

UCH-FC
B. Ambiental
P 626
C.1



UNIVERSIDAD DE CHILE – FACULTAD DE CIENCIAS – ESCUELA DE PREGRADO

“Difusión superficial de Gases de Efecto Invernadero en el embalse Rapel y su relación con la calidad del agua”

Seminario de Título entregado a la Universidad de Chile en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Biólogo con Mención en Medio Ambiente.

D'ANGELO PIETRO DURÁN AYALA

MSc. Irma Vila Pinto
Director del Seminario de Título

MSc. Ing. Claudia Mellado Tigre
Co-Director 1

Dr. Manuel Contreras Leiva
Co-Director 2

Enero 2015
Santiago - Chile



INFORME DE APROBACIÓN SEMINARIO DE TÍTULO

Se informa a la Escuela de Pregrado de la Facultad de Ciencias, que el Seminario de Título presentado por el candidato:

D´Angelo Pietro Durán Ayala

“Difusión superficial de Gases de Efecto Invernadero en el embalse Rapel y su relación con la calidad del agua”

Ha sido aprobado por la Comisión evaluadora y revisora, como requisito parcial, para optar al título profesional de Biólogo con Mención en Medio Ambiente.

MSc. Irma Vila Pinto
Directora del Seminario de Título

Firma manuscrita en azul sobre una línea horizontal.

MSc. Ing. Claudia Mellado Tigre
Co-Directora 1 del Seminario de Título

Firma manuscrita en azul sobre una línea horizontal.

Dr. Manuel Contreras Leiva
Co-Director 2 Seminario de Título

Comisión Revisora y Evaluadora

Dr. David Veliz Baeza
Presidente

Firma manuscrita en azul sobre una línea horizontal.

Dra. Alejandra González Vásquez
(Reemplaza a MSc. Sylvia Copaja)
Evaluadora

Firma manuscrita en azul sobre una línea horizontal.

Santiago de Chile, marzo de 2014

Biografía



Nací en Lomas de Zamora en Argentina, país donde viví una feliz infancia. A los 7 años llegué a Chile con mi familia, donde crecí en un ambiente mezclado de amor y disciplina. Desde pequeño sentí amor por la naturaleza; paisajes, árboles y animales, estos escenarios naturales siempre fueron motivo de mi contemplación y aprecio.

Luego de un entretenido paso por el colegio, trabajé en la administración en un par de lugares, junté recursos y ganas, y me preparé para ingresar a la universidad.

Siempre soñé con estudiar en la universidad de Chile, y gracias a Dios tuve la enorme bendición de estudiar aquello que siempre quise. Aunque costó mucho, pero aquí se termina finalmente esta parte del viaje.

Mi vida siguió siendo bendecida, pues aun sin terminar de estudiar, encontré trabajo en la empresa N° 1, lugar donde me acogieron y prestaron todo el apoyo necesario, tal como lo siguen haciendo hasta hoy.

Soy un hombre feliz porque tengo a Cristo en mi corazón y porque con el pasar del tiempo me doy cuenta que soy un real aporte para los que me rodean, desde el punto de vista profesional y humano. Tengo una gran familia, tengo los mejores padres, tengo una mujer que me ama como nadie, tengo grandes amigos fieles, tengo salud, tengo trabajo,... ¿Qué más puedo pedir?

Dedicatoria

Dedico este esfuerzo a mis padres, por su incasable esfuerzo, por darme hasta de lo que no había y en especial por su preocupación por que un día aprendiera donde encontrar la plenitud y la felicidad reales.

¡Gracias viejos míos!, no hay nadie como Ustedes.

Agradecimientos

Quiero en primer lugar y de manera exclusiva agradecer a Dios por haberme regalado los padres que tengo, por haberme entregado los mejores amigos, por haberme guiado a entrar a la mejor Universidad, por haber puesto en mi camino a la mujer que cualquier hombre desearía tener; por haberme traído al mejor lugar para trabajar.

Quiero agradecerle a Dios por siempre dar lo mejor y lo perfecto a este humilde cristiano, que de perfecto no tiene nada.

Índice de Contenidos

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
I. INTRODUCCIÓN	3
1.1 Efecto Invernadero	7
1.2 Gases de Efecto Invernadero (GEI)	9
1.3 GEI en cuerpos de agua	10
1.3.1 Dinámica del Metano (CH ₄)	13
1.3.2 Dinámica del Dióxido de Carbono (CO ₂)	16
1.4 GEI en embalses	19
1.5 GEI en Chile	23
1.6 Hipótesis	27
1.7 Objetivos	28
1.7.1 Objetivo general	28
1.7.2 Objetivos específicos	28
II. MATERIALES Y MÉTODOS	29
2.1 Área de estudio	29
2.2 Diseño muestral	32
2.2.1 Estaciones de muestreo	32
2.3 Medición de parámetros en terreno	36
2.3.1 Medición de velocidad del viento	36
2.3.2 Registro de calidad de agua superficial y de fondo	36
2.3.3 Medición de concentración de Clorofila <i>a</i> y nutrientes	38
2.3.4 Cuantificación de fitoplancton en columna de agua	39
2.3.5 Registro de transparencia con Disco Secchi	40
2.3.6 Potencial Redox en sedimentos	40
2.3.7 Registro de perfiles en columna de agua con sonda CTD	40
2.3.8 Medición continua de presión y temperatura	41
2.3.9 Medición de flujo superficial de Dióxido de Carbono (CO ₂) y Metano (CH ₄)	41
2.4 Calculo del flujo difusivo superficial	45
2.5 Análisis Estadístico	46
III. RESULTADOS	48
3.1 Variables climáticas	48
3.1.1 Velocidad del viento	48
3.1.2 Temperatura del aire y presión atmosférica	50
3.2 Calidad de agua	50
3.2.1 Temperatura del agua	50
3.2.1.1 Perfil vertical de la temperatura del agua	55
3.2.2 Oxígeno Disuelto	56
3.2.2.1 Perfil vertical de la concentración de Oxígeno disuelto	59
3.2.3 Valores de pH	60
3.2.3.1 Perfil vertical de pH	62
3.2.4 Potencial Redox (Eh)	63

3.2.4.1 Perfil vertical de Potencial Redox	64
3.2.5 Turbidez	66
3.2.5.1 Perfil vertical de Turbidez	67
3.2.6 Radiación Fotosintéticamente Activa (PAR)	68
3.2.6.1 Perfil vertical de PAR	70
3.2.7 Clorofila <i>a</i>	71
3.2.7.1 Perfil vertical de Concentración de Clorofila <i>a</i>	73
3.3 Otros parámetros	74
3.3.1 Nutrientes	74
3.3.2 Potencial Redox de los sedimentos	75
3.3.3 Fitoplancton	76
3.3.4 Transparencia	78
3.4 Flujo de Gases	79
3.4.1 Flujo de Dióxido de Carbono (CO ₂)	79
3.4.2 Flujo de Metano (CH ₄)	80
3.5 Análisis de correlación	86
3.6 Resumen de Resultados	96
3.6.1 El Muro	96
3.6.2 Las Balsas	98
3.6.3 Alhué	100
IV. DISCUSIÓN	102
4.1 Flujo de Dióxido de Carbono (CO ₂) en el embalse Rapel	102
4.2 Flujo de Metano (CH ₄) en el embalse Rapel	106
4.3 Contexto global	110
V. CONCLUSIONES	118
VI. BIBLIOGRAFÍA	121

Índice de Tablas

Nº de Tabla	Título de la Tabla	Página
Tabla 1	Parámetros morfométricos del embalse Rapel, caracterizando las tres principales sub cuencas. Fuente: Contreras y col., 1994.	29
Tabla 2	Ubicación geográfica de las estaciones de monitoreo emplazadas en el embalse Rapel. Se consideró un Datum WGS85 y un elipsoide 19H.	30
Tabla 3	Promedio mensual de variables fisicoquímicas para el periodo Diciembre 2009 – Marzo 2010 (Fuente: CEA, 2010). * Corresponde al valor promedio de verano del periodo 2000-2008 (Fuente: POCH AMBIENTAL S.A., 2008).	31
Tabla 4	Valores promedio de la velocidad del viento para las tres estaciones, la desviación estándar (DS), y los valores mínimo y máximo. Además se presenta el número de mediciones realizadas en cada estación de monitoreo.	44
Tabla 5	Valores promedio de la presión y temperatura ambientales para las tres estaciones, la desviación estándar (DS), y los valores mínimo y máximo. Además del número de mediciones en cada estación.	46
Tabla 6	Se muestra el valor promedio de la temperatura superficial y de fondo de la columna de agua para las tres estaciones, desviación estándar, y los valores mínimo y máximo, además del número de mediciones realizadas en cada estación de monitoreo.	48
Tabla 7	Se muestra el valor promedio del Oxígeno Disuelto Superficial y del fondo de la columna de agua para las tres estaciones, desviación estándar, y los valores mínimo y máximo, además del número de mediciones en cada estación.	51
Tabla 8	Se muestra el valor promedio del pH Superficial y del fondo de la columna de agua para las tres estaciones, desviación estándar, y los valores mínimo y máximo además del número de mediciones en cada estación.	54
Tabla 9	Valor promedio del Potencial Redox Superficial y del fondo de la columna de agua para las tres estaciones, desviación estándar, y los valores mínimo y máximo, además del número de mediciones realizadas en cada estación.	56

Tabla 10	Promedio de turbidez superficial y del fondo en la columna de agua de las tres estaciones de monitoreo, se presenta la desviación estándar, los valores mínimo y máximo, y el número de mediciones realizadas en cada estación.	58
Tabla 11	Promedio de radiación PAR en la zona superficial y del fondo en la columna de agua de las tres estaciones de monitoreo, se presenta la desviación estándar, los valores mínimo y máximo, y el número de mediciones realizadas en cada estación.	60
Tabla 12	Valor promedio de la concentración de clorofila <i>a</i> superficial en las tres estaciones. Se presenta la desviación estándar, valor mínimo y máximo. Además del número de mediciones en cada estación.	62
Tabla 13	Concentración de nutrientes en el agua superficial y del fondo de las tres estaciones. Se presenta la desviación estándar, valor mínimo y máximo. Los valores bajo el límite de detección del método analítico se muestran como BLD.	65
Tabla 14	Potencial Redox medido en los sedimentos del fondo de las tres estaciones de monitoreo en el Embalse Rapel.	65
Tabla 15	Biomasa de Fitoplancton, en células por litro, registrado en la columna de agua de las tres estaciones de muestreo en el Embalse Rapel, se presenta el porcentaje relativo de cada especie, el total de células por estación y cantidad de especies encontradas.	66
Tabla 16	Valor promedio diario de la conductividad eléctrica de la columna de agua (superficie y fondo, integradas). Se presenta la desviación estándar, valor mínimo y máximo. Además del número de mediciones realizadas en cada estación de monitoreo.	68
Tabla 17	Valor promedio diario de transparencia del agua medida con Disco Secchi. Se presenta la desviación estándar, valor mínimo y máximo. Además del número de mediciones realizadas en cada estación de monitoreo.	68
Tabla 18	Valor promedio diario del flujo de CO ₂ y CH ₄ en las tres estaciones del embalse Rapel. Se presenta también la desviación estándar (DS), el valor mínimo y máximo y el número de mediciones.	70
Tabla 19	Análisis de la varianza (ANDEVA) para la variable Flujo de CO ₂ , en función de la estación y del rango horario de las mediciones. En rojo se presentan los factores que presentaron correlación con significancia estadística (valor de "p"<0,05).	72

Tabla 20	Análisis de la varianza (ANDEVA) para la variable Flujo de CH ₄ , en función de la estación y del rango horario de las mediciones. En rojo se presentan los factores que presentaron correlación con significancia estadística.	73
Tabla 21	Test <i>post hoc</i> de Tukey; entre los flujos de gases y la estación de medición. En rojo se muestran los factores que presentaron significancia estadística.	73
Tabla 22	Valor del Coeficiente de correlación de Spearman para cada variable considerada en función del flujo de CO ₂ y de CH ₄ . Solo se presentan las variables que presentaron un coeficiente con significancia estadística ($p < 0.05$).	74
Tabla 23	Lista de datos de mediciones de flujo difusivo superficial de CH ₄ registrado en diferentes embalses. Las mediciones fueron todas realizadas con el método de la cámara flotante, y durante la estación seca. Se muestra también cita bibliográfica correspondiente a cada estudio.	82
Tabla 24	Listado de datos de mediciones de flujo difusivo superficial de CO ₂ registrado en diferentes embalses. Las mediciones fueron todas realizadas durante la estación seca. Se muestra también cita bibliográfica correspondiente a cada estudio.	85

Índice de Figuras

N° de Figura	Título de la figura	Página
Figura 1	Cambios observados en: a) el promedio mundial de la temperatura del aire en superficie; b) el promedio mundial del nivel del mar según datos mareográficos; y c) la cubierta de nieve del Hemisferio Norte en el período marzo-abril. Todas las diferencias han sido obtenidas respecto de los promedios correspondientes al período 1961-1990. Las curvas alisadas representan promedios decenales, mientras que los círculos denotan valores anuales. Las áreas sombreadas representan los intervalos de incertidumbre estimados en base a un análisis completo de las incertidumbres conocidas (a y b) y de las series temporales c) (Le Treut y col., 2007).	5
Figura 2	Estimación del balance energético anual y global de la Tierra. Fuente: modificado de Kiehl and Trenberth, 1997.	7
Figura 3	Flujo de carbono y electrones a través de varios grupos tróficos de microorganismos envueltos en la degradación metanogénica de la materia orgánica compleja en un hábitat anóxico dulceacuícola. Grupos de bacterias envueltas: 1) bacterias fermentativas primarias; 2) metanógenos oxidantes del Hidrógeno; 3) metanógenos clivadores (separadores) del acetato; 4) bacterias fermentativas secundarias (sintróficas); 5) bacterias homoacetogénicas. I, II y III, son los pasos en la degradación. Basado en Zehnder y col., 1982; modificado a partir de Schink, 1991.	10
Figura 4	Formas disueltas de CO ₂ en agua, en función del pH y de la temperatura. Fuente: Willen, 2009.	17
Figura 5	Dinámica del CO ₂ y CH ₄ en un embalse de agua dulce con un Hipolimnion Anóxico. Fuente: UNESCO – IHA, 2008.	19
Figura 6	Distribución global de embalses hidroeléctricos (HR), expresada como la proporción del número global total de embalses construidos en cada continente, la proporción del área global de HR en cada continente y el número de HR estudiados en cada uno de estos. El gradiente azul indica la capacidad hidroeléctrica instalada. El tamaño del círculo negro es proporcional al número de publicaciones científicas relacionadas con la emisión de GEI desde embalses hidroeléctricos localizados en cada país. El porcentaje del número total y del área total de embalses hidroeléctricos fue calculado basado en ICOLD (2007). El número de publicaciones científicas publicadas acerca de las emisiones de GHG fue extraído de Barros y col., 2011, Chanudet y col., 2011, Wang y col., 2011, y Zheng y col., 2011.	20

Figura 7	Esquema y vista general batimétrica del embalse Rapel en su tres subcuencas. Fuente: modificado de Contreras y col., 1994.	28
Figura 8	Ubicación de estaciones en embalse Rapel, VI Región, Chile. Fuente: Google Earth 2012.	31
Figura 9	A) Mapa de distribución de concentración de Clorofila <i>a</i> total ($\mu\text{g/L}$) estimado a través del método de teledetección con imágenes hiperespectrales en el embalse Rapel (10 febrero 2010). Datum WGS84. B) Mapa de distribución de sólidos suspendidos totales ($\mu\text{g/L}$). Fuente: CEA, 2010.	32
Figura 10	Esquema del sistema de medición del flujo de gases de efecto invernadero desde cuerpos de agua. 1.) Cámara Flotante, 2.) Bomba de Recirculación, 3.) Fuente de voltaje variable, 4.) Filtro de Humedad, 5.) Flujómetro, 6.) Sistema de Llaves, 7.) Analizador, 8.) Bomba de Vacío, 9.) Notebook, 10.) Extensión Eléctrica, 11.) Inversor de Voltaje, y 12.) Baterías de Ciclo Profundo. Fuente: CEA (2012).	39
Figura 11	Instrumentos para la toma de datos en terreno: a) Sonda submarina, b) Anemómetro Portátil, c) Disco Secchi para lagos, d) Kit manual de filtración para muestras de agua, e) extracto filtrado a partir de una muestra de agua, f) Sonda Multiparamétrica para calidad de agua <i>in situ</i> , g) Cámara flotante para muestreo de flujo de gases superficial, h) Sistema de análisis de gases PICARRO, i) Draga para muestreo de sedimento de fondo, j) red de arrastre para muestreo de fitoplancton, k) sensor de temperatura (termistor) y l) sensor de presión y temperatura.	42
Figura 12	Variación diaria de la velocidad del viento en las tres estaciones de monitoreo del embalse Rapel. Las barras verticales corresponden a la desviación estándar de cada conjunto de datos.	45
Figura 13	Variación diaria de la presión y temperatura ambientales en las tres estaciones del embalse Rapel. Los datos corresponden a valores medidos en el interior de la embarcación	46
Figura 14	Variación diaria de la temperatura del agua en las tres estaciones. Arriba: Curva diaria de temperatura del agua Superficial, Abajo: Curva diaria de temperatura del agua de fondo. Las barras verticales corresponden a la desviación estándar del conjunto datos por estación.	48
Figura 15	Perfiles de temperatura del agua elaborados a partir de datos registrados con sonda CTD. Se presentan los valores promedios diarios por cada metro de profundidad y para cada estación de monitoreo. Las barras de error corresponden a la desviación estándar de cada conjunto de datos (Variación intradiaria).	50

Figura 16	Variación diaria de la concentración de Oxígeno Disuelto en el agua Superficial (Arriba) y de Fondo (Abajo). Las barras de error corresponden a la desviación estándar de cada conjunto de datos; no se grafican las barras que abarcan valores negativos.	52
Figura 17	Perfiles de oxígeno disuelto en la columna de agua elaborado a partir de mediciones con sonda CTD (6 para LR-M, 9 para LR-B y 8 para LR-A). Se presentan los valores promedios diarios por cada metro de profundidad y para cada estación de monitoreo. Las barras de error corresponden a la desviación estándar de cada conjunto de datos (variación intradiaria).	53
Figura 18	Perfiles de pH en la columna de agua elaborados a partir de mediciones con sonda CTD. Se presentan los valores promedios diarios por cada metro de profundidad y para cada estación de monitoreo. Las barras de error corresponden a la desviación estándar de cada conjunto de datos (variación intradiaria).	55
Figura 19	Valor promedio diario del Potencial Redox en cada metro de columna de agua, para las tres estaciones. Las barras de error corresponden a la desviación estándar del conjunto de datos de cada punto graficado.	57
Figura 20	Valor promedio diario de la Turbidez por cada metro de columna de agua, en las tres estaciones. Las barras de error corresponden a la desviación estándar del conjunto de datos de cada punto graficado.	59
Figura 21	Valor promedio diario de la radiación fotosintéticamente activa (PAR) por cada metro de columna de agua, en las tres estaciones. Las barras de error corresponden a la desviación estándar del conjunto de datos de cada punto graficado.	61
Figura 22	Promedio diario de la concentración en superficie (0,10 m) de Clorofila <i>a</i> , en las tres estaciones. Las barras de error corresponden a la desviación estándar del conjunto de datos de cada punto graficado.	62
Figura 23	Perfil del valor promedio diario de la concentración de Clorofila "a" en cada metro de columna de agua, para las tres estaciones. Las barras de error corresponden a la desviación estándar del conjunto de datos de cada punto graficado.	63
Figura 24	Composición porcentual del fitoplancton registrado en la columna de agua de las tres estaciones en el Embalse Rapel. Se presenta el listado de especies y su aporte porcentual (biomasa) al total registrado en cada estación de monitoreo.	67
Figura 25	Variación diaria del flujo de CO ₂ (arriba) y del flujo de CH ₄ (abajo, notar que está en escala logarítmica) en las tres estaciones del embalse Rapel. Las barras de error corresponden a la desviación estándar del conjunto de datos (por estación).	71

Figura 26	Promedio diario del flujo de CO ₂ (izq.) y de CH ₄ (der.) para las tres estaciones del embalse Rapel. Las barras de error corresponden a la desviación estándar de cada conjunto de datos. El flujo de CH ₄ es mostrado en escala logarítmica.	72
Figura 27	Regresión Lineal del flujo de CO ₂ en función de la velocidad del viento, en base al conjunto total de datos.	74
Figura 28	Regresión Lineal del flujo de CO ₂ en función del pH del agua en el tramo superior (0-1 m), en base al conjunto total de datos.	75
Figura 29	Regresión Lineal del flujo de CO ₂ en función de la turbidez del agua de fondo (último metro del perfil), en base al conjunto total de datos.	76
Figura 30	Regresión Lineal del flujo de CH ₄ en función de la turbidez del agua de superficial (primer metro del perfil de profundidad), en base al conjunto total de datos.	77
Figura 31	Regresión Lineal del flujo de CH ₄ en función de la turbidez del agua de fondo (último metro del perfil de profundidad), en base al conjunto total de datos.	78
Figura 32	Regresión Lineal del flujo de CH ₄ en función de la velocidad del viento, en base al conjunto de datos de las estaciones LR-M y LR-A.	79
Figura 33	Correlación lineal entre el Flujo de CO ₂ y de CH ₄ registrado en las tres estaciones.	80
Figura 34	Correlación lineal entre el flujo de CO ₂ y de CH ₄ registrado en las estaciones LR-M y LR-A.	81
Figura 35	Flujo difusivo superficial de CH ₄ en estación de distintos embalses agrupados por zona climática donde se emplazan. Se muestra el valor registrado para cada estación de monitoreo, asociado a la cubeta correspondiente (barras rojas), y el promedio de las tres como un valor asignado al embalse Rapel en su totalidad (barra celeste).	84
Figura 36	Flujo difusivo superficial de CO ₂ en estación seca de distintos embalses agrupados por zona climática donde se emplazan. Se muestra el valor registrado para cada estación de monitoreo, asociado a la cubeta correspondiente (barras rojas), y el promedio de las tres como un valor asignado al embalse Rapel en su totalidad (barra celeste).	86
Figura 37	Variación anual histórica de la cota del embalse Rapel para los periodos 2011 y 2012. Fuente: Centro de Despacho Económico de Carga del Sistema Interconectado Central, CDEC – SIC, http://www.cdec-sic.cl)	88
Figura 38	Esquema de funcionamiento hidrodinámico de un embalse en relación a la distancia desde el muro (Thorton y col., 1990).	88
Figura 39	Flujo o Corriente de densidad hacia embalses (Thornton, 1990).	89

Lista de Abreviaturas

CEA	Centro de Ecología Aplicada
CTD	Conductivity – Temperature – Depth
GEI	Gases de Efecto Invernadero
IHA	International Hydropower Association
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
PAR	Radiación Fotosintéticamente Activa
PPMV	Partes por millón en volumen
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization

RESUMEN

El objetivo principal de este seminario fue encontrar relaciones entre los flujos difusivos superficiales de CO₂ y CH₄ y variables físicas, químicas y biológicas en el embalse Rapel (Chile Central), que puedan explicar las diferencias espaciales de estos flujos. Los resultados mostraron que el flujo de dióxido de carbono estuvo correlacionado con pH superficial, temperatura del aire y del agua, turbidez y velocidad del viento. Por otro lado, los flujos de metano estuvieron relacionados también con la turbidez y velocidad del viento. Los valores promedio de flujo de CO₂ mostraron que el embalse Rapel tendría la capacidad de absorber este gas, estos valores son comparables con los flujos de represas tropicales y boreales de la literatura, sin embargo los flujos de Rapel excedieron en 3 órdenes de magnitud la capacidad de absorber CO₂. Por otra parte, los flujos promedio de metano permitieron clasificar a este embalse como una fuente del gas, el valor promedio fue comparable con la emisión de embalses tropicales como Miranda y Balbina, en Brasil.

ABSTRACT

The main objective of this study was to find relationships between surface diffusive fluxes of CO₂ and CH₄ (Central Chile) and physical, chemical and biological variables that may explain the spatial differences of its fluxes in Rapel reservoir. Our results showed that carbon dioxide flux relates with surface pH, water and air temperature, turbidity and wind speed. The average values of CO₂ flux showed this reservoir would be able to absorb this gas; these obtained values were comparable with the negative fluxes of tropical and boreal dams described in other countries but the fluxes in Rapel reservoir exceeded in three orders of magnitude the capacity to absorb CO₂. On the other hand, the average fluxes of CH₄ follow to classify this reservoir as a net source of gas and their average value was comparable with tropical reservoirs emissions as Miranda and Balbina in Brazil.

I. INTRODUCCIÓN

Desde el comienzo de la revolución industrial, a mediados del siglo XVIII, la modernización y automatización de los procesos productivos se ha expandido a prácticamente todas las naciones, llegando a altos niveles de desarrollo en países de Asia, Europa y Norteamérica. Este proceso de constante avance tecnológico ha tenido variadas consecuencias a nivel de la biosfera (Vitousek y col., 1997), debido a la explotación de recursos naturales (materias primas), cambio del uso y degradación de los suelos (por actividad agrícola, ganadera y pecuaria principalmente; Houghton, 2005; IPCC, 2013; Lal, 2004; Lal y col., 2004), deforestación, contaminación atmosférica por quema de combustibles fósiles (Olesen y Bindi, 2002; Santilli y col., 2005), contaminación y sobreexplotación de recursos hídricos, entre otras afecciones al ambiente. Sin considerar en este análisis los efectos de dicho proceso sobre la calidad de vida de la población mundial a nivel socioeconómico y cultural, el efecto a escala global de mayor contingencia en el ámbito científico es el Cambio Climático, principalmente generado por la emisión a la atmósfera de cantidades sin precedente histórico de gases derivados de la quema de combustibles fósiles (IPCC, 2013).

Para el Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC, por su sigla en inglés), el término “cambio climático” se refiere a un cambio en el estado del clima identificable a raíz de un cambio en el valor medio y/o en la variabilidad de sus propiedades, y que persiste durante un período prolongado, generalmente cifrado en decenios o en períodos más largos. Este denota todo cambio del clima a lo largo del

tiempo, tanto si es debido a la variabilidad natural como si es consecuencia de la actividad humana (Gates, 1965; Solomon y col., 2007).

Según el IPCC, el aumento de la temperatura superficial promedio de la tierra es inequívoco, como evidencian ya los aumentos observados del promedio mundial de la temperatura del aire y del océano, el deshielo generalizado de nieves y hielos, y el aumento del promedio mundial del nivel del mar (**Figura 1**), entre otros cambios que no tienen precedente sobre escalas de décadas a milenios (IPCC, 2013). Este aumento de temperatura está distribuido por todo el planeta y es más acentuado en las latitudes septentrionales superiores. Las regiones terrestres se han calentado más rápido que los océanos. Este aumento en la temperatura promedio de la tierra es explicado, entre múltiples causas, principalmente por el aumento de efecto invernadero producido por la acción captadora de radiación electromagnética de un conjunto de elementos presentes en la atmósfera terrestre (Solomon y col., 2007; IPCC, 2013).

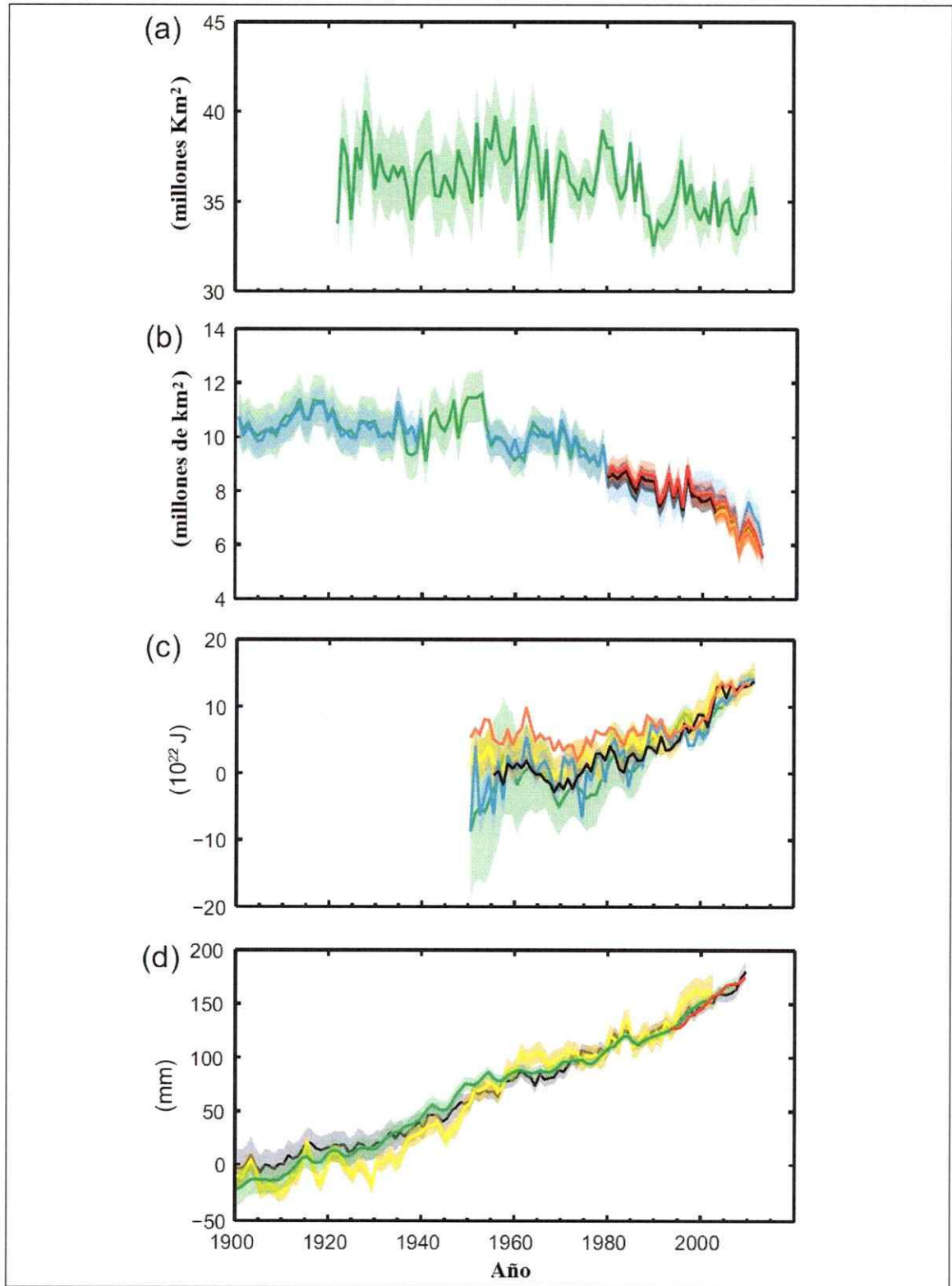


FIGURA 1. Múltiples indicadores observados de un clima global cambiante: a) Extensión de la cubierta promedio de nieve del Hemisferio Norte durante la primavera (Marzo – Abril); b) extensión promedio de hielo del océano ártico durante el verano (Julio – Agosto); c) cambio en el promedio del contenido de calor de la superficial del océano alineado desde 2006 a 2010 y relativo al promedio de todas las bases de datos para 1970; d) promedio global del nivel del mar relativo al promedio de 1900 – 1905, el conjunto de datos de más larga duración, y con todos los conjuntos de datos alineados para tener el mismo valor en 1993, el primer año de datos satelitales alimétricos. Todas las series de tiempo (líneas coloreadas indicando diferentes conjuntos de datos) muestran valores anuales, y donde fue evaluado, las incertezas son indicadas por sombras coloreadas (IPCC, 2013).

La influencia humana sobre el cambio climático global se ha detectado en el calentamiento de la atmósfera y el océano, en los cambios en el ciclo global del agua, en las reducciones de la cubierta de nieve y el hielo, derivando sobre el aumento global del nivel medio del mar, y en los cambios sobre en algunos eventos climáticos extremos. Esta evidencia de la influencia humana ha aumentado desde los primeros modelos predictivos. Hoy es muy probable (90 – 100% de probabilidad) que la influencia humana haya sido la causa dominante del calentamiento observado desde mediados del siglo 20 (IPCC, 2013).

1.1. Efecto Invernadero

En la atmósfera existen una serie de gases que dejan pasar la radiación solar (luz visible) a la superficie terrestre, atrapando la radiación infrarroja (radiación térmica), que es reemitida por ésta. Si estos gases no existieran, la radiación térmica escaparía al espacio. Esta captura de la radiación infrarroja es lo que se conoce como “efecto invernadero”. Los gases que influyen el balance de radiación entre la superficie terrestre y la atmósfera se conocen como radiativamente activos o gases de efecto invernadero (GEI) (Le Treut