{NH_4}^{Ug} + f_{NH_4}^{NIT} + f_{NH_4}^{FS}) \quad (3.36)$$

En la ecuación 3.36 se consideran como flujos de entrada la tasa de mineralización del amonio ($f_{NH_4}^{MIN}$) y la carga externa de amonio ($f_{NH_4}^Q$). Los flujos de salida están dados por la asimilación durante la fotosíntesis ($f_{NH_4}^{Ug}$) y por la tasa de nitrificación ($f_{NH_4}^{NIT}$). Además se considera el intercambio de masa con los sedimentos ($f_{NH_4}^{FS}$).

1. Nitrificación

El proceso de nitrificación fue definido en la ecuación 3.9 para el consumo de oxígeno. En el caso del consumo de amonio se define de forma equivalente.

2. Asimilación

El proceso de fotosíntesis requiere nitrógeno, en particular en forma de amonio. Por esto la tasa a la cual la biomasa capta NH_4 depende de la tasa de crecimiento Ug y de la fracción de preferencia por el amonio $P(N)$. A su vez se considera que la biomasa sólo capta nutrientes si existe una concentración mínima en el agua. De acuerdo con Jørgensen and Bendricchio (2001) la concentración mínima es $0,05 [mgN/l]$

$$f_{NH_3}^{Ug} = \begin{cases} \text{si } NH_{3c} \geq 0,05 & Ug \cdot B_c \cdot P(N) \cdot k_{AIN} \\ \text{si } NH_{3c} < 0,05 & 0 \end{cases} \quad (3.37)$$

El coeficiente $P(N)$ se define según lo propuesto por Hipsey et al. (2007):

$$P(N) = \frac{NH_4 \cdot NO_3}{(NH_4 + K_N) \cdot (NO_4 + K_N)} + \frac{NH_3 \cdot K_N}{(NH_4 + NO_3) \cdot (NO_4 + K_N)} \quad (3.38)$$

donde K_N [mgN/l] es la constante de semisaturación del nitrógeno. La fracción $P(N)$ es igual a 1 cuando la concentración de nitrato es igual a 0. Si la concentración de amonio es igual a 0, $P(N)$ es igual a 0. Es decir el nitrato es una forma secundaria de nitrógeno para el crecimiento de la biomasa.

3. Mineralización

La mineralización del amonio depende de la demanda bioquímica de oxígeno definida en la ecuación 3.10. Además se considera el coeficiente estequiométrico $Y_{Chla:OD}$ y el radio interno de nitrógeno para la biomasa k_{AIN} .

$$f_{NH_4}^{MIN} = \mu_{DBO} \cdot f_1(OD) \cdot D_c \cdot \vartheta_{DBO}^{T_w - 20} \cdot Y_{Chla:OD} \cdot k_{AIN} \quad (3.39)$$

4. Carga externa

La carga externa está dada por la descarga que realiza la planta Izarra (PTAS) en la laguna, al igual que para los detritos. La concentración de nitrógeno total en el caudal efluente de la planta fue medida con el método Kjeldahl. Este método mide la cantidad de nitrógeno que puede reaccionar a nitritos y nitratos, por lo que del total existe una parte orgánica y una parte inorgánica (NH_3 y NH_4^+). Para determinar el caudal afluente de nitrógeno a la laguna, se supuso un porcentaje de amonio de la concentración total.

$$f_{NH_4}^Q = C_{NH_4} / TRH \quad (3.40)$$

5. Flujo en la interfaz agua - sedimentos (NH_3)

El flujo en los sedimentos para el amonio se calcula de forma equivalente a la de los casos anteriores. La velocidad de transferencia $k_{w(NH_3)}$ se determina con la ecuación 2.16. Para el cálculo del número de Schmidt del amonio se utiliza la expresión $S_c = \nu / D_s$, donde D_s es el coeficiente de difusión específico para el amonio y ν es la viscosidad cinemática del agua.

$$f_{NH_4}^{FS} = \frac{k_{w(NH_3)}}{z_{sed}} \cdot (NH_{4c} - NH_{4s}) \quad (3.41)$$

$$\frac{dNH_{4s}}{dt} = (f_{NH_4}^{MIN(s)} + f_{NH_4}^{FS}) - (f_{NH_4}^{NIT(s)}) \quad (3.42)$$

En los sedimentos se considera la tasa de mineralización del amonio ($f_{NH_3}^{MIN(s)}$), la tasa de nitrificación ($f_{NH_4}^{NIT(s)}$) y el flujo en la interfaz agua-sedimentos.

3.3.1.6. Nitrito

Columna de agua:

$$\frac{dNO_{3c}}{dt} = (f_{NO_3}^{NIT}) - (f_{NO_3}^{Ug} + f_{NO_3}^{DEN} + f_{NO_3}^{FS}) \quad (3.43)$$

La concentración de nitrato en el agua está dada por la tasa de nitrificación ($f_{NO_3}^{NIT}$), la carga externa de nitrato ($f_{NO_3}^Q$) y el intercambio con los sedimentos ($f_{NO_3}^{FS}$). Los flujos de salidas son la asimilación durante la fotosíntesis ($f_{NO_3}^{Ug}$) y la tasa de desnitrificación ($f_{NO_3}^{DEN}$).

1. Nitrificación

La tasa de nitrificación para el nitrato ($f_{NO_3}^{NIT}$) es equivalente a la del amonio, por lo que se utiliza la expresión 3.9 y un coeficiente estequiométrico de amonio a nitrato.

2. Asimilación

Las algas captan nitrógeno en forma de nitrato sólo si no existe suficiente amonio disponible. Por esto la asimilación de nitrato queda escrito según 3.44, donde el término de preferencia por el amonio es $(1 - P(N))$. Si no existe amonio en el agua las algas captan sólo nitrato.

$$f_{NO_3}^{Ug} = \begin{cases} \text{si } NO_{3c} \geq 0,05 & Ug \cdot B_c \cdot (1 - P(N)) \cdot k_{AIN} \\ \text{si } NO_{3c} < 0,05 & 0 \end{cases} \quad (3.44)$$

3. Desnitrificación

El proceso de desnitrificación se escribe de la misma forma que para el CO_{2c} (ecuación 3.19), sin considerar un coeficiente estequiométrico por ser directo el proceso.

4. Flujo en la interfaz agua - sedimentos (NO_3)

El flujo en los sedimentos para el nitrato se determina según la ecuación 3.45, donde $k_{w(NO_3)}$ se determina con la expresión 2.16 y el número de Schmidt del nitrato se determina de la misma forma que para el amonio.

$$f_{NO_3}^{FS} = \frac{k_{w(NO_3)}}{z_{sed}} \cdot (NO_{3c} - NO_{3s}) \quad (3.45)$$

Sedimentos:

$$\frac{dNO_{3s}}{dt} = (f_{NO_3}^{NIT(s)} + f_{NO_3}^{FS}) - (f_{NO_3}^{DEN(s)}) \quad (3.46)$$

En los sedimentos se considera la tasa de nitrificación ($f_{NO_3}^{NIT(s)}$), la tasa de desnitrificación ($f_{NO_3}^{DEN(s)}$) y el intercambio con los sedimentos.

3.3.1.7. Fosfato

Columna de agua:

$$\frac{dPO_{4c}}{dt} = (f_{PO_4}^{MIN} + f_{PO_4}^Q) - (f_{PO_4}^{Ug} + f_{PO_4}^{FS}) \quad (3.47)$$

En el balance de masa del fosfato se consideran como flujos de entrada la tasa de mineralización ($f_{PO_4}^{MIN}$) y la carga externa ($f_{PO_4}^Q$). El consumo está dado por el 'uptake' en el crecimiento de la biomasa ($f_{PO_4}^{Ug}$). A su vez, se considera el flujo en la interfaz agua-sedimentos ($f_{PO_4}^{FS}$).

1. Asimilación (PO_4)

El consumo de fósforo reactivo (fosfato) en la fotosíntesis está dado por la ecuación 3.48, donde se considera el radio interno de fósforo de la biomasa k_{AIP} [$mgP/mgChla$].

$$f_{PO_4}^{Ug} = \begin{cases} \text{si } PO_{4c} \geq 0,01 & k_{AIP} \cdot Ug \cdot B_c \\ \text{si } PO_{4c} < 0,01 & 0 \end{cases} \quad (3.48)$$

2. Mineralización

La mineralización del fósforo es equivalente a la de las otras variables consideradas (ecuación 3.10) y considera el coeficiente estequiométrico $Y_{Chla:OD}$ y el radio de la biomasa k_{AIP} .

3. Flujo en la interfaz agua - sedimentos

El flujo en los sedimentos para el fosfato se determina de forma similar al nitrato y al amonio, considerando el coeficiente de difusión específico del fosfato D_{sPO_4}

$$f_{PO_4}^{FS} = \frac{k_w(PO_4)}{z_{sed}} \cdot (PO_{4c} - PO_{4s}) \quad (3.49)$$

4. Carga externa

La carga externa de fosfato proviene de la descarga de la planta Izarra, la cual entrega un caudal con una concentración total de fósforo C_P . La carga total de fósforo considera el fósforo orgánico y el fósforo reactivo (PO_4^{-3}), por esto se supuso un porcentaje del total de la concentración para fósforo reactivo.

$$f_{PO_4}^Q = C_P/TRH \quad (3.50)$$

Sedimentos:

$$\frac{dPO_{4s}}{dt} = f_{PO_4}^{MIN(s)} + f_{PO_4}^{FS} \quad (3.51)$$

La concentración en los sedimentos está dada por la tasa de mineralización del fosfato ($f_{PO_4}^{MIN(s)}$) y el intercambio con los sedimentos.

3.3.2. Calibración del modelo

A partir del modelo conceptual descrito en la sección anterior 3.3.1, se programó un modelo numérico en el software de interfaz gráfica Vensim PLE. Los parámetros del modelo fueron obtenidos a partir de la revisión bibliográfica y calibrados en torno a las mediciones efectuadas en terreno (sección 3.2). Los mediciones utilizadas fueron las siguientes:

- Concentraciones de nutrientes (PO_4^{3-} , NH_4^+ y NO_3^-) y CO_2 (figuras 4.9 y 4.10)
- Series de tiempo de oxígeno disuelto (figura 4.4)
- Flujo de CO_2 en la interfaz aire-agua (figura 4.8)
- Consumo de oxígeno disuelto estimado en los sedimentos experimentalmente (figura 4.11)

El procedimiento de calibración fue efectuado por medio del método rudimentario “ensayo y error” hasta obtener resultados cercanos o ‘aceptables’ a lo medido en terreno. El criterio de aceptable puede ser definido como un error del 5 – 10 % (Jørgensen and Bendoricchio, 2001).

3.3.3. Análisis de sensibilidad

A través del proceso de calibración se identificaron los procesos que afectan de forma más significativa la evolución del CO_2 , del O_2 y de los nutrientes (variables en estudio). Conforme a lo anterior, se realizó un análisis de sensibilidad variando los parámetros que regulan tales procesos en un $\pm 50\%$, de acuerdo a las recomendaciones de Jørgensen and Bendoricchio (2001).

Capítulo 4

Resultados y discusión

4.1. Mediciones en terreno

4.1.1. Estación de monitoreo continuo

Las mediciones continuas fueron realizadas en terreno durante el período de diciembre de 2017 a noviembre 2018. Se resumen en las siguientes:

1. Estación meteorológica: temperatura del aire, radiación solar incidente, velocidad y dirección del viento, humedad relativa y presión atmosférica.
2. Columna de agua: temperatura, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto.
3. Flujo de dióxido de carbono en interfaz aire-agua.

De las variables registradas por la estación meteorológica se analizaron tres: temperatura del aire, radiación solar incidente y velocidad de viento. Estas variables son los principales datos de entrada para el modelo de la laguna Carén, debido a que condicionan la mayoría de los procesos involucrados en el sistema. En la figura 4.1 se muestran las series de tiempo para cada variable durante el período completo de medición.

En la estación de verano se observó una temperatura promedio de $20 \pm 2^\circ C$ y en la estación de invierno una temperatura promedio de $9 \pm 1,5^\circ C$. Durante el período de medición la temperatura máxima observada fue de $35^\circ C$ en el área de la laguna el día 12/02/18, y el mínimo observado alcanzó el valor de $-7^\circ C$ el día 23/07/18.

La radiación solar condiciona las tasas del proceso de fotosíntesis en el agua. En relación a lo anterior, se observó un valor de radiación promedio diaria máxima de $830 [W/m^2]$ en el período de medición, y una radiación máxima de $1547 [W/m^2]$ el día 28/10/18.

Con respecto a la velocidad del viento, el promedio de los datos registrados en el período es de $2.9 [m/s]$, con un máximo medido de $16.7 [m/s]$ el día 28/05/18 a mediados de otoño. Si se compara la estación de verano con la de invierno, se observa un valor promedio de velocidad del viento mayor para la primera estación. Sin embargo, los valores máximos puntuales se observan desde fines de otoño a mitades de invierno.

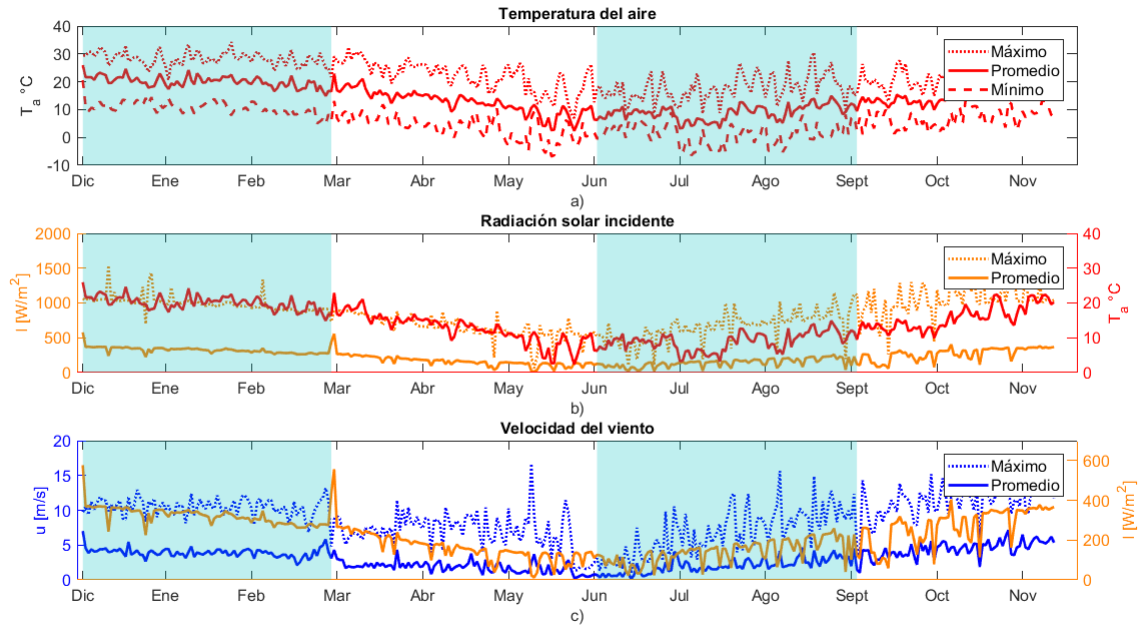


Figura 4.1: Estación meteorológica: mediciones desde diciembre 2017 a noviembre 2018. a) Serie de tiempo para la temperatura del aire, b) Serie de tiempo para la radiación solar, c) Serie de tiempo para la velocidad del viento

Las mediciones en la columna de agua fueron hechas en dos puntos: P1-Entrada riego y P2-Vertedero (ver figura 1.1). En ambas ubicaciones fue registrada la temperatura del agua en forma continua y en profundidad desde el 22/12/17 al 28/11/18. En la figura 4.2 se muestra el perfil de temperatura en profundidad como promedio diario para los dos puntos.

En la figura 4.2 a) se puede ver el perfil de temperatura para el punto P1-Entrada riego: la evolución de la temperatura del agua es según las estaciones del año y acorde a la temperatura del aire registrada (ver figura 4.1 a). El comportamiento de la temperatura en el punto P2-Vertedero (figura 4.2 b) es equivalente al del primer punto, con valores ligeramente mayores ($\sim \Delta 1^\circ C$). Lo anterior se puede ver de forma más clara en la figura 4.2 c), donde se muestra el promedio vertical de temperatura para los dos puntos.

Se observó un máximo del promedio diario de temperatura en el agua de $26^\circ C$ en el punto P2-Vertedero, medido en enero el día 25/01/18. El mínimo del promedio diario fue de $8^\circ C$ en este mismo punto el día 16/06/18, mientras que el promedio para el período completo de medición fue de $17 \pm 5,9^\circ C$.

El monitoreo de la conductividad eléctrica se realizó en el punto P2-Vertedero de la laguna y a dos profundidades: superficie y fondo. En la figura 4.3 a) se observa que existe una estratificación en el perfil vertical de conductividad eléctrica en los meses de mayor temperatura, coincidiendo con una mayor actividad trófica de la laguna. En los meses de invierno el perfil vertical tiende a tener mayor uniformidad, siendo cercanos los valores de conductividad en la superficie y en el fondo de la laguna. A su vez, se observa que la conductividad aumenta con

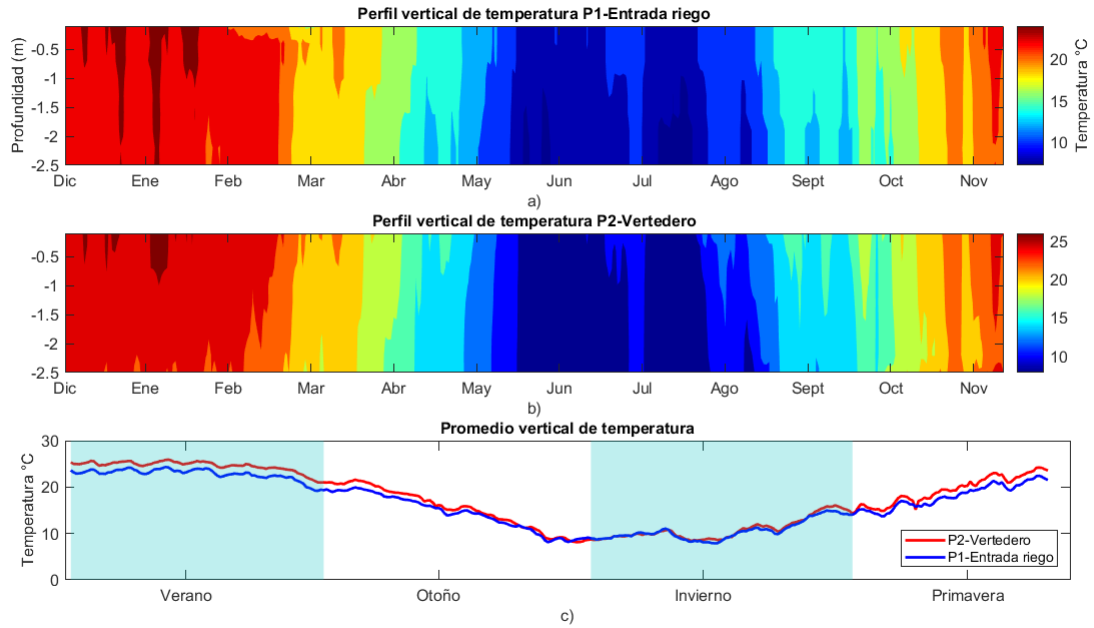


Figura 4.2: Columna de agua: temperatura promedio diaria desde diciembre 2017 a noviembre 2018, a) Perfil en profundidad de la temperatura del agua para el punto P1-Entrada riego hasta los 3 [m], b) Perfil en profundidad de la temperatura del agua para el punto P2-Vertedero hasta los 3 [m], c) Promedio vertical para los dos puntos de medición

la profundidad de la laguna. Esto se puede deber a los flujos que existen en los sedimentos, y cómo estos afectan la concentración de iones en el agua (Søndergaard et al., 2003).

A nivel estacional se observa que la salinidad es directamente proporcional a la conductividad eléctrica y a la temperatura del agua. A su vez, el balance hídrico de la laguna afecta el comportamiento de la salinidad, ya que las tasas de evaporación y de precipitación aumentan y disminuyen respectivamente la concentración de sales en el agua (Wetzel, 2001). Las descargas de riego y de aguas servidas a la laguna también pueden afectar el comportamiento de la salinidad. En particular, la actividad de los regantes suele aumentar en verano contribuyendo al aumento de sales en el agua.

En el fondo de la laguna se registraron máximos de salinidad de 1 [psu], para salinidades mayores a este valor se ha observado un menor crecimiento de plantas acuáticas de agua dulce (James and Hart, 1993). Sin embargo, el valor promedio de salinidad no supera el valor de $0,6 \pm 0,07$ [psu] que constituye un cuerpo de agua dulce.

Las mediciones de oxígeno disuelto fueron realizadas desde el 22/12/17 al 25/05/18 en el punto P2-Vertedero, a dos profundidades: superficie y media profundidad. Respecto de este registro, se observó una mayor oscilación en la concentración de OD en los meses de verano alcanzando valores equivalentes a un 300 % de saturación (figura 4.4 b). Los máximos observados coinciden con las horas de mayor radiación solar y temperatura, por lo que se asocia la producción primaria con los niveles altos de oxígeno. A su vez, en las horas sin luz

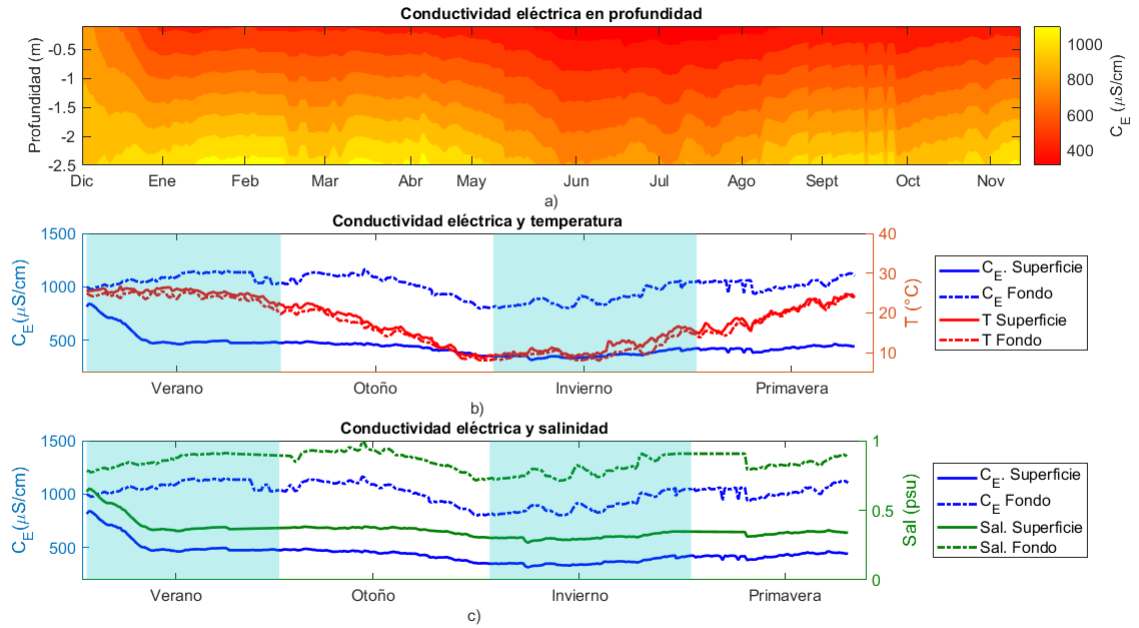


Figura 4.3: Columna de agua: conductividad eléctrica como promedio diario desde diciembre 2017 a noviembre 2018 en el punto P2-Vertedero. a) Perfil en profundidad de la conductividad eléctrica hasta los 3[m], b) Conductividad eléctrica versus temperatura del agua, c) Conductividad eléctrica versus salinidad, .

solar la concentración de oxígeno es cercana a la hipoxia debido a la demanda bioquímica de oxígeno en el agua y al consumo que existe en los sedimentos. El promedio de saturación en la vertical es de $101 \pm 38\%$.

En los meses de otoño se observa una menor actividad en la laguna debido a la menor radiación y temperatura del agua. Este descenso se puede ver claramente en la figura 4.4 c) en donde los porcentajes de saturación disminuyen consistentemente con la temperatura. En la superficie de la laguna (figura 4.4 b) se observan mayores oscilaciones en la saturación de OD, esto debido a la reaireación y a su dependencia con la velocidad del viento.

En la figura 4.5 se muestra la curva de oxígeno disuelto medida cada 5 [min] a una profundidad de 2.5 [m]. A esta profundidad se observan valores mínimos de oxígeno de 0 [mg/l] y valores máximos de 15 [mg/l]. Este comportamiento puede indicar que a una profundidad de 2.5 [m] existe actividad fotosintética. Es decir, al ser la laguna un cuerpo de agua somero la radiación solar logra penetrar a profundidades cercanas al fondo. Los valores de anoxia son señal del alto consumo de OD en los sedimentos.

Al analizar el promedio vertical de oxígeno disuelto en todo el período de medición se observa un valor máximo del promedio diario de OD de 11 [mg/l] y un mínimo del promedio diario de 5 [mg/l].

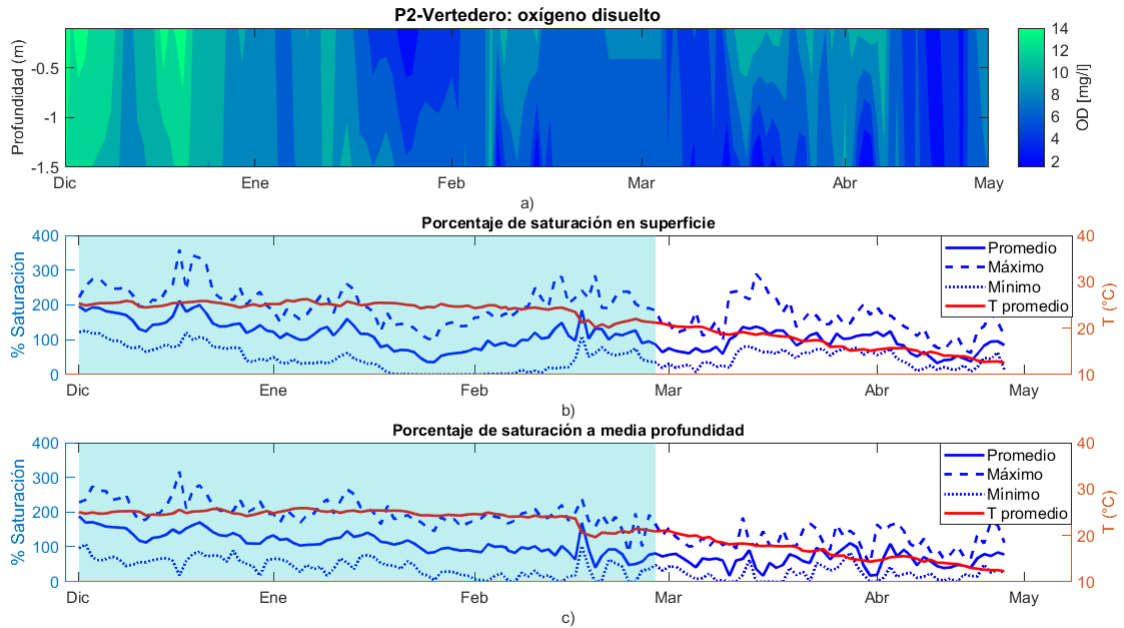


Figura 4.4: Columna de agua: registro de oxígeno disuelto desde diciembre 2017 a mayo 2018 en el punto P2-Vertedero, a) Perfil vertical de la concentración de OD como promedio diario hasta una profundidad media de 1.5 [m], b) Porcentaje de saturación de OD y temperatura en la superficie de la laguna, c) Porcentaje de saturación de OD y temperatura a profundidad media de la laguna

Perfiles diarios

La dinámica intradiaria durante el verano de la laguna Carén fue descrita por Román (2017), sin embargo al cambiar de estación esta dinámica también varía. Durante el verano se observó una dinámica como la descrita por Román (2017), donde el cuerpo de agua comienza el día con mezcla completa y aproximadamente a mediodía se inicia la estratificación térmica de la laguna. En la figura 4.6 a) se observa lo anterior.

Al pasar a la estación de otoño, la estratificación en la laguna es menos intensa pero sigue la dinámica observada durante el verano. En invierno la laguna se mantiene mezclada durante todo el día, esto debido a que existe menor radiación solar y valores de velocidad viento promedio menores que en verano. Al llegar la primavera, la temperatura del agua aumenta y comienza nuevamente a estratificarse la columna de agua.

En la figura 4.7 se muestra el ciclo diario para un día de verano promedio en la laguna. En la columna izquierda de la figura se graficaron las principales forzantes externas del sistema: temperatura del aire, radiación solar y velocidad del viento. En la columna derecha de la figura se muestran los perfiles en profundidad de temperatura, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto en la columna de agua. De esta forma, se puede ver la relación directa que existe entre las forzantes y la dinámica de la laguna. La estratificación térmica de la laguna ocurre en el intervalo de tiempo donde hay mayor radiación solar y mayor velocidad del viento

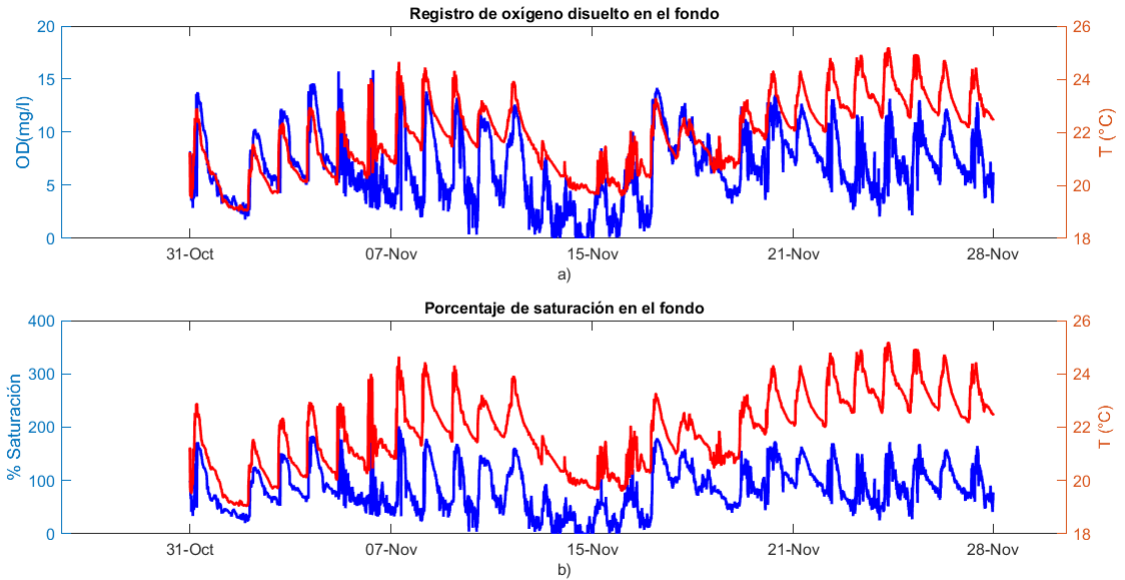


Figura 4.5: Columna de agua: registro de oxígeno disuelto en el fondo de la laguna desde el 31/10/18 al 28/11/18, a) Registro de la concentración de OD y temperatura a una profundidad de 2.5 [m] cada 5 [min], b) Porcentaje de saturación de OD y temperatura a una profundidad de 2.5 [m]

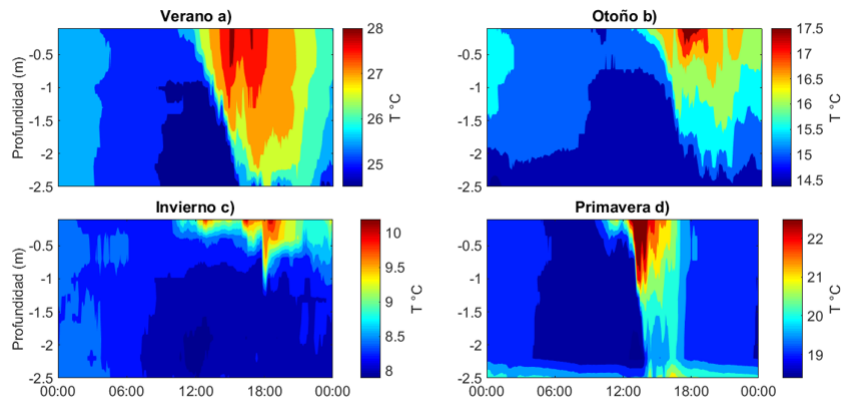


Figura 4.6: Perfiles en la boya P2-Vertedero: a) Perfil de temperatura para un día de verano, b) Perfil de temperatura para un día de otoño, c) Perfil de temperatura para un día de invierno, d) Perfil de temperatura para un día de primavera.

(panel d). A su vez, la concentración de OD es máxima a la hora de mayor radiación solar (panel f). Sólo la conductividad (panel e) pareciera no verse afectada de forma significativa por las forzantes.

Flujo de CO₂

El flujo de dióxido de carbono en la interfaz agua-aire fue medido en la superficie de la laguna, a aproximadamente 5 [m] del punto P3-Entrada PTAS. El muestreo fue hecho cada

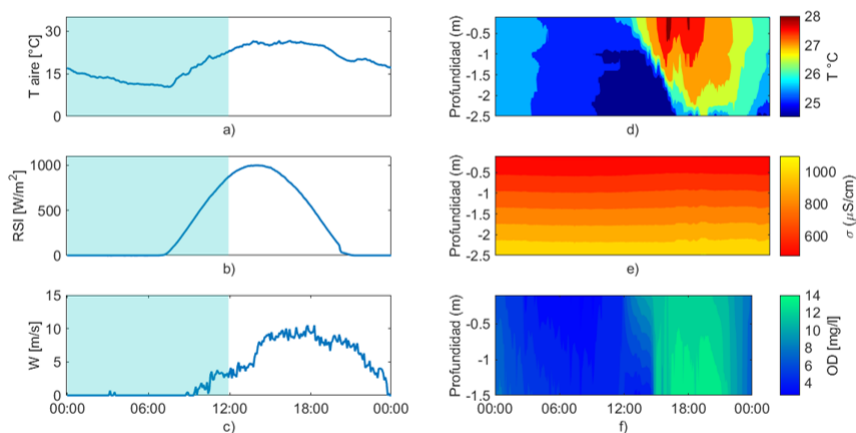


Figura 4.7: Mediciones para un día de verano: a) Temperatura del aire (T_a), b) Radiación solar incidente (RSI), c) Velocidad de viento (W), d) Perfil de temperatura del agua en profundidad, e) Perfil de conductividad eléctrica en profundidad, f) Perfil de OD hasta una profundidad de 1.5 [m]

5 [min] entre los días 25/09 y 27/09 de 2018. En la figura 4.8 se muestra la serie de tiempo para el flujo de CO_2 y la velocidad de corte del viento. Valores negativos del flujo indican que la laguna capta CO_2 y valores positivos, indican que entrega CO_2 a la atmósfera.

El promedio del flujo registrado fue de $4,15 \pm 3,88$ [$\text{gCO}_2\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$] y el flujo máximo fue de $46,74$ [$\text{gCO}_2\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$]. Respecto de la velocidad de corte del viento, se observó un valor promedio de $0,128$ [m/s] y un máximo de $0,402$ [m/s].

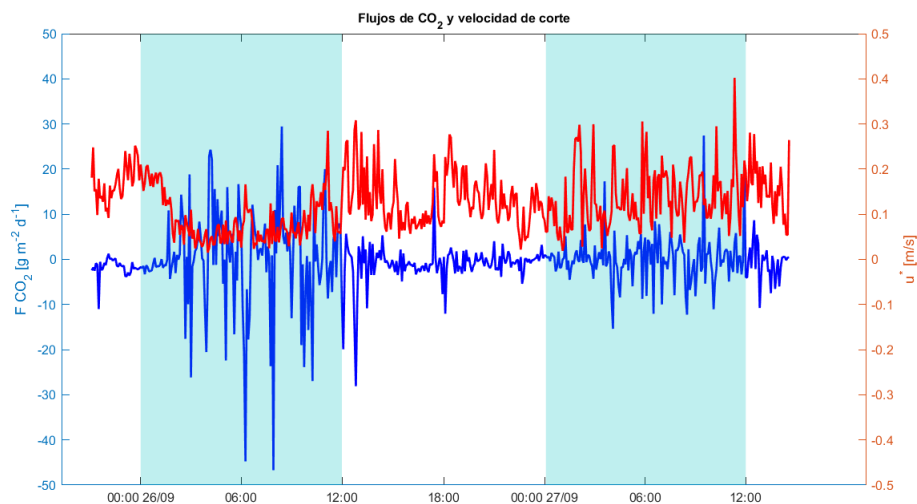


Figura 4.8: Registro en la superficie de la laguna, entre los días 25/09 y 27/09 de 2018, del flujo de dióxido de carbono y velocidad de corte del viento.

Para el período de medición el flujo entrante a la laguna fue de $-1,113 \cdot 10^3$ [$\text{gCO}_2\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$] y el flujo hacia la atmósfera fue de $0,951 \cdot 10^3$ [$\text{gCO}_2\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$]. Así, el flujo neto es de entrada a la laguna, y por lo tanto en el intervalo de muestreo la laguna captó CO_2 . En la tabla 4.1

se resumen las estadísticas del flujo. Como el período de registro fue de corta duración, no se puede concluir si efectivamente la laguna funciona como un sumidero o una fuente de CO_2 a la atmósfera.

Flujo	Valor [$\text{gCO}_2\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$]
F_{CO_2} promedio	$4,15 \pm 3,88$
F_{CO_2} máximo	46,74
F_{CO_2} mínimo	0,01
F_{CO_2} acumulado hacia la laguna	$-1,113 \cdot 10^3$
F_{CO_2} acumulado hacia la atmósfera	$0,951 \cdot 10^3$

Tabla 4.1: Resumen de resultados del flujo de CO_2 en la interfaz aire - agua

4.1.2. Campañas de muestreo puntual

Calidad del agua

El muestreo de calidad del agua fue realizado entre el 20/06/18 y el 28/11/18. Los resultados del análisis de nutrientes se muestran en la figura 4.9. Aquí se comparan los valores de la concentración de amonio, nitrato y fosfato para los 3 puntos de muestreo. Además, se comparan los valores con los registros de la concentración de nitrógeno total y fósforo total en la descarga de la planta de aguas servidas Izarra de lo Aguirre.

Las concentraciones de nutrientes muestran un comportamiento relativamente estacional, dado que en los puntos P1-Entrada riego y P2-Vertedero las concentraciones son mayores durante el invierno, pero luego disminuyen a abruptamente a mediados de la estación hasta llegar a la primavera en donde los valores son muy bajos. El punto P3-Entrada PTAS no muestra un comportamiento definido, sin embargo sí se observan mayores concentraciones en invierno. Lo anterior se puede asociar a la mayor actividad fotosintética durante la primavera, que capta los nutrientes en el agua.

Es posible notar que las concentraciones en el punto P3-Entrada PTAS superan las de los otros puntos en más del doble. Esto es indicio de los efectos de la descarga de la planta Izarra. Asimismo en los gráficos 4.9 a) y b), las concentraciones en el punto P3-Entrada PTAS siguen un comportamiento similar a la concentración en la descarga de la planta.

En relación a lo observado por Román (2017) durante marzo del 2017, las concentraciones de nutrientes son del orden de lo analizado en las campañas actuales (2018). El punto P3-Entrada PTAS muestra las mayores concentraciones, y los puntos P2-Vertedero y P1-Entrada riego muestran valores similares a los registrados en primavera del 2018.

El punto P2-Vertedero es el punto de confluencia de ambas ramas de la laguna, donde se ubican los otros puntos. En este punto se observaron concentraciones máximas de nutrientes durante el invierno. Para el amonio se alcanzó una concentración de 2 [mg/l], para el nitrato de 1.5 [mg/l] y para el fósforo de 2.5 [mg/l]. Estos valores indican que la laguna mantiene

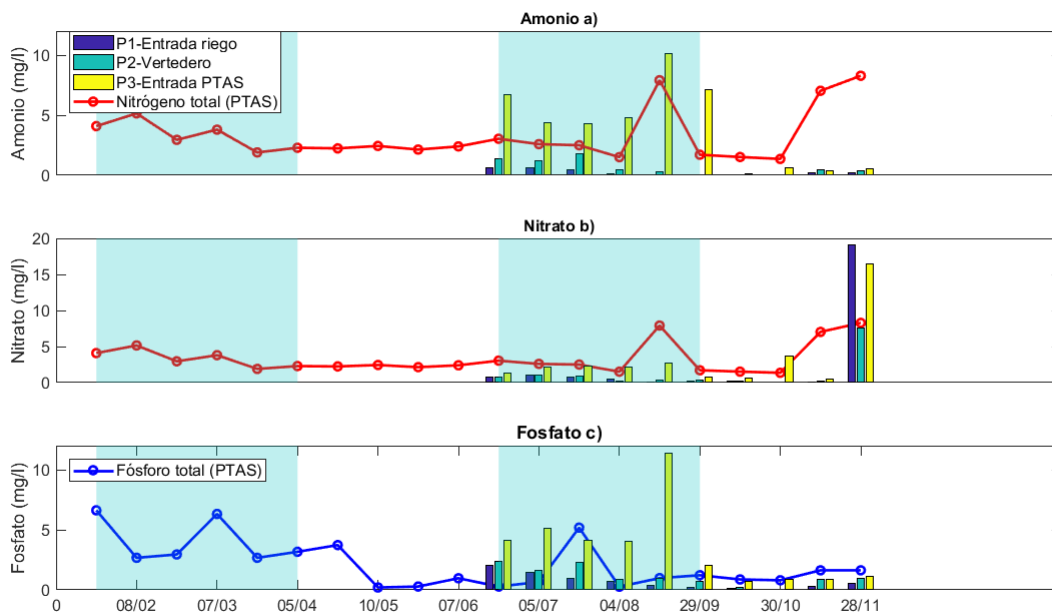


Figura 4.9: Campaña de calidad del agua desde el 20/06/18 al 28/11/18 a) Resultados del análisis de amonio, b) Resultados del análisis de nitrato, c) Resultados del análisis de fósforo

un estado hipereutrófico durante el invierno para los niveles de nitrógeno y fósforo total delimitados por Smith et al. (1999) (tabla 3.2). En primavera las concentraciones descienden en fechas puntuales hasta bajo los límites de un estado oligotrófico.

Cabe destacar el último análisis realizado para el nitrato, donde para los 3 puntos se observan valores muy altos de concentración. Esto puede estar asociado a las descargas que realizan los regantes de la zona en el punto P2-Entrada riego, dado que en esa ubicación se observa la mayor concentración.

En la figura 4.10 se muestran los resultados del análisis de alcalinidad, pH y dióxido de carbono. Este último fue obtenido de forma indirecta a través de las mediciones de alcalinidad. Para los puntos P1 - Entrada riego y P2 - Vertedero los valores máximos de $CO_2(aq)$ se registran en los meses de menor temperatura, alcanzando concentración de 2.5 [mg/l]. Las mediciones efectuadas en el punto P3 - Entrada PTAS duplican las de los otros puntos, observándose un comportamiento similar al de las otras variables para este punto.

Se realizó un análisis de DBO_5 para dos fechas de muestreo en el punto P3 - Entrada PTAS. La primera el día 30/10/18 y la segunda el día 28/11/18. En la tabla 4.2 se muestran los resultados del análisis. Los valores de DBO_5 muestran un alto consumo de oxígeno en la columna de agua, esto comparado con un promedio de DBO_5 de 6.75 [mg/l] para lagunas someras urbanas registrado por Lv et al. (2011)

Para complementar los datos de calidad del agua se realizó un análisis de sólidos suspendidos totales (SST) y de sólidos disueltos totales (SDT). Las muestras analizadas fueron

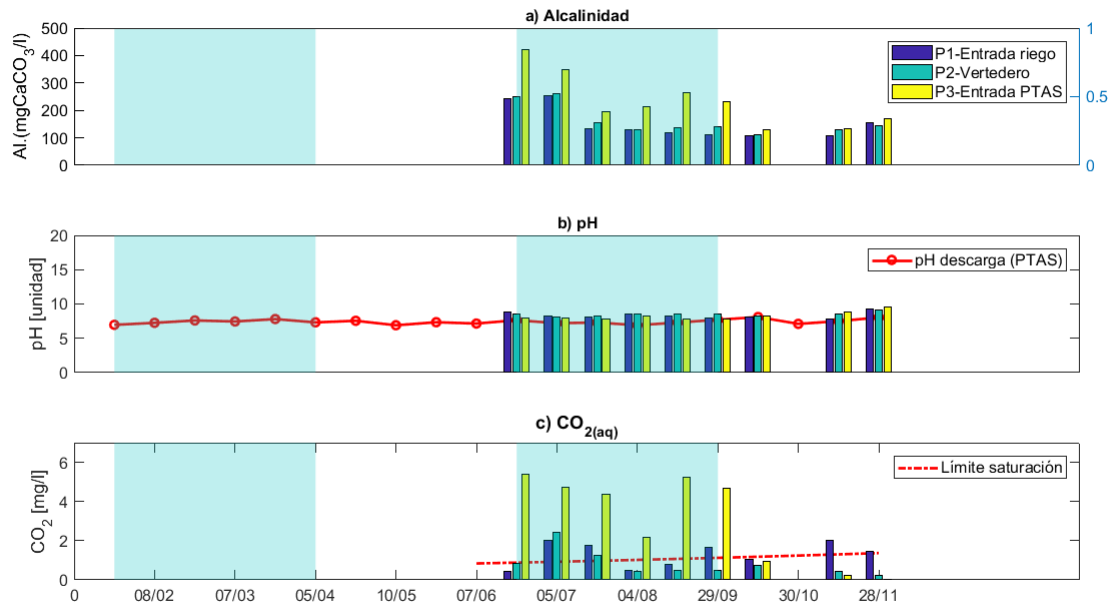


Figura 4.10: Campaña de calidad del agua desde el 20/06/18 al 28/11/18, a) Resultados del análisis de alcalinidad total [mgCaCO₃/l], b) Resultados del análisis de pH [unidad], c) Mediciones indirectas de CO_{2(aq)} [mg/l]

Punto	Superficie	Fondo	Superficie	Fondo
P1- Entrada riego	—	—	17,83	17,18
P2- Vertedero	—	—	19,7	16,78
P3- Entrada PTAS	8,15	—	16,73	—
Fecha	30/10/18	30/10/18	28/11/18	28/11/18

Tabla 4.2: Resultados del análisis de DBO₅ [mgO₂/l]

tomadas el día 28/11/2018 y se resumen los resultados en la tabla 4.3. Si se comparan los valores de SST con otros estudios, resultan ser muy bajos. En el caso de una laguna en condiciones hipereutróficas estudiada por James et al. (2004) se registraron valores de 120 [mg/l] de SST.

El análisis de turbiedad en el agua se realizó para 5 muestreos puntuales, sin embargo los resultados no mostraron una tendencia clara que permitiera asociar este parámetro con otras variables del estudio (Anexo E).

Sedimentos

A través de los experimentos realizados para estimar el consumo de oxígeno disuelto en los sedimentos, se obtuvieron valores para la tasa de consumo volumétrico r en base al ajuste

Punto	SDT [mg/l]	SST [mg/l]	ST [mg/l]
P1- Entrada riego	1,27	5	6,27
P2- Vertedero	0,33	1,2	1,53
P3- Entrada PTAS	1,13	0,53	1,67

Tabla 4.3: Resultados análisis de sólidos suspendidos totales y sólidos disueltos totales para las muestras tomadas el día 28/11/18.

lineal del parámetro S . En la figura 4.11 se muestra el ajuste lineal para un experimento. En base a éste se obtuvo un valor promedio de r de $0.1369 [gm^{-3}d^{-1}]$ en un intervalo de confianza del 95 % $[0,0434, 0,2302]$.

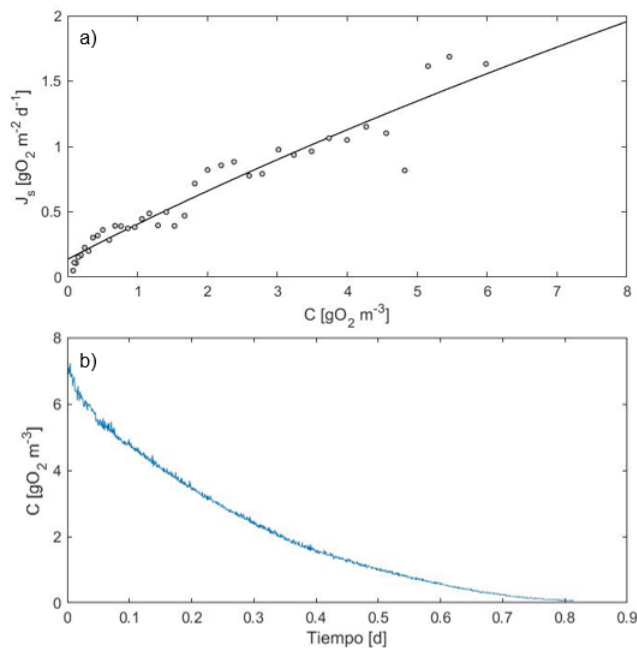


Figura 4.11: Resultados del ajuste lineal para el coeficiente S . a) Flujo del consumo en los sedimentos versus la concentración de O_2 (J_s), b) Concentración de O_2 en el tiempo.

4.2. Modelo propuesto de calidad del agua de la laguna Carén

En la siguiente sección se muestran los resultados de la simulación en Vensim PLE del modelo conceptual detallado en la sección 3.3, la calibración del modelo y el posterior análisis de sensibilidad para las variables y parámetros de interés.

4.2.1. Calibración

La calibración del modelo se realizó por “ensayo y error” como fue descrito en la sección 3.3.2. Los valores calibrados de los parámetros del modelo se resumen en la tabla 4.4, estos fueron ajustados en torno a valores referenciados por la literatura (tabla 4.4).

Cabe destacar algunas consideraciones específicas que se emplearon en la calibración del modelo:

1. Debido a las altas tasas de fotosíntesis durante las horas de mayor radiación se generaron inestabilidades numéricas en el modelo. Considerando esto se impuso régimen permanente durante las horas de mayor radiación para las variables de OD_c y CO_{2c} .
2. Las velocidades de transferencia en el flujo atmosférico de oxígeno se redujeron para obtener variaciones estacionales del oxígeno disuelto observadas en terreno. Los valores obtenidos se acercan a lo visto en la literatura.
3. La información obtenida de la carga externa de nutrientes por la descarga de la PTAS (figura 4.9) no refleja las condiciones hipereutróficas de la laguna. Por esto se asumieron mayores cargas externas de nutrientes, y en particular para el fósforo para obtener valores más cercanos a los medidos en terreno. Lo anterior se justifica por las descargas de riego a la laguna no cuantificadas.

4.2.1.1. Parámetros

En la tabla 4.4 se enlistan los parámetros utilizados en el modelo, se muestran valores referenciales obtenidos de la literatura y el valor calibrado. El parámetro z_{sed} fue obtenido a partir de la estimación experimental del consumo de OD en los sedimentos.

4.2.1.2. Condiciones iniciales

Las condiciones iniciales impuestas para el modelo se muestran en la tabla 4.5. La condición inicial del oxígeno disuelto se impuso según el valor del promedio vertical de oxígeno disuelto medido en la columna de agua en el punto P2-Vertedero el día 22/12/18 a las 10:00 [h]. Se consideró la información de la concentración de OD en el fondo de la laguna registrada por Román (2017) y los registros durante la campaña de 2018 en primavera para el promedio vertical de OD (sección 3.2.1).

Para el dióxido de carbono se tomó un valor promedio de las mediciones realizadas durante los meses de mayor temperatura considerando las campañas de muestreo entre septiembre y noviembre. Lo anterior bajo el supuesto de un comportamiento similar de la laguna en primavera y en verano. Este mismo supuesto se utilizó para fijar los valores iniciales de los nutrientes.

Parámetro	Rango de valores	Calibrado	Unidad	Referencia
μ_{max}	4 – 10	5	dia^{-1}	Tuchkovenko and Calero (2003)
K_{OD}	2,5	2,5	$\frac{mgO_2}{l}$	Hull et al. (2008)
K_{CO_2}	3,4 – 5	5	$\frac{mgCO_2}{l}$	Burkhardt et al. (2001)
K_N	0,014 – 0,05	0,05	$\frac{mgN}{l}$	Tuchkovenko and Calero (2003)
K_{PO_4}	0,005 – 0,016	0,016	$\frac{mgP}{l}$	Tuchkovenko and Calero (2003)
μ_M	0,01 – 0,08 0,1 – 0,9	0,4	dia^{-1}	Tuchkovenko and Calero (2003) Rittman and McCarty (2001)
k_f	0,1 – 0,3	0,1	–	Tuchkovenko and Calero (2003)
μ_R	0,03 – 0,25	0,033	–	Jørgensen and Bendoricchio (2001)
μ_{DBO}	0,02 – 3,4	3,4	dia^{-1}	Stefan and Fang (1994)
μ_{NIT}	0,1 – 0,5	0,15	dia^{-1}	Rivera (2016)
μ_{DEN}	0,05 – 0,15	0,1	dia^{-1}	Jørgensen and Bendoricchio (2001)
ϑ_B	1,036	1,036	–	Hull et al. (2008)
ϑ_M	1,04	1,04	–	Jørgensen and Bendoricchio (2001)
ϑ_{DBO}	1,07	1,07	–	Jørgensen and Bendoricchio (2001)
ϑ_R	1,08	1,08	–	Stefan and Fang (1994)
ϑ_{NIT}	1,12	1,12	–	Jørgensen and Bendoricchio (2001)
ϑ_{DEN}	1,045 – 1,12	1,12	–	Jørgensen and Bendoricchio (2001)
$Y_{Chla:OD}$	0,008	0,00012	$\frac{mgChla}{mgO_2}$	Stefan and Fang (1994)
$Y_{CO_2:OD}$	1/3,43	1/3,43	$\frac{mgCO_2}{mgO_2}$	Mukherjee et al. (2008)
$Y_{OD:N}$	4,33	4,33	$\frac{mgO_2}{mgN}$	Wezernak and Gannon (1967)
$Y_{CO_2:N}$	0,89	0,89	$\frac{mgCO_2}{mgN}$	Wezernak and Gannon (1967)
k_{AIN}	7,2 – 9	7,2	$\frac{mgN}{mgChla}$	Dumitran et al. (2017)
k_{AIP}	0,3 – 1	0,3	$\frac{mgP}{mgChla}$	Hipsey et al. (2007)
I_k	50	50	$\frac{W}{m^2}$	Hull et al. (2008)
z_{sed}	3	3	mm	estimado

Tabla 4.4: Parámetros calibrados en el modelo

El valor de concentración inicial de biomasa se obtuvo de los registros clorofila-a de Román (2017) durante el verano. Por último, el valor inicial de detritos se estimó en base al análisis de DBO₅ igual a 18 [mg/l], esto debido que los detritos representan la materia orgánica que

consume oxígeno para su degradación (sección 3.2.2).

Variable	Condición inicial	Unidad	Referencia
OD_c	4,4	mgO_2/l	Estación de monitoreo (2018)
CO_{2c}	0,1	$mgCO_2/l$	Campaña de muestreo (2018)
B_c	40	$\mu gChla/l$	Campaña verano 2017 (Román, 2017)
D_c	3,8	mgO_2/l	Campaña de muestreo (2018)
NH_{3c}	0,1	mgN/l	Campaña de muestreo (2018)
NO_{3c}	0,05	mgN/l	Campaña de muestreo (2018)
PO_{4c}	0,2	mgP/l	Campaña de muestreo (2018)

Tabla 4.5: Condiciones iniciales del modelo

4.2.1.3. Resultados de la calibración

La calibración fue efectuada tomando en consideración las mediciones obtenidas en terreno durante el periodo del 22/12/17 al 28/11/18 (Campaña 2018). En este periodo, como se presentó en la sección 4.1, se cuenta con registros hasta mayo de oxígeno disuelto en dos profundidades y un registro de 48 [hr] del flujo de CO_2 en la interfaz aire - agua. Además, a través de las campañas de muestreo se cuenta con mediciones puntuales de los nutrientes en estudio, de DBO_5 y de sólidos suspendidos totales (SST). Por último se cuenta con la estimación de la tasa de consumo de oxígeno por unidad de volumen (r) en los sedimentos.

Empleando las mediciones anteriores se procedió a calibrar los parámetros del modelo mediante “ensayo y error“, hasta llegar a valores que simularan el promedio del comportamiento de la laguna. La calibración se enfocó en reproducir la evolución estacional de las variables por sobre las variaciones intradiarias. En particular esto último afecta a las variables de estado: OD_c y CO_{2c} cuyas variaciones intradiarias son las más significativas.

Para evaluar el comportamiento intradiario de la laguna se efectuaron calibraciones en ciclos diarios de 72 [hr], obteniendo resultados positivos para la simulación del oxígeno disuelto. Sin embargo, se observó un subestimación del consumo de oxígeno, lo cual puede deberse a no considerar la demanda del fitoplancton como plantean otros modelos (Chapelle et al. (2000), Mellios et al. (2015)) o a tasas mayores de consumo en los sedimentos no consideradas. En el anexo E se muestran los resultados para un ciclo.

A continuación se muestran los resultados para la calibración a nivel estacional.

Variables de estado

Los valores de oxígeno disuelto fueron calibrados en torno al promedio diario de concentración para poder replicar la estacionalidad de la laguna. En la figura 4.12 a) se muestran los resultados para la concentración simulada en comparación con lo medido. Los valores iniciales de la concentración simulada se encuentran bajo los niveles medidos, luego en los meses de otoño la concentración simulada aumenta en aproximadamente un 5 % respecto de

lo medido. Además, se observa que la concentración de OD medida presenta mayores oscilaciones en el tiempo que la simulada. Esto tiene relación con la dinámica intradiaria del oxígeno disuelto y a la dificultad que representó mantener un comportamiento estacional y simular la oscilación diaria al mismo tiempo. Por otra parte, no se cuentan con registros de OD en el fondo de la laguna durante el período calibrado, por lo que fue necesario utilizar el registro promedio de 1.4 [mg/l] en verano de Román (2017) y el promedio de las mediciones efectuadas en primavera (6.7 [mg/l]).

El comportamiento estacional simulado de la concentración de OD muestra mayores concentraciones promedio en invierno que en verano. Esto puede justificarse por que al disminuir la temperatura aumenta la concentración de saturación elevando las concentraciones en el agua (Kadlec et al., 2009). A su vez, si bien disminuye la actividad fotosintética debido a efectos de la radiación y la temperatura, también disminuye la actividad bacteriana por su dependencia con la temperatura afectando el consumo de oxígeno (Wetzel, 2001). Esta hipótesis no se puede verificar, debido a que los registros de oxígeno llegan sólo a otoño.

Durante las horas de sol las algas producen un alto flujo de oxígeno por la fotosíntesis y luego existe un consumo tal que se llega a condiciones anóxicas (Wetzel, 2001), esto fue observado en los registros de terreno. Respecto de lo anterior fue necesario aumentar la razón de producción [mgChla/mgO₂] a valores mayores a lo registrado en la literatura en un 50 %, esto para poder alcanzar mayores flujos de oxígeno en la fotosíntesis. Para razones menores la concentración de algas (clorofila-a) no se explican las altas tasas de producción de oxígeno.

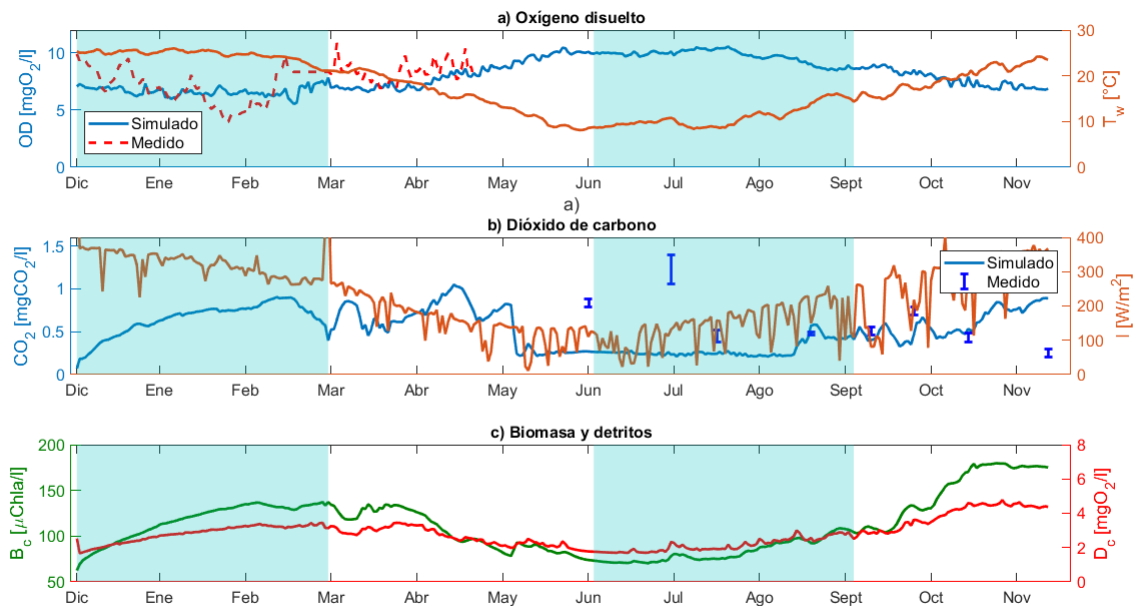


Figura 4.12: Resultados de la calibración: a) Oxígeno disuelto, b) Dióxido de carbono, c) Biomasa y detritos

La concentración de dióxido de carbono en el agua fue estimada de forma indirecta a través de la alcalinidad. Estas mediciones mostraron altos valores de concentración durante

los meses de menor temperatura y menores concentraciones al subir la temperatura. Las concentraciones simuladas muestran un comportamiento opuesto, mayores concentraciones en los meses de verano y primavera, y concentraciones significativamente menores en invierno.

Lo anterior se explica por las consideraciones generales del modelo y las forzantes medidas. Durante el verano la concentración de algas es mayor debido a la fotosíntesis, sin embargo también son mayores las tasas de fotorrespiración y de respiración, por lo que el modelo entrega un balance en donde estos procesos son igual de significativos que la producción primaria. Por otra parte, las velocidades de transferencia son mayores durante el verano producto de mayores velocidades de viento registradas en comparación con el invierno.

Los resultados de las variables de oxígeno disuelto y dióxido de carbono indican una posible subestimación del consumo de oxígeno en los sedimentos, dado que si éste aumenta se alcanzan mayores consumos de oxígeno en invierno y mayor producción de dióxido de carbono por mineralización de detritos. Sin embargo, la temperatura registrada en el fondo disminuye en invierno, pudiendo ser la limitante de los procesos en los sedimentos.

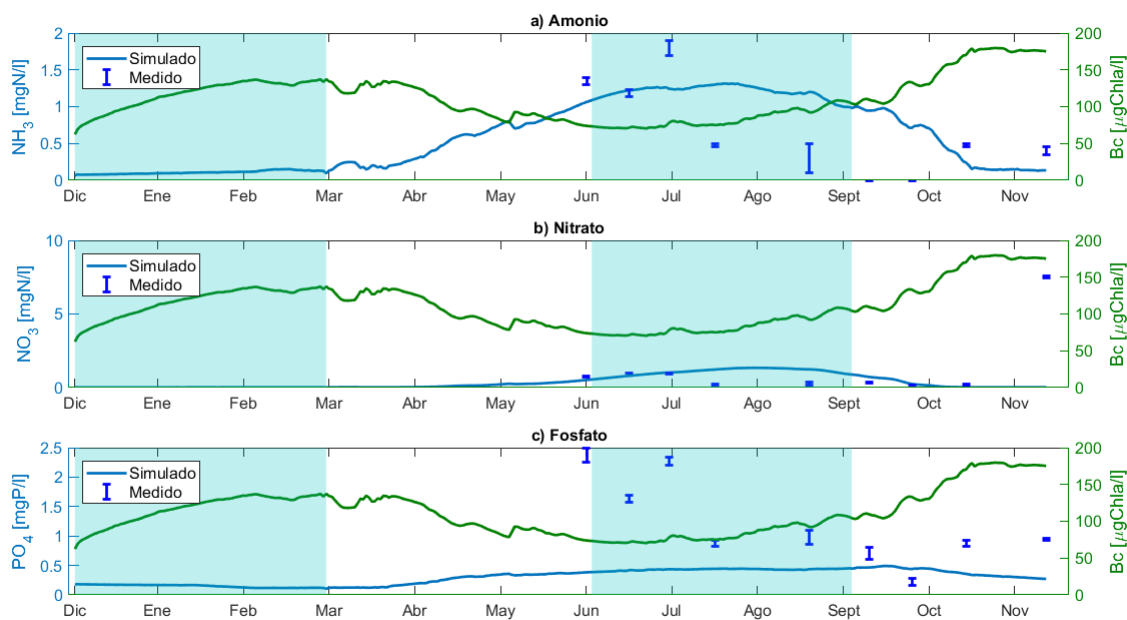


Figura 4.13: Resultados de la calibración: a) Amonio, b) Nitrato, c) Fosfato

Los valores medidos de la concentración de nutrientes en la laguna muestran variaciones abruptas en el cambio de estación de invierno a primavera. Además algunos de los valores medidos escapan de lo esperado para el comportamiento de la laguna, dado que no muestran un comportamiento estacional como tal. Con respecto a las concentraciones simuladas, para el nitrógeno se obtuvieron valores máximos cercanos a lo medido durante el invierno. Sin embargo la variación abrupta en la concentración no se pudo reproducir. Esta disminución indicaría tasas muy altas de fotosíntesis u otro proceso involucrado en el consumo de nitrógeno. En particular, la desnitrificación suele ser un proceso que limita los niveles de nitrógeno en el agua (Wetzel, 2001), pero se inhibe ante altas concentraciones de oxígeno disuelto por

lo que su importancia recae en los sedimentos (Seitzinger, 1988).

Otro factor pueden ser las cargas externas que se desconocen o los procesos que ocurren a nivel de cuenca como: la infiltración, precipitación y evaporación que pueden influir en las concentraciones de la laguna (Mellios et al., 2015).

Para obtener valores cercanos a los máximos medidos en invierno, fue necesario duplicar las cargas externas para el nitrógeno amoniacal y el fosfato. Sin embargo, en el caso del fosfato las concentraciones máximas alcanzadas corresponden a aproximadamente un 25% de los valores medidos. Esto se puede deber a mayores cargas externas que no fueron consideradas, producto de otras actividades asociadas a la laguna como el riego de plantaciones cercanas o flujos internos de la cuenca. Procesos como la infiltración del fosfato y la liberación de este a través del suelo y sedimentos (Søndergaard et al., 1999) fueron poco estudiados y sólo el flujo de los sedimentos se consideró en el modelo. Otros procesos fisicoquímicos como la difusión química y la bioturbación influyen en el balance el fósforo reactivo (Søndergaard et al., 2003).

De forma general, la evolución de los nutrientes simulada responde a una evolución estacional de los flujos. Durante los meses de mayor temperatura, la biomasa capta mayor cantidad de nutrientes y su concentración en el agua disminuye. En los meses de menor temperatura se inhibe la fotosíntesis al igual que otros procesos biológicos, sin embargo los flujos de entrada por mineralización aumentan la concentración de nutrientes en el agua.

Procesos biológicos

De las mediciones obtenidas a través de las campañas de muestreo en terreno, se tiene información puntual de los procesos de demanda bioquímica de oxígeno en el agua (DBO) y de demanda de oxígeno en los sedimentos. En relación con esto, durante la calibración se ajustaron las tasas de consumo de oxígeno (mineralización y nitrificación) para obtener valores del orden de lo registrado en terreno. En la figura 4.14 se muestran los valores simulados de ambos procesos.

La demanda bioquímica de oxígeno depende de la concentración de detritos, de oxígeno disuelto y de la temperatura del agua. La curva obtenida (4.14 a)) en el modelo muestra esta dependencia, dado que en los meses de mayor temperatura, donde a su vez existen mayores concentraciones de oxígeno, la DBO es mayor.

Las mediciones de DBO_5 entregaron valores en el rango de 8 $[mgO_2/l]$ a 19 $[mgO_2/l]$, que corresponden al flujo de DBO en 5 [días]. Estos valores equivalen a un flujo diario entre 1.6 y 3.8 $[mgO_2 l^{-1} d^{-1}]$. Las tasas de DBO simuladas son de $6,7 \pm 3,5 [mgO_2 l^{-1} d^{-1}]$, por lo que se obtuvieron valores cercanos a la magnitud de lo medido en terreno.

Respecto de la demanda de oxígeno en los sedimentos, ésta depende de la concentración de detritos en los sedimentos y por lo tanto de los procesos de resuspensión y sedimentación en la columna de agua. Por esto la distribución del consumo en los sedimentos difiere de la obtenida en la columna de agua. El valor promedio estimado en laboratorio de la tasa de consumo de oxígeno por unidad de volumen en los sedimentos es de 0.1369 $[mgO_2 l^{-1} d^{-1}]$, la calibración fue realizada en torno a este valor. Sin embargo, para poder aumentar los flujos en la interfaz agua - sedimentos fue necesario aumentar relativamente la tasa de consumo de

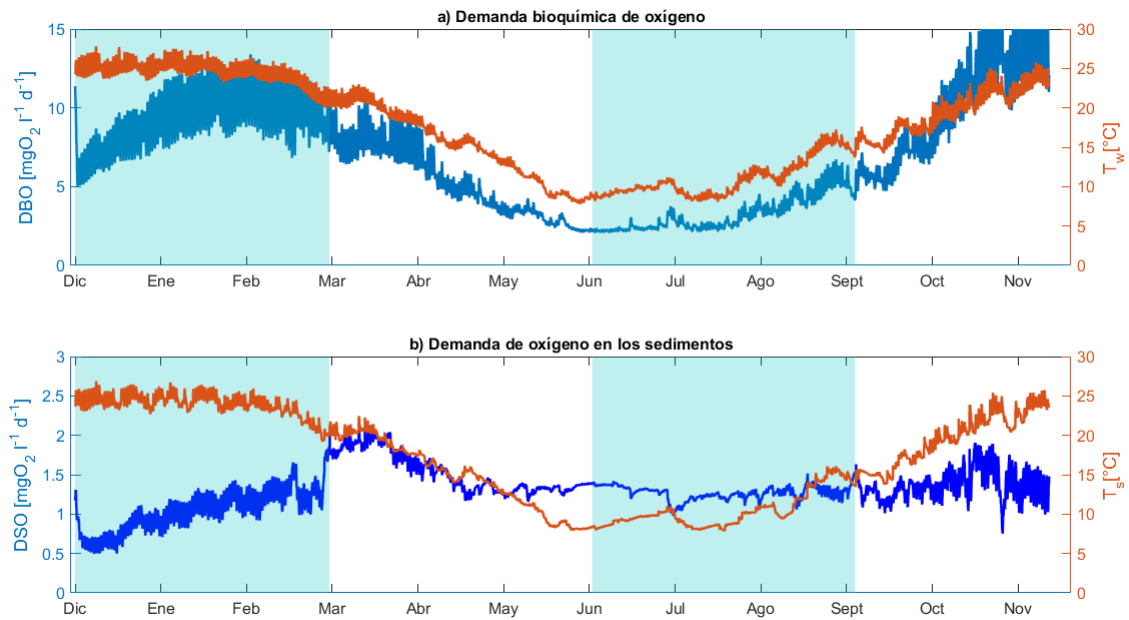


Figura 4.14: a) Demanda bioquímica de oxígeno simulada en la columna de agua, b) Demanda de oxígeno simulada en los sedimentos.

oxígeno y así aumentar la mineralización en los sedimentos. La tasa promedio simulada fue de $1,3 \pm 0,2$ [$\text{mgO}_2 \text{ l}^{-1} \text{ d}^{-1}$].

Transporte en interfaces

El flujo atmosférico de dióxido de carbono fue calibrado en torno las mediciones realizadas mediante el instrumento Irgason (sección 4.1.1). Las mediciones entregaron flujos del orden de 4.5 [$\text{gCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$] en promedio, siendo los valores del flujo simulado de un orden de magnitud menor (0.3 [$\text{gCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$]), esto se puede relacionar con una subestimación de la producción de CO_2 en el agua o con tasas de transferencia en la interfaz muy pequeñas. Para aumentar el flujo se debió aumentar la velocidad de transferencia de la interfaz causando inestabilidades en el modelo, por lo que decidió mantener la magnitud de la k_w .

Cabe destacar que las mediciones del flujo de dióxido de carbono fueron realizadas en otro punto de la laguna (P3 - Entrada PTAS), donde las concentraciones de CO_2 en el agua duplicaban las del punto simulado (P2 - Vertedero). Es por esto que el flujo simulado es de entrada a la laguna, es decir para las condiciones simuladas la laguna se comporta como sumidero de CO_2 atmosférico. En la figura 4.15 a) se muestra la velocidad de transferencia y el flujo simulado.

Durante los meses de verano y primavera la laguna entrega oxígeno a la atmósfera según lo simulado, y durante el invierno existen mayores flujos de reaeración (?? b.). De forma general el flujo en la interfaz aire - agua es mayor durante los meses de mayor temperatura, que corresponden a la vez a los meses con mayor velocidad promedio de viento.

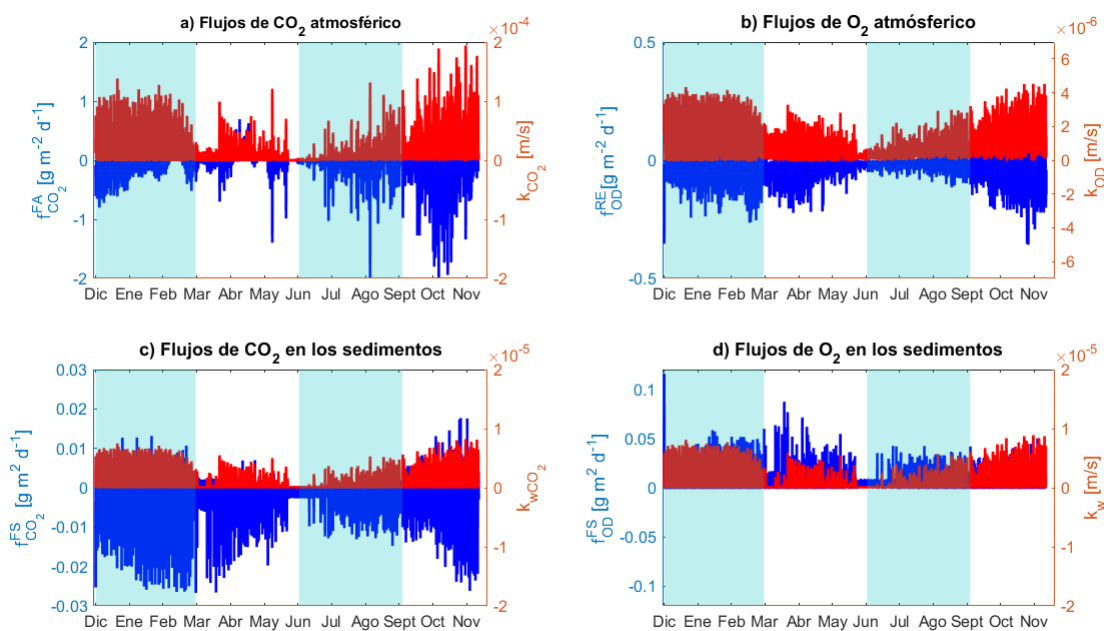


Figura 4.15: Flujos en interfaces aire-agua y agua-sedimento para las variables OD_c y CO_{2c} . a) Flujo y velocidad de transferencia en la interfaz aire - agua para el CO_2 . b) Flujo y velocidad de transferencia en la interfaz aire - agua para el O_2 . c) Flujo y velocidad de transferencia en la interfaz agua - sedimentos para el CO_2 . d) Flujo y velocidad de transferencia en la interfaz agua - sedimentos para el O_2 .

Los flujos simulados en la interfaz agua - sedimentos fueron calibrados en base a la información sobre el consumo de oxígeno en los sedimentos. A través del valor estimado de la tasa volumétrica r de consumo de oxígeno se calibraron las tasas de mineralización y nitrificación en los sedimentos. Esto debido a no contar con mediciones directas del flujo en la interfaz ni mayor información respecto de la composición de los sedimentos.

Cómo no existe producción de oxígeno en los sedimentos el flujo de oxígeno siempre es positivo, es decir va desde la columna de hacia los sedimentos (figura 4.15 d.). En cambio el flujo de dióxido de carbono 4.15 c.) es principalmente en dirección hacia la columna de agua (negativo), debido a que no existe consumo de CO_2 en los sedimentos y su producción responde a la mineralización.

Respecto de los flujos de nutrientes en los sedimentos, se obtuvo que para el amonio y el nitrato el flujo va en dirección a la columna de agua en los meses de mayor temperatura, sin embargo una fracción importante a su vez se dirige hacia los sedimentos como consumo. Esto se debe principalmente al proceso de desnitrificación, el cual se ve beneficiado de las bajas concentraciones de oxígeno disuelto en los sedimentos (Seitzinger, 1988). Para el amonio se obtuvo un promedio de $6,2 \cdot 10^{-4} \pm 5,3 \cdot 10^{-4} [gNH_4m^{-2}d^{-1}]$ y para el nitrato un promedio de $0,99 \cdot 10^{-4} \pm 0,5 \cdot 10^{-4} [gNO_3m^{-2}d^{-1}]$. Sun et al. (2016) midió flujos de nitrógeno total del orden de $0,087 [gNm^{-2}d^{-1}]$, por lo que los flujos simulados serían bajos en comparación.

El flujo de fosfato es principalmente hacia la columna de agua, debido a alto consumo de fósforo en la fotosíntesis y a la mineralización en la columna de agua y tiene un valor promedio de $1,09 \cdot 10^{-4} \pm 1,1 \cdot 10^{-4} [gPO_4 m^{-2} d^{-1}]$. Al comparar este valor con otros estudios ($0,001 - 0,022 [gP m^{-2} d^{-1}]$ (Sun et al. (2016)-Reddy et al. (1996))), resulta un orden de magnitud más bajo. Es posible que este flujo este subestimado por el modelo, al no considerar la liberación de fosfato en los sedimentos producto de otros procesos como la difusión química o la bioturbación (Søndergaard et al., 2003).

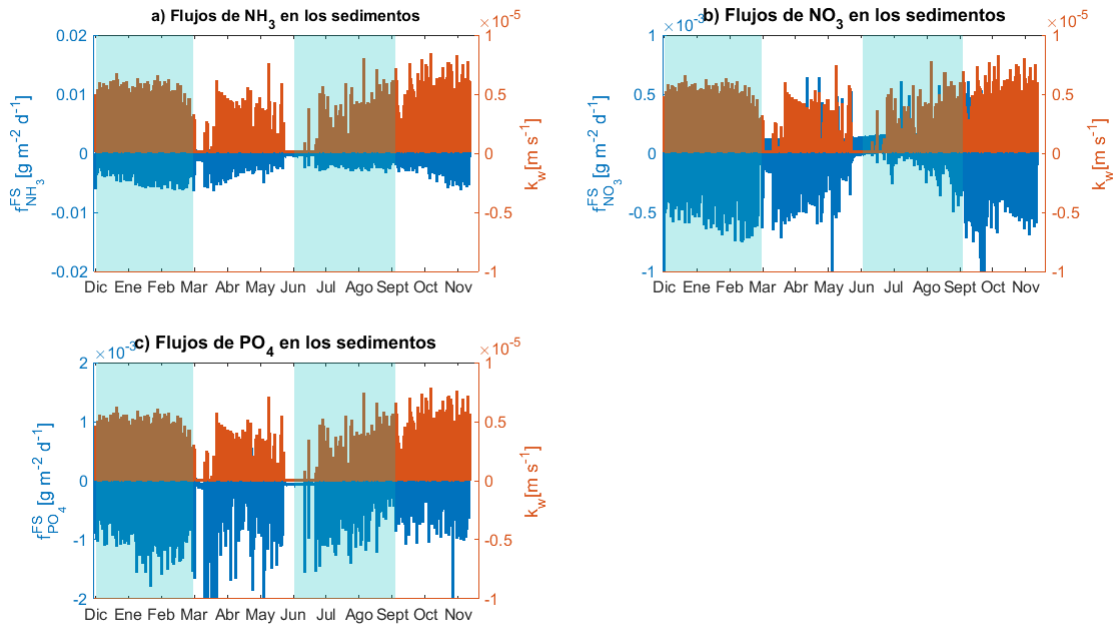


Figura 4.16: a) Flujo y velocidad de transferencia en la interfaz agua - sedimentos para el NH_3 . b) Flujo y velocidad de transferencia en la interfaz agua - sedimentos para el NO_3 . c) Flujo y velocidad de transferencia en la interfaz agua - sedimentos para el PO_4 .

4.2.2. Análisis de sensibilidad

Se realizó un análisis de sensibilidad para identificar los procesos que influyen mayormente en el modelo. Para esto se siguió lo propuesto por Jørgensen and Bendoricchio (2001), en donde se mide la sensibilidad del modelo variando entre un $\pm 10\%$ a un $\pm 50\%$ los parámetros, procesos o condiciones iniciales de mayor influencia en el sistema. La sensibilidad asociada a cualquier variable en el modelo resulta ser una serie de tiempo para el período modelado, por lo que se tomó el promedio de las variaciones.

En primer lugar, se realizó un análisis de sensibilidad para 4 parámetros que durante la calibración se identificaron como relevantes en el sistema. Para cada uno se efectuó una variación de $\pm 50\%$ y se midió la sensibilidad para las 5 variables de estado más importantes del estudio: $S_{O_{2c}}$, $S_{CO_{2c}}$, $S_{NH_{3c}}$, $S_{NO_{3c}}$ y $S_{PO_{4c}}$. Los resultados se muestran en las tablas 4.6 y 4.7.

Variable	μ_{max}^{+50}	$k_{O_2}^{+50}$	$k_{CO_2}^{+50}$	mu_R^{+50}
S_{OD_c}	-0,1276	0,5693	-0,183	1,6307
$S_{CO_{2c}}$	0,0240	-0,0018	-0,106	-0,3894
$S_{NH_{3c}}$	-0,0111	$8,19 \cdot 10^{-5}$	-0,3905	-1,7344
$S_{NO_{3c}}$	-0,0098	$6,11 \cdot 10^{-4}$	-0,3496	-0,6849
$S_{PO_{4c}}$	0,0098	$1,55 \cdot 10^{-4}$	0,0995	0,1044

Tabla 4.6: Resultados del análisis de sensibilidad para un aumento del 50 % en los parámetros

Los resultados muestran que para la tasa máxima de fotosíntesis (μ_{max}) la mayor sensibilidad la experimenta el oxígeno disuelto ($S_{O_{2c}}$), y muestra el comportamiento esperado, en donde para un aumento de la tasa máximo aumenta la concentración de oxígeno. La sensibilidad asociada a la reaireación también es alta, es por esto que durante la calibración fue necesario disminuir la velocidad de transferencia del flujo.

La velocidad de transferencia en el aire para el dióxido de carbono (k_{CO_2}), afecta sustancialmente la evolución de las otras variables de estado como muestra el análisis efectuado. Para un aumento de este parámetro 4 de las variables aumentan sus concentraciones, esto se debe a que mayores concentraciones de CO_2 aumenta la concentración de la biomasa en el agua. En el caso del fosfato ocurre lo contrario: un aumento en las tasas de fotosíntesis provoca la disminución de su concentración. Esto debido a que la asimilación de fosfato por la biomasa es muy alta y constituye un factor limitante para el crecimiento de algas.

La tasa de respiración óptima μ_R influye significativamente en el modelo. Las concentraciones de oxígeno disuelto y de nutrientes son altamente sensibles a este parámetro. En relación a esto, se puede notar que el modelo tiene una mayor sensibilidad a los aumentos en la concentración de CO_2 . Durante la calibración se observaron inestabilidades numéricas ante aumentos de la concentración de CO_2 , a la vez que mostró ser el principal limitante para el crecimiento de la biomasa.

Para evaluar el efecto de las condiciones iniciales en el modelo, se realizó un análisis de

Variable	μ_{max}^{-50}	$k_{O_2}^{-50}$	$k_{CO_2}^{-50}$	mu_R^{-50}
S_{OD_c}	0,1279	-1,081	0,9367	-1,0885
$S_{CO_{2c}}$	-0,0265	-0,0023	0,0469	0,0797
$S_{NH_{3c}}$	0,0264	0,0044	0,2235	0,4184
$S_{NO_{3c}}$	0,0241	$-6,25 \cdot 10^{-4}$	0,1750	0,2864
$S_{PO_{4c}}$	-0,0128	$-5,61 \cdot 10^{-4}$	-0,2002	-0,504

Tabla 4.7: Resultados del análisis de sensibilidad para una disminución del 50 % en los parámetros

Variable	OD_{c0}^{+50}	CO_{2c0}^{+50}	NH_{3c0}^{+50}	B_{c0}^{+50}	D_{c0}^{+50}
S_{OD_c}	-0,0520	$-6,80 \cdot 10^{-4}$	$5,22 \cdot 10^{-4}$	0,1460	0,0186
$S_{CO_{2c}}$	$-9,97 \cdot 10^{-4}$	-0,0015	-0,0015	-0,0124	-0,003
$S_{NH_{3c}}$	$1,37 \cdot 10^{-4}$	-0,0012	$-1,17 \cdot 10^{-4}$	-0,0628	-0,0071
$S_{NO_{3c}}$	$5,38 \cdot 10^{-5}$	$-9,98 \cdot 10^{-4}$	$2,03 \cdot 10^{-4}$	-0,0519	-0,0057
$S_{PO_{4c}}$	$5,16 \cdot 10^{-4}$	$-3,61 \cdot 10^{-4}$	$5,15 \cdot 10^{-4}$	0,0146	0,0017

Tabla 4.8: Resultados del análisis de sensibilidad para un aumento del 50 % en las condiciones iniciales de las variables de estado

sensibilidad para 5 variables de estado. Los resultados mostraron variaciones no significativas, la mayor sensibilidad se obtuvo al variar la concentración inicial de la biomasa. En la tabla 4.8 se muestran las sensibilidades para cada variable de estado.

4.2.3. Balance de flujos anuales

Con el objetivo de analizar los procesos que gobiernan la dinámica de la laguna Carén, se realizó un análisis del balance anual de flujos para 5 variables de estado: OD_c , CO_{2c} , NH_{3c} , NO_{3c} y PO_{4c} . Se calcularon los porcentajes de cada flujo entrante y saliente, respecto del flujo total absoluto de cada variable.

Con respecto al oxígeno disuelto, su principal fuente corresponde a la tasa de fotosíntesis que durante el período analizado (22-12-17 a 28-11-18) constituyó el 50 % del flujo anual. El segundo proceso de mayor importancia fue el consumo por la DBO con un 41 %, y en tercer lugar la reaireación que significó un 13 %. En la figura 4.17 a) se muestra la contribución de los otros procesos.

En el balance anual del dióxido de carbono la fotosíntesis también constituye gran porcentaje del flujo anual, siendo un 50.9 % como consumo de CO_2 . Respecto de los flujos de entrada el mayor es debido a la respiración de la biomasa de 32 % y en segundo lugar a la mineralización de detritos con un 24 %. Para el balance tanto el flujo atmosférico como el flujo en los sedimentos contribuyen a la concentración de CO_2 en el agua.

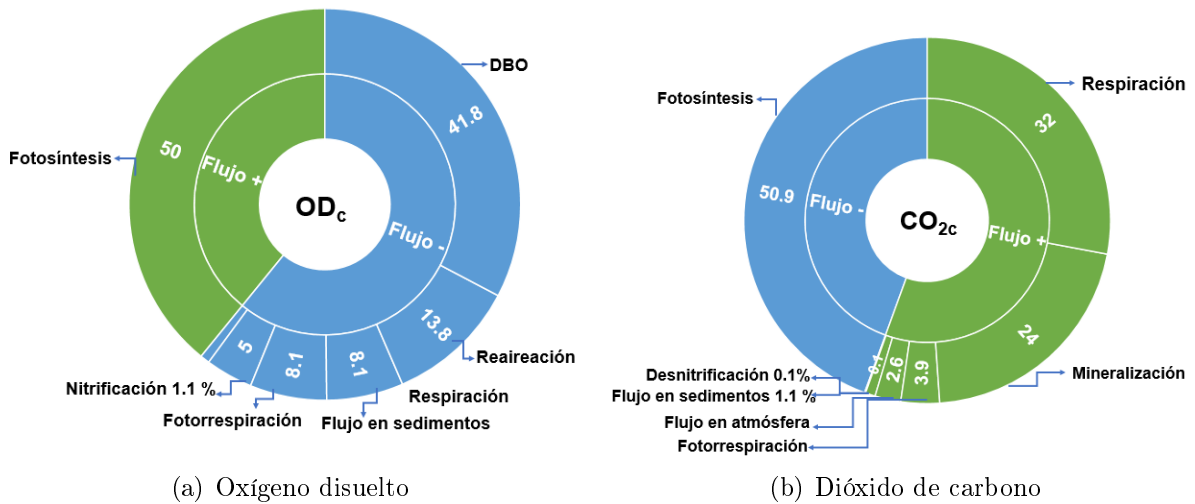


Figura 4.17: Distribución de flujos anuales como porcentaje del flujo anual absoluto de las variables: a) Balance anual oxígeno disuelto, b) Balance anual dióxido de carbono.

En el caso del amonio los principales flujos de entrada y salida son la mineralización y asimilación, respectivamente. El tercer flujo de mayor importancia es el proveniente de los sedimentos con un 9% respecto al flujo anual. La nitrificación constituye un 3.2%. Por otra parte, a pesar de haber aumentado la carga externa de nitrógeno amoniacal, ésta sólo representa un 2.3%.

El análisis de la variable nitrato da cuenta de la importancia de la nitrificación para los niveles en el agua de esta especie. La nitrificación representa la única producción de nitrato con un 38% y la fotosíntesis capta un 57% del flujo anual de nitrato. Para esta variable el flujo en los sedimentos neto es de un 1% como consumo de nitrato por desnitrificación. La desnitrificación en la columna de agua representa un 3%.

Respecto del fosfato, los flujos que determinan su concentración son la mineralización y la asimilación en la fotosíntesis. Sin embargo, la carga externa representa un 8.2% como flujo de entrada y el flujo en los sedimentos un 10% como producción de fosfato.

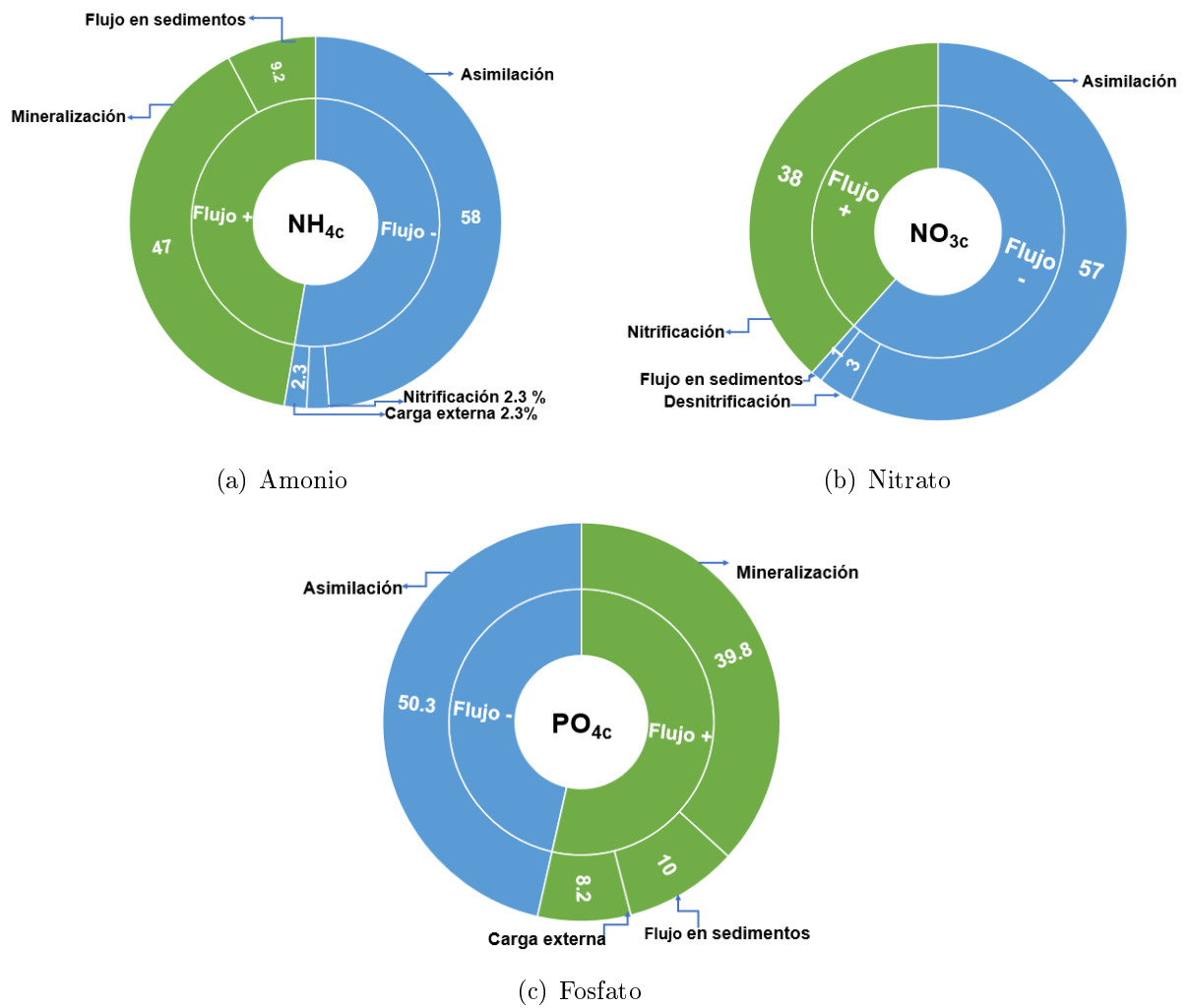


Figura 4.18: Distribución de flujos anuales como porcentaje del flujo anual absoluto de las variables: a) Balance anual amonio, b) Balance anual nitrato, c) Balance anual fosfato.

Capítulo 5

Conclusiones y recomendaciones

Este trabajo fue realizado con el objetivo de caracterizar los procesos que ocurren en la laguna Carén y que tienen relación con su estado actual de hipereutrofización. En particular, se buscó entender las dinámicas que vinculan el dióxido de carbono con los ciclos de nutrientes en el agua. En torno a esto y a los resultados obtenidos del modelo propuesto de calidad del agua para la laguna Carén, se entregan las principales conclusiones del trabajo y las recomendaciones para futuros estudios.

5.1. Mediciones en terreno

El monitoreo continuo de la laguna Carén entregó resultados que muestran una dinámica estacional, lo cual se refleja en los registros de temperatura del agua y de conductividad eléctrica. Los registros de oxígeno disuelto se realizaron hasta mayo del 2018, por lo que no se pudo observar su evolución estacional, pero sí una dependencia con la temperatura.

La dinámica intradiaria de estratificación térmica registrada por Román (2017) se observa durante los meses de verano, posteriormente la estratificación va disminuyendo hasta llegar a una mezcla completa constante durante el invierno. Al comenzar la primavera la estratificación vuelve a aparecer en la columna de agua de la laguna. Esto coincide con los valores de las forzantes energéticas de la laguna (RSI y u). En particular, se observó que durante el verano y el otoño el valor promedio de la velocidad de viento fue mayor que el del invierno lo que contribuye a la estratificación del cuerpo de agua.

Las mediciones de conductividad eléctrica muestran un aumento con la profundidad y con la temperatura, esto indica la actividad en los sedimentos y los flujos que se generan hacia la columna de agua de iones como NO_3^- y HCO_3^- (Søndergaard et al., 2003), que cobran importancia para futuros avances en el caso de estudio. Los valores de salinidad se mantienen dentro un promedio de $0,6 \pm 0,07$ [psu] acorde a un cuerpo de agua dulce.

La evolución diaria de la concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua muestra altas concentraciones durante las horas de mayor radiación, para luego llegar a condiciones cercanas a la hipoxia durante la noche. En particular, la mayor oscilación de la concentración de oxígeno se observa en los meses de verano debido a la actividad de microorganismos en la

laguna. Cuando comienza la estratificación de la laguna al mediodía se observan valores altos de concentración de OD en la superficie de la laguna por efectos de la reaireación y de la producción primaria. A mayor profundidad se observa que la concentración de OD desciende hasta llegar a valores mínimos por el consumo en los sedimentos. Román (2017) observó valores promedio en el fondo de la laguna de 1.4 [mg/l] en verano, pero durante la primavera se observó un promedio de 6.7 [mg/l]. Lo anterior se puede explicar por una menor población de microorganismos que consumen oxígeno durante los primeros meses de primavera debido a los efectos residuales del descenso de la temperatura en invierno (Chapelle et al., 2000).

Las concentraciones de nutrientes en la laguna mostraron valores altos en los meses de invierno para luego disminuir abruptamente al aumentar la temperatura de la laguna y la actividad fotosintética de la misma. Los valores medidos durante el invierno muestran la condición hipereutrófica de la laguna. En primavera las concentraciones continúan reflejando una condición de eutrofización, sin embargo constituyen alrededor de un 10% de los valores máximos alcanzados en invierno por la captación de nutrientes en el crecimiento de algas. Se observaron valores puntuales muy altos de nutrientes en el período de primavera que no se condice con la evolución estacional de estos, pero se explica por el aumento de la carga externa debido a actividades de riego o a flujos de la cuenca no estudiados.

El análisis de nutrientes realizado en el punto de entrada de la descarga de la planta de aguas servidas a la laguna (P3-Entrada PTAS), mostró valores entre 5 a 10 veces mayores que en los otros puntos analizados. El comportamiento de las concentraciones medidas en este punto muestran una relación directa con los registros de la descarga de la planta durante el período de estudio. La mala calidad del agua de este punto también se puede asociar con su baja profundidad que alcanza los 80 [cm] favoreciendo episodios de anoxia (Scheffer and van Nes, 2007).

El registro del flujo de dióxido de carbono en la interfaz aire - agua, indicó que la laguna actúa como sumidero de dióxido de carbono pero en baja cantidad. Esto dado que emite un 40% del flujo a la atmósfera. El flujo fue medido en un punto en particular, el punto cercano a la descarga de la planta (P3 - Entrada PTAS). Por lo que la emisión de carbono está asociada a las altas concentraciones de CO_2 medidas en ese punto. En los otros puntos medidos las concentraciones descienden al 50% del punto P3-Entrada PTAS, por lo que se espera que la captación de CO_2 sea mayor.

5.2. Modelo propuesto de calidad del agua de la laguna Carén

Durante la calibración del modelo de la laguna Carén, existieron dificultades para reproducir la dinámica diaria asociada principalmente a las concentraciones de oxígeno disuelto y de dióxido de carbono. Esto debido a que las tasas de producción de oxígeno durante la fotosíntesis son mayores a lo registrado en la literatura, por esto fue necesario aumentar el radio de producción de oxígeno de las algas a 1.5 veces el valor tomado de la literatura. Este resultado preliminar debiera ser estudiado con mayor profundidad en futuros trabajos.

Las oscilaciones diarias del oxígeno muestran un consumo tanto en los sedimentos como

en la columna de agua. Estos consumos fueron calibrados en torno a las mediciones de DBO_5 y la estimación en laboratorio de la tasa de consumo 'r' en los sedimentos. Sin embargo, con estos valores no se logra reproducir las condiciones anóxicas de la laguna al mismo tiempo que existen altas concentraciones por fotosíntesis. Esto se puede explicar dado que en el modelo se trabajó bajo el supuesto de mezcla completa, sin entrar en el detalle de la variación vertical de la columna de agua donde se observan mayores consumos de oxígeno en el fondo de la laguna y mayores concentraciones en la superficie.

La calibración se enfocó en reproducir la estacionalidad de la laguna, en torno a esto se obtuvo una evolución del oxígeno disuelto y de los nutrientes acorde a lo esperado. Esta evolución estacional se basa principalmente en la actividad fotosintética y su dependencia con la radiación solar y la temperatura. Además la acción bacteriana depende de la temperatura, por lo que los procesos biológicos tienden a ser más altos en los meses de mayor temperatura. De forma general, la actividad en la laguna decae en invierno como se espera para los ecosistemas acuáticos (Wetzel, 2001). Cabe destacar, que en el caso de la evolución de OD se observan mayores concentraciones en invierno, esto puede justificarse por el aumento de la concentración de saturación en invierno (Kadlec et al., 2009) y la disminución del consumo de oxígeno de algas y microorganismos.

La evolución del dióxido de carbono en la columna de agua no reprodujo la estacionalidad esperada según lo medido en terreno. Es más, la concentración simulada muestra un comportamiento opuesto. Esto se debe a la alta contribución de CO_2 por el proceso de respiración y fotorrespiración de la biomasa. Las tasas de estos procesos pueden llegar a superar las tasas de fotosíntesis durante los meses de mayor temperatura elevando las concentraciones de dióxido de carbono. Cole and Prairie (2009).

Las concentraciones simuladas de nitrógeno amoniacal alcanzan los máximos medidos en invierno en la laguna, sin embargo no reproducen la disminución abrupta que comienza a mediados de invierno y continúa en primavera. Esto mismo sucede con la simulación del nitrato. En el caso del fosfato se reprodujo la dinámica estacional observada en terreno, pero no se obtuvo concentraciones tan altas como las medidas.

Para obtener mayores valores en la concentración de nutrientes se duplicaron las cargas externas producto de la descarga de la planta PTAS. Sin embargo su efecto durante el período de estudio no fue tan significativo como se esperaba, principalmente debido al tiempo de retención en la laguna, que alcanza los 400 [días] para un caudal de $1000 \text{ [m}^3 \text{ d}^{-1}\text{]}$.

Los procesos en la columna de agua se ven limitados principalmente por la temperatura, de manera que los flujos del sistema disminuyen en los meses de otoño e invierno. Sin embargo, las mediciones en terreno muestran mayores flujos de entrada para los nutrientes y el dióxido de carbono. En particular, para el fosfato se esperaban concentraciones mayores a las simuladas y una contribución mayor del flujo de los sedimentos a su balance. Esto indica una subestimación de los flujos en la interfaz agua - sedimentos, y en la producción de nutrientes en estos.

En torno a lo anterior, es posible que la distribución de la temperatura en los sedimentos sea distinta a la observada en la columna de agua. Antecedentes como los descritos por de la Fuente (2014), indican que los sedimentos pueden actuar como reservorio de calor y liberarlo

al disminuir la temperatura del agua. Si se considera este aspecto, el supuesto de utilizar la temperatura del fondo de la laguna como similar a la de los sedimentos es erróneo y conduce a una distribución del flujo en la interfaz no acorde a lo registrado en la laguna.

Por otra parte, las altas concentraciones de fosfato sugieren un flujo mayor desde los sedimentos no sólo por la mineralización de detritos, si no también debido a otros procesos como la bioturbación y la difusión química (Søndergaard et al., 2003). Los procesos de resuspensión y sedimentación pueden influir significativamente en las concentraciones de fosfato en los sedimentos (Søndergaard et al., 2003), sin embargo la modelación de estos procesos fue simplificada por falta de información respecto de los sedimentos y la formación de olas en la laguna (Hamilton and Mitchell, 1996).

Al analizar el balance anual de los flujos de entrada y salida de la laguna, se destaca que los procesos de fotosíntesis y mineralización tienden a dominar las dinámicas y concentraciones de las variables analizadas en la columna de agua. El proceso de respiración de las algas y el intercambio de CO_2 con la atmósfera influyen directamente en la disponibilidad de este gas en la columna de agua. A su vez los resultados de la simulación del flujo en la interfaz aire - agua muestran que la laguna actúa como sumidero de dióxido de carbono. Esto considerando el flujo neto en todo el período modelado. Lo anterior es razonable si se analizan las concentraciones medidas en el punto de mezcla de la laguna (P2-Vertedero), las cuales se encuentran bajo la concentración de saturación del CO_2 .

5.3. Recomendaciones

En base a los resultados obtenidos de las mediciones y de la calibración del modelo de calidad de aguas propuesto, se recomienda profundizar en la caracterización del caso de estudio y continuar con el monitoreo ambiental del mismo. En torno a las mediciones en terreno se recomienda lo siguiente:

- Proseguir con el monitoreo continuo en la columna de agua de las variables T, C_E y OD. Con especial énfasis en registrar la evolución estacional en invierno y primavera del oxígeno disuelto. A su vez, registrar el perfil vertical completo de oxígeno en la columna de agua destacando las mediciones en el fondo de la laguna, con el fin de profundizar en el estudio de los flujos en la interfaz agua-sedimentos en la laguna.
- Caracterizar el tipo de sedimento de la laguna Carén para obtener mayor información de los flujos de nutrientes que ocurren en la interfaz agua-sedimento. A su vez, esta caracterización será útil para el cálculo de los procesos de sedimentación y resuspensión (Hamilton and Mitchell, 1996).
- Obtener mayor información de las cargas externas de riego y otras que puedan existir en la cuenca y que se relacionen con las altas concentraciones de nutrientes y su comportamiento. A su vez, considerar los efectos que la evaporación, precipitación e infiltración pueden tener en las concentraciones de la laguna (Mellios et al., 2015).

Respecto al modelo de calidad del agua de la laguna, se sugiere considerar las variaciones en profundidad que experimenta la dinámica de la laguna durante el día, dado que el supuesto de mezcla completa es válido sólo para una fracción del tiempo y no permite reproducir las oscilaciones de la concentración de oxígeno observadas en terreno.

Glosario

Símbolo	Descripción	Unidad
J	Flujo másico en la interfaz	$\frac{M}{T \cdot L^2}$
D	Coefficiente de difusión en la interfaz	$\frac{L^2}{T}$
C	Concentración	$\frac{M}{L^3}$
k	Velocidad de transferencia en la interfaz	$\frac{L}{T}$
ε	Tasa de energía cinética turbulenta	$\frac{L^2}{T^2}$
h_w	Profundidad media de la columna de agua	L
κ	Constante de Von Karman	—
S_c	Número de Schmidt	—
ν	Viscosidad cinemática del agua	$\frac{L^2}{T}$
u_w^* y u_a^*	Velocidad friccional del viento en el agua y en el aire	$\frac{L}{T}$
ρ_w y ρ_a	Densidad del agua y del aire	$\frac{M}{L^3}$
τ_w y τ_a	Esfuerzo de corte en el agua y en el aire	
C_D	Coefficiente de arrastre	—
u_{10}	Velocidad media del viento a 10 [m]	$\frac{L}{T}$
F_S	Flujo másico en la interfaz	$\frac{M}{T \cdot L^2}$
δ_v	Espesor de la subcapa viscosa	L
δ_c	Espesor de la subcapa difusiva	L
D_s	Coefficiente de difusión corregido por tortuosidad	$\frac{L^2}{T}$
ϕ	Tortuosidad en sedimentos	—
r	Tasa de consumo en sedimentos	$\frac{M}{T \cdot L^3}$
p	Tasa de producción en sedimentos	$\frac{M}{T \cdot L^3}$

Tabla 5.1: Glosario

P_{ef}	Tasa de producción efectiva en sedimentos	$\frac{M}{T \cdot L^3}$
δ_p	Espesor de la capa de producción activa	L
S	Coefficiente de consumo en sedimentos	$\frac{M}{T^2 \cdot L}$
f_w	Factor de fricción de ola	—
U_m	Máxima velocidad de onda orbital sobre el ciclo de onda horizontal	$\frac{L}{T}$
ω	Factor de fricción de ola	$\frac{1}{T}$
Re_w	Número de Reynolds en el agua	—
τ_c	Esfuerzo de corte crítico en el fondo	$\frac{M}{L \cdot T^2}$
SST	Concentración de sólidos suspendidos	$\frac{M}{L^3}$
SST_a	Concentración de sólidos suspendidos a una profundidad z_a	$\frac{M}{L^3}$
K_{sed}	Coefficiente de sedimentación	—
K_{res}	Coefficiente de resuspensión	—
W	Velocidad media del viento a 2 [m]	$\frac{L}{T}$
$E(\lambda, z)$	Radiación solar incidente para λ y z	$\frac{W}{m^2}$
λ	Longitud de onda de la radiación	L
K_d	Coefficiente de atenuación vertical	L^{-1}
Θ	Ángulo cenital de la radiación incidente	Grados
a	Coefficiente de absorción de la luz	L^{-1}
b	Coefficiente de dispersión de la luz	L^{-1}
μ_o	Coseno del ángulo cenital	—
I	Radiación solar incidente	$\frac{W}{m^2}$
I_k	Radiación solar a la cuál la producción primaria es óptima	$\frac{W}{m^2}$
I_o	Radiación solar en la superficie	$\frac{W}{m^2}$
α	Coefficiente de actividad fotosintética	—
γ	Coefficiente de extinción de la luz en profundidad	—
P_{max}	Tasa de producción primaria máxima	$\frac{mgO_2}{mgChla \cdot h}$

Tabla 5.2: Glosario (continuación)

$Chla$	Concentración de clorofila	$\frac{mgChla}{m^3}$
μ_{max}	Tasa óptima del proceso de fotosíntesis	d^{-1}
B	Concentración de biomasa	$\frac{mgChla}{m^3}$
K_N	Constante de semisaturación para el nitrógeno	$\frac{mgN}{l}$
K_P	Constante de semisaturación para el fósforo	$\frac{mgP}{l}$
K_C	Constante de semisaturación para el carbono	$\frac{mgC}{l}$
α_R	Tasa de respiración óptima	d^{-1}
θ_j	Factor de corrección de temperatura para el proceso j	—
μ_{DBO}	Tasa óptima de mineralización	d^{-1}
μ_{NIT}	Tasa óptima de nitrificación	d^{-1}
μ_{DEN}	Tasa óptima de desnitrificación	d^{-1}
K_{OD}	Constante de semisaturación del oxígeno	$\frac{mgO_2}{l}$
Sal	Salinidad en el agua	psu
u^*	Velocidad de corte	$\frac{L}{T}$
$\overline{u'w'}$	Covarianza turbulenta de la velocidad en x y z	$\frac{L^2}{T^2}$
$\overline{v'w'}$	Covarianza turbulenta de la velocidad en y y z	$\frac{L^2}{T^2}$
ANC	Alcalinidad total	$\frac{meq}{l}$
DIC	Concentración de carbono inorgánico	$\frac{meq}{l}$
$[H^+]$	Concentración de protones en el agua (pH)	$\frac{meq}{l}$
k_w	Constante de disociación del agua	—
k_{a1}	Primera constante de disociación del sistema carbonato	—
k_{a2}	Segunda constante de disociación del sistema carbonato	—

Tabla 5.3: Glosario (continuación 2)

Bibliografía

- Almanza-Marroquín, V., Figueroa, R., Parra, O., Fernández, X., and Baeza, C. (2016). Modeling underwater light climate in relation to sedimentation, resuspension, water quality and autotrophic growth. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 44(2):313–326.
- APHA (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater, 21st edn.* American Public Health Association.
- Burkhardt, S., Amoroso, G., Riebesell, U., and Sultemeyer, D. (2001). CO₂ and HCO₃⁻ uptake in marine diatoms acclimated to different CO₂ concentrations. *Limnology and Oceanography*, 46(6):1378–1391.
- Calderbank, P. and Moo-Young, M. (1961). The continuous phase heat and mass-transfer properties of dispersions. *Chemical Engineering Science*, 16(1-2):39–54.
- Chapelle, A., Ménesguen, A., Deslous-Paoli, J., and et al. (2000). Modelling Nitrogen, Primary Production and Oxygen in a Mediterranean Lagoon. Impact of Oysters Farming and Inputs from the Watershed. *Ecological Modelling*, 127(2):161–181.
- Cole, J. and Prairie, Y. (2009). Dissolved CO₂. *Encyclopedia of Inland Waters*, 2:30–34.
- de la Fuente, A. (2014). Heat and dissolved oxygen exchanges between the sediment and water column in a shallow salty lagoon. *Journal of Environmental Engineering*, (141):703–721.
- de la Fuente, A. (2015). Methodology for Analyzing Dissolved Oxygen Consumption in Benthic Chambers. *Journal of Environmental Engineering*, (141):7.
- de la Fuente, A. and Herrera, P. (2016). Parte II: Procesos de transporte en flujos superficiales. *Departamento de Ingeniería Civil. Universidad de Chile.*
- de la Fuente, A. and Niño, Y. (2010). Temporal and Spatial Features of the Thermohydrodynamics of Shallow Salty Lagoons in Northern Chile. *Limnology and Oceanography*, 55(1):279–288.
- de Miguel, A. (2006). *Desarrollo de un sistema de pago por servicios ambientales en la Laguna Carén.* Trabajo de titulación para obtener el título de Ingeniero de Ejecución en Ambiente. Universidad de Santiago de Chile.
- Downing, J., Prairie, Y., Cole, J., Duarte, C., and Tranvik, L. (2006). The global abundance

- and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and Oceanography*, 51(5):2388–2397.
- Dumitran, G., Vuta, L., Piraianu, V., and Dragoi, C. (2017). A Mathematical Model of a Shallow and Eutrophic Lake (Stiucii – Romania). *Energy Procedia. Sustainable Solutions for Energy and Environment, EENVIRO 2016, 26-28 October 2016, Bucharest, Romania*, pages 92–99.
- Garrat, J. (1994). The atmospheric boundary layer. *Cambridge atmospheric and space science series*, 37:89–134.
- Hamilton, D. P. and Mitchell, S. F. (1996). An Empirical Model for Sediment Resuspension in Shallow Lakes. *Hydrobiologia*, 317(3):209–220.
- Hidalgo, F. (2017). *Caracterización y Cuatificación de Los Procesos de Transporte Reacción Que Dominan La Dinámica Intradiaria de Dióxido de Carbono y Oxígeno En El Salar Del Huasco*. Memoria para optar al título de Ingeniero Civil, Universidad de Chile.
- Hipsey, M., Antenucci, J., Romero, J., and Hamilton, D. (2007). *Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model V3*. Centre of Water Research.
- Hull, V., Parrella, L., and Falcucci, M. (2008). Modelling Dissolved Oxygen Dynamics in Coastal Lagoons. *Ecological Modelling*, 211(3):468–480.
- Jackson, W. A. and Volk, R. J. (1970). Photorespiration. *Annual Review of Plant Physiology*, 21(1):385–432.
- James, K. and Hart, B. (1993). Effect of salinity on four freshwater macrophytes. *Hydrobiologia*, 44(5):769–777.
- James, W. F., Best, E. P., and Barko, J. W. (2004). Sediment Resuspension and Light Attenuation in Peoria Lake: Can Macrophytes Improve Water Quality in This Shallow System? *Hydrobiologia*, 515(1–3):193–201.
- Janse, J. H. (1997). A Model of Nutrient Dynamics in Shallow Lakes in Relation to Multiple Stable States. *In Shallow Lakes '95: Trophic Cascades in Shallow Freshwater and Brackish Lakes (Developments in Hydrobiology)*, pages 1–8.
- Jørgensen, S. E. and Bendoricchio, G. (2001). *Fundamentals of Ecological Modelling*. Elsevier.
- Kadlec, R. H., Wallace, S., and Knight, R. (2009). *Treatment Wetlands*. CRC Press.
- Karim, A., Dubois, K., and Veizer, J. (2011). Carbon and Oxygen Dynamics in the Laurentian Great Lakes: Implications for the CO₂ Flux from Terrestrial Aquatic Systems to the Atmosphere. *Chemical Geology*, 281(1):133–141.
- Kirk, J. T. O. (1984). Attenuation of Solar Radiation in Scattering–Absorbing Waters: A Simplified Procedure for Its Calculation. *Applied Optics*, 23(21):3737–3739.

- Kruk, M., Kobos, J., Nawrocka, L., and Parszuto, K. (2018). Positive and Negative Feedback Loops in Nutrient Phytoplankton Interactions Related to Climate Dynamics Factors in a Shallow Temperate Estuary (Vistula Lagoon, Southern Baltic). *Journal of Marine Systems*, 180:49–58.
- Lewis, E. (1980). The practical salinity scale and its antecedents. *IEEE*, 5:1.
- Li, Y., Y., L., Zhao, L., Hastings, A., and Guo, H. (2015). Exploring Change of Internal Nutrients Cycling in a Shallow Lake: A Dynamic Nutrient Driven Phytoplankton Model. *Ecological Modelling*, 313:137–148.
- Lonin, S. and Tuchkovenko, Y. (2001). Water Quality Modelling for the Ecosystem of the Ciénaga de Tesca Coastal Lagoon. *Ecological Modelling*, 144(2):279–293.
- Lopez Monroy, F., Troccoli-Ghinaglia, L., Poblete, E., and Valerio-González, L. (2017). Dinámica de Los Nutrientes En Una Laguna Costera Tropical Hipersalina (Las Marites, Isla de Margarita, Venezuela). *Revista Bio Ciencias*, 4(6).
- Lv, J., Wu, H., and Chen, M. (2011). Effects of nitrogen and phosphorus on phytoplankton composition and biomass in 15 subtropical, urban shallow lakes in wuhan, china. *Limnology*, 41:48–56.
- Mellios, N., Kofinas, D., Laspidou, C., and Papadimitriou, T. (2015). Mathematical Modeling of Trophic State and Nutrient Flows of Lake Karla Using the PCLake Model. *Environmental Processes*, 2(1):85–100.
- Morales, C. (2006). *Diagnóstico de la calidad del agua de la Laguna Carén*. Memoria para optar al título de Ingeniero Civil. Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas. Departamento de Ingeniería Civil. Universidad de Chile.
- Mukherjee, B., Mukherjee, D., and Nivedita, M. (2008). Modelling carbon and nutrient cycling in a simulated pond system at ranchi. *Ecological Modelling*, 213(3-4):437–448.
- Niemistö, J., Holmroos, H., Pekcan-Hekim, Z., and Horppila, J. (2008). Interactions between Sediment Resuspension and Sediment Quality Decrease the TN:TP Ratio in a Shallow Lake. *Limnology and Oceanography*, 53(6):2407–2415.
- NOAA (2018). *NOAAResearch*: <https://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/>. National Oceanic and Atmospheric Administration.
- Ordoñez, C. (2014). *Estudio experimental sobre el transporte de oxígeno en la interfaz agua-sedimentos para cuerpos de agua someros*. Memoria para optar al título de Ingeniero Civil, Universidad de Chile.
- Padisák, J. and Reynolds, C. S. (2003). Shallow Lakes: The Absolute, the Relative, the Functional and the Pragmatic. *Hydrobiologia*, 506—509(1-3):1–11.
- Plus, M., Chapelle, A., Lazure, P., and et al. (2003). Modelling of Oxygen and Nitrogen Cycling as a Function of Macrophyte Community in the Thau Lagoon. *Continental*

Shelf Research, 23(17).

- Reddy, K. R., Fisher, M. M., and Ivanoff, D. (1996). Resuspension and Diffusive Flux of Nitrogen and Phosphorus in a Hypereutrophic Lake. *Journal of Environmental Quality*, 25(2):363–371.
- Reiher, C., de la Fuente, A., Niño, Y., and Contreras, M. (2005). Numerical and field study of oxygen exchange at the sediment/water interface of shallow flow in salt lake of northern Chile. *XXXI Congress IAHR. Seul, Korea*.
- Rittman, B. and McCarty, P. (2001). *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*. McGraw-Hill Ed.
- Rivera, J. (2016). Determinación de las tasas de oxidación, nitrificación y sedimentación en el proceso de autopurificación de un río de montaña. *Ingeniare. Revista chilena de ingeniería*, 24(2).
- Román, E. (2017). *Laguna Carén: Estudio de su hidrodinámica y calidad del agua, a partir de la instalación y operación de una estación de monitoreo ambiental*. Memoria para optar al título de Ingeniero Civil, Universidad de Chile.
- Scheffer, M. (1997). *Ecology of Shallow Lakes*. Springer Science & Business Media.
- Scheffer, M. and van Nes, E. H. (2007). Shallow Lakes Theory Revisited: Various Alternative Regimes Driven by Climate, Nutrients, Depth and Lake Size. *In Shallow Lakes in a Changing World (Developments in Hydrobiology. Springer Netherlands)*, pages 455–466.
- Seitzinger, S. P. (1988). Denitrification in Freshwater and Coastal Marine Ecosystems: Ecological and Geochemical Significance: Denitrification. *Limnology and Oceanography*, 33(24 part 2):702–724.
- Smith, V., Tilman, G., and Nekola, J. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100:179–196.
- Søndergaard, M., Jensen, J. P., and Jeppesen, E. (1999). Internal Phosphorus Loading in Shallow Danish Lakes. *In Shallow Lakes '98: Trophic Interactions in Shallow Freshwater and Brackish Waterbodies (Developments in Hydrobiology)*, pages 145–152.
- Søndergaard, M., Jensen, J. P., and Jeppesen, E. (2003). Role of Sediment and Internal Loading of Phosphorus in Shallow Lakes. *Hydrobiologia*, 506–509(1–3):135–145.
- Snoeyink, V. L. and D., J. (1980). *Water Chemistry*. John Wiley and Sons.
- Stefan, H. G. and Fang, X. (1994). Dissolved Oxygen Model for Regional Lake Analysis. *Ecological Modelling*, 71(1):37–68.
- Sun, Y.-j., Lu, S.-q., Lin, W.-q., and et al. (2016). In-Situ Study on Nutrient Release Fluxes from Shallow Lake Sediments under Wind-Driven Waves. *Journal of Hydrodynamics*,

28(2):247–254.

- Tuchkovenko, Y. S. and Calero, L. A. (2003). *Modelo Matemático del Ecosistema de la Ciénaga Grande de Santa Marta*. Bulletin of Marine and Coastal Research 32.
- Van Duin, H., Blom, G., Los, J. F., R., M., R., Z., C., C. F., M., D., and Best, E. P. H. (2001). Modeling underwater light climate in relation to sedimentation, resuspension, water quality and autotrophic growth. *Hydrobiologia*, 444(18):25–42.
- Wanninkhof, R. (1992). Relationship between wind speed and gas exchange over the ocean. *Geophysical research*, 97(C5):7373–7382.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Academic Press.
- Wezernak, C. T. and Gannon, J. J. (1967). Oxygen-Nitrogen Relationships in Autotrophic Nitrification. *Appl. Environ. Microbiol.*, 15(5).
- Zhu, Y., McCowan, A., and M., C. L. (2017). Effects of changes in nutrient loading and composition on hypoxia dynamics and internal nutrient cycling of a stratified coastal lagoon. *Biogeosciences.*, 14(19):4423–4433.

Apéndice A

Apéndice 1: Instrumentación

Instrumento y/o sensor	Desarrollador(es)	Modelo	Instalación
Datalogger	Campbell Scientific	<i>CR1000</i>	E. Meteorológica
Batería 12 [V]	Campbell Scientific	<i>KB1275</i>	E. Meteorológica
Panel solar 10 [W]	BP Solar	<i>SX10M</i>	E. Meteorológica
Temperatura y HR	Vaisala	<i>HMP – L11</i>	E. Meteorológica
Piranómetro	Li-cor	<i>LI200X</i>	E. Meteorológica
Barómetro	Vaisala	<i>PTB110</i>	E. Meteorológica
Anemómetro y veleta	Wind Sentry	03002	E. Meteorológica
Temperatura del agua	HOBO	<i>U22 – 001</i>	Columna de agua
Conductividad eléctrica	HOBO	<i>U24 – 001</i>	Columna de agua
Oxígeno disuelto	HOBO	<i>U26 – 001</i>	Columna de agua
Batería 12 [V]	Campbell Scientific	<i>KB1275</i>	Irgason
Anemómetro sónico/Gases infrarrojo	Campbell Scientific	<i>EC100</i>	Irgason
Datalogger	Campbell Scientific	<i>CR3000</i>	Irgason
Temperatura	Campbell Scientific	107	Irgason
Barómetro	Vaisala	<i>PTB110</i>	Irgason

Tabla A.1: Listado de instrumentos

Apéndice B

Apéndice 2: Métodos de análisis Hach

Instrumento de muestreo

Para tomar las muestras de agua se cuenta con un wáter sampler o botella de van Dorn. Este instrumento es de fácil uso y permite obtener un volumen de agua a una determinada profundidad. Consiste en un recipiente cilíndrico dispuesto de manera vertical, que al dejar caer un peso se cierra y permite extraer la muestra de agua.

Modo de uso:

1. Mantener el instrumento en posición vertical.
2. Fijar el sistema de seguro para mantener la botella abierta.
3. Sumergir la botella a la profundidad específica definida para el muestreo.
4. Soltar el peso, y mantener firme la cuerda.
5. Soltar el peso, y mantener firme la cuerda.
6. Extraer la botella del agua con cuidado de no abrirla.
7. Para extraer la muestra se puede abrir el paso ubicado en la parte inferior de la botella.

Al envasar las muestras para su transporte, enjuagar 3 veces los envases con el agua de la muestra y luego almacenar la muestra definitiva.

Preparación del análisis

A continuación se delinear los pasos para analizar las muestras en el laboratorio Calidad del Agua Gabriela Castilla del Departamento de Ingeniería Civil de la Universidad de Chile. Se detalla el uso de instrumentos y de reactivos Hach para el análisis de cada parámetro: amonio, nitrato y fosfato. Una vez obtenidas las muestras de agua en terreno se recomienda realizar el análisis correspondiente antes de 48 [hr]. Si transcurre más tiempo podrían existir alteraciones en los resultados del análisis y no ser representativo de la laguna.

Los procedimientos de análisis de cada uno de los indicadores se encuentran en el manual digital del espectrofotómetro DR5000 que está disponible en el Laboratorio de Calidad del Agua. Los métodos dependen del rango de concentración, alto o bajo, en que se espera

encontrar cada uno de los parámetros en el agua. Es importante tener una previa estimación del valor que se desea medir para así escoger el método conveniente de medición.

Se requiere de botellas de muestreo apropiadas para el almacenamiento de las muestras. En algunos métodos es necesario titularlas o neutralizarlas, por lo que se recomienda contar con botellas de polietileno de alta densidad. Durante el trayecto desde el lugar de muestreo hasta el lugar de análisis se deben mantener las muestras en frío.

Análisis de nitrato: método 10206, dimetilfenol

Almacenar la muestra extraída en terreno en botellas limpias a 4°C o menos si la muestra se tiene que analizar en las 24 a 48 horas siguientes. Calentar a $20\text{-}23^{\circ}\text{C}$ previo a realizar el análisis. Disponer del conjunto de reactivos de nitrato RA TNT 835, pipeteador para muestras de 0.2 [ml] y punta de pipeteador. Además, es imprescindible disponer de un portacubetas y papel absorbente para limpiar la cubeta.

Uso del equipo:

1. Pipetear 1 [ml] de muestra en la cubeta de reactivo
2. Pipetear 0.2 [ml] de solución A en la cubeta.
3. Tapar y agitar lentamente invirtiendo la cubeta de reacción 2-3 veces hasta que las rayas de solución no sean visibles.
4. Espere 15 minutos.
5. Una vez suene el temporizador, limpie cuidadosamente el exterior de la cubeta preparada e insértela en el portacubetas del espectrofotómetro. Cierre la tapa y mida el valor botella.

Análisis del fósforo reactivo (ortofosfato): Método 8084, del ácido ascórbico

Uso del DR5000:

1. Seleccionar el test en el equipo
2. Insertar adaptador para cubeta cuadrada de cara al usuario
3. Llenar una cubeta cuadrada hasta la marca de 10 [ml] con la muestra
4. Añadir el contenido de un sobre de PhosVer 3 en polvo. Tapar la cubeta y agitar durante 30 [s].
5. Temporizar 2 [min] de reacción.
6. Preparación del blanco: llenar una cubeta cuadrada hasta los 10 [ml] con agua destilada.
7. Limpiar bien ambas cubetas con papel absorbente.
8. Colocar el blanco en el portacubetas del DR5000 y cerrar la tapa. Fijar blanco.
9. Colocar la muestra en el portacubetas y medir.

Análisis del nitrógeno amoniacal: Método 10031, salicilato

Si el análisis no será realizado de inmediato, se deben conservar las muestras en botellas de muestreo limpias y reducir el pH a 2 o inferior con al menos 2 [ml] de ácido clorhídrico. Antes

del análisis se debe calentar a temperatura ambiente y neutralizar el pH a 7 con hidróxido 5 N.

Disponer de reactivo de nitrógeno amoniacal Test N Tube AmVer de rango alto, micro embudo, pipeta y puntas de pipeta.

Uso del equipo:

1. Seleccionar el test en el equipo DR5000
2. Muestra: Añadir 0.1 [ml] de muestra a un test N Tube de reactivo AmVer.
3. Blanco: Añadir 0.1 [ml] de agua destilada a un test N Tube de reactivo AmVer.
4. A cada tubo agregar un sobre de reactivo cianurato de amoniacal en polvo.
5. A cada tubo agregar un sobre de reactivo salicilato de amoniacal en polvo.
6. Tapar bien los tubos y agitar volteando hacia arriba y abajo 10 veces.
7. Temporizar 20 [min].
8. Limpiar ambos tubos y colocar el blanco en el portacubetas del equipo. Fijar blanco.
9. Colocar el tubo con la muestra preparada en el portacubetas del equipo y medir.

Apéndice C

Apéndice 3: Cálculo de alcalinidad total

Para el cálculo de la alcalinidad total se consideraron los sistemas del carbonato, fosfato y amonio. Lo anterior debido a las altas concentraciones de nutrientes medidas en la laguna Carén. El nitrato no fue considerado debido a que por su baja actividad no contribuye a la alcalinidad del agua (Jenkins and Snoeyink, 1980).

Se consideró la actividad de las especies igual a 1, esto dado que en aguas dulces las fuerzas electroestáticas son bajas.

A su vez los valores de pH medidos en la laguna son mayores a 6, esto deriva en que para el sistema carbonato las concentraciones de H_2CO_3 sean bajas debido a que esta especie es un ácido fuerte. Lo anterior se traduce en lo siguiente:

$$\begin{aligned} [CO_{2(aq)}] &= cte \\ [H_2CO_3^*] &= [H_2CO_3] + [CO_{2(aq)}] \\ [H_2CO_3] &\ll [CO_{2(aq)}] \\ [H_2CO_3^*] &\cong [CO_{2(aq)}] \end{aligned} \tag{C.1}$$

De los supuestos anteriores se deriva la siguiente ecuación:

$$Alc_{total} = C_{T,CO_3} \cdot (\alpha_{1,CO_3} + 2 \cdot \alpha_{2,CO_3}) + \frac{k_w}{[H^+]} - [H^+] + 2 \cdot \alpha_{3,PO_4} \cdot C_{T,PO_4} + \alpha_{1,NH_3} \cdot C_{T,NH_3} \tag{C.2}$$

A partir de la ecuación C.2 se puede despejar la concentración total C_{T,CO_3} y obtener la estimación de la concentración de la especie $CO_{2(aq)}$.

$$[CO_{2(aq)}] = \alpha_{0,CO_3} \cdot C_{T,CO_3} \tag{C.3}$$

Los coeficientes del sistema carbonato se obtienen a partir de las ecuaciones C.4, C.5 y C.6.

$$\alpha_{0,CO_3} = \frac{1}{1 + \frac{K_{a1,CO_3}}{[H^+]} + \frac{K_{a1,CO_3} \cdot K_{a2,CO_3}}{[H^+]^2}} \quad (C.4)$$

$$\alpha_{1,CO_3} = \frac{1}{1 + \frac{[H^+]}{K_{a1,CO_3}} + \frac{K_{a2,CO_3}}{[H^+]}} \quad (C.5)$$

$$\alpha_{2,CO_3} = \frac{1}{1 + \frac{[H^+]}{K_{a2,CO_3}} + \frac{[H^+]^2}{K_{a1,CO_3} \cdot K_{a2,CO_3}}} \quad (C.6)$$

Para el sistema de amonio el coeficiente α_{1,NH_3} se determina con:

$$\alpha_{1,NH_3} = \frac{[NH_3]}{[NH_3] + \frac{[H^+] \cdot [NH_3]}{K_{a1,NH_3}}} \quad (C.7)$$

Para el sistema de fosfato se emplea la ecuación C.8.

$$\alpha_3 = \frac{K_{a1,PO_4} \cdot K_{a2,PO_4} \cdot K_{a3,PO_4}}{[H^+]^3 + [H^+]^2 \cdot K_{a1,PO_4} + [H^+] \cdot K_{a1,PO_4} \cdot K_{a2,PO_4} + K_{a1,PO_4} \cdot K_{a2,PO_4} \cdot K_{a3,PO_4}} \quad (C.8)$$

Apéndice D

Apéndice 4: Cálculo de salinidad

A continuación se detalla la metodología utilizada para el cálculo de salinidad (Sal [psu]) a partir de los registros de conductividad eléctrica (C_E [$\mu S/cm$]) y de temperatura (T [$^{\circ}C$]) en el agua. Los cálculos fueron basados en el método deAPHA (2012) y en el procedimiento descrito por Lewis (1980).

$$Sal = a_o + a_1 \cdot R_t^{1/2} + a_2 \cdot R_t + a_3 \cdot R_t^{3/2} + a_4 \cdot R_t^2 + a_5 \cdot R_t^{5/2} + \Delta Sal \quad (D.1)$$

donde, ΔSal está dado por la ecuación D.2, los coeficientes a_i ($i = 1..,5$) se resumen en la tabla D.1 y el término R_t está dado por la ecuación D.3.

$$\Delta Sal = f(T) \cdot (b_o + b_1 \cdot R_t^{1/2} + b_2 \cdot R_t + b_3 \cdot R_t^{3/2} + b_4 \cdot R_t^2 + b_5 \cdot R_t^{5/2}) \quad (D.2)$$

donde, los coeficientes b_j ($j = 1..,5$) se enlistan en la tabla D.1. $f(T)$ es una función que depende la temperatura en grados celsius y se define según la ecuación D.4.

$$R_t = \frac{C(Sal, T)}{C(35, 15) \cdot r_t} \quad (D.3)$$

El término R_t (Lewis, 1980) es el radio de conductividad eléctrica de la muestra de agua y se determina por la conductividad medida in situ ($C(Sal, T)$ [psu]) sobre la conductividad de una solución estándar ¹ de KCL a $15^{\circ}C$ corregida por temperatura según la función r_t .

$$f(T) = \frac{(T - 15)}{1 + 0,0162 \cdot (T - 15)} \quad (D.4)$$

$$r_t = c_o + c_1 \cdot T + c_2 \cdot T^2 + c_3 \cdot T^3 + c_4 \cdot T^4 \quad (D.5)$$

¹Solución de KCL de 32.4356 g de masa de soluto en 1 kg de masa de solución cuya conductividad equivale a 35 [psu] a una temperatura de $15^{\circ}C$

Coefficiente	Valor	Coefficiente	Valor	Coefficiente	Valor
a_o	0,0080	b_o	0,0005	c_o	$6,6097 \cdot 10^{-1}$
a_1	-0,1692	b_1	-0,0056	c_1	$2,00564 \cdot 10^{-2}$
a_2	25,3851	b_2	-0,0066	c_2	$1,104259 \cdot 10^{-4}$
a_3	14,0941	b_3	-0,0375	c_3	$-6,9698 \cdot 10^{-7}$
a_4	-7,0261	b_4	0,0636	c_4	$1,0031 \cdot 10^{-9}$
a_4	2,7081	b_4	-0,0144	—	—

Tabla D.1: Coeficientes cálculo de salinidad

Las ecuaciones descritas anteriormente son válidas para un rango de $T(^{\circ}C)$ $[-2, 35]$ y un rango de Sal (psu) estimado entre $[2, 42]$. Al ser la laguna Carén un cuerpo de agua dulce, el rango de salinidad esperado es de 0 psu a 1 psu, por esto se emplea la corrección de salinidad para agua dulce propuesta por APHA (2012):

$$Sal' = Sal - \frac{d_o}{1 + 1,5X + X^2} - \frac{d_1 \cdot f(T)}{1 + Y^{1/2} + Y^{3/2}} \quad (D.6)$$

donde, Sal' es la salinidad corregida para agua dulce y Sal es la salinidad calculada con la ecuación D.1. Los otros términos de la ecuación se definen según:

- $d_o = 0,008$
- $d_1 = 0,0005$
- $X = 400R_T$
- $Y = 100R_T$

Apéndice E

Apéndice 5: Resultados

E.1. Calibración a nivel diario

Con el objetivo de estudiar las dinámica intradiaria de la laguna Carén observada en las mediciones de terreno, se realizó una calibración para los días 25-09-18 a 27-09-18 (ciclo 1) y posteriormente una validación para los días 22-12-17 a 24-12-17 (ciclo 2). Para el ciclo 2 se tienen mediciones de oxígeno disuelto a 2 profundidades, por lo que se complementó la información con el promedio de OD en el fondo de la laguna de 1.4 [mg/l] registrado por Román (2017).

Los parámetros de calibración son los mismos que a nivel estacional y se indicaron en la tabla 4.4.

Los resultados de la validación de oxígeno disuelto (figura E.1) indican que existe un consumo subestimado o no cuantificado en el modelo. Este consumo se puede deber a la respiración del zooplankton presente en el ecosistema que no fue modelado en este estudio. A su vez, el consumo de los sedimentos fue estimado experimentalmente, sin embargo se requiere una mayor caracterización de este para modelar los flujos en la interfaz agua-sedimentos.

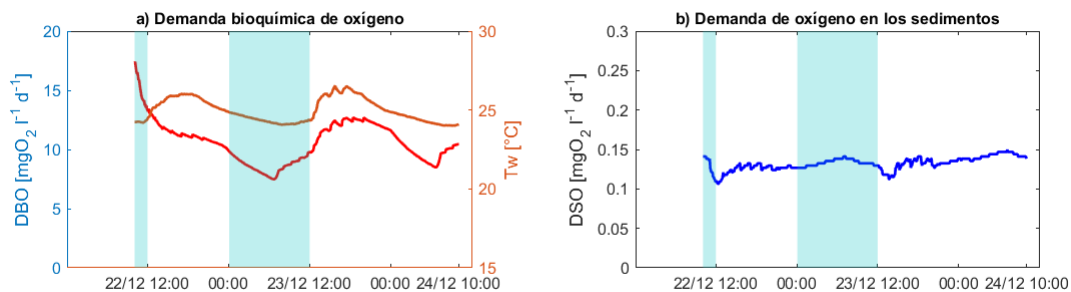


Figura E.3: Resultados de calibración para el ciclo 2 de DBO y DSO

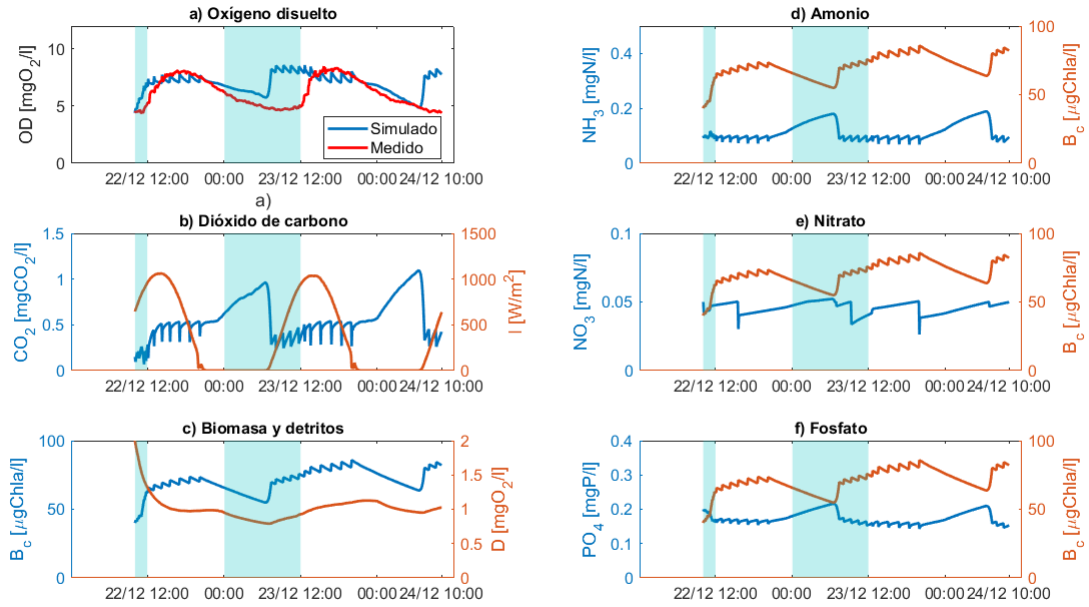


Figura E.1: Resultados de calibración de las variables de estado para el ciclo 2 (22-12-17 a 24-12-17)

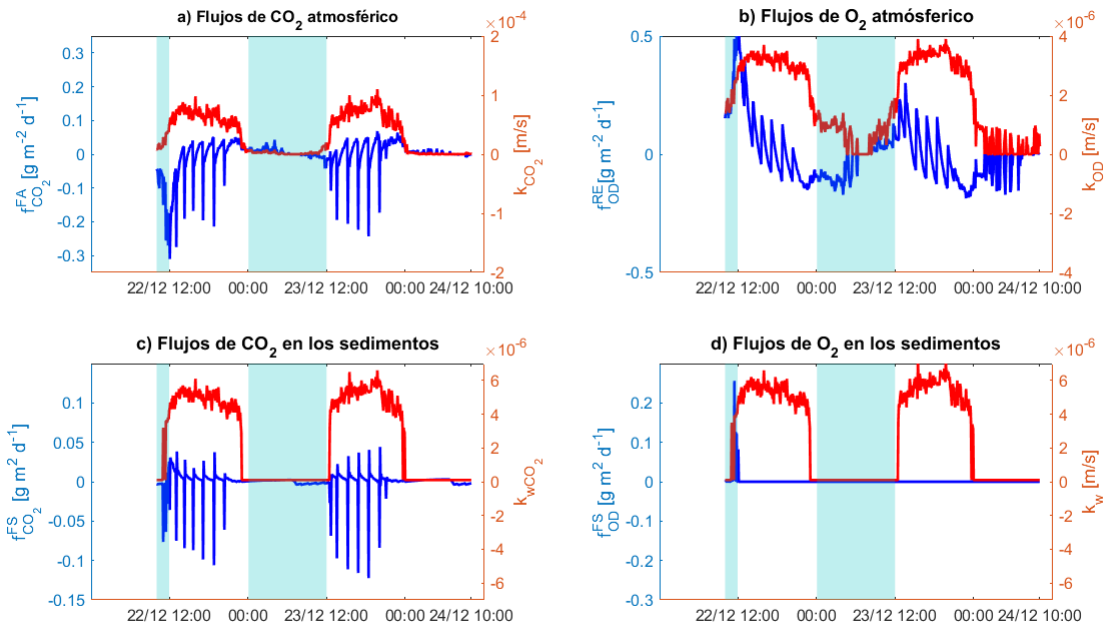


Figura E.2: Resultados de calibración para el ciclo 2 de flujos de oxígeno y dióxido de carbono en interfaces aire-agua y agua-sedimentos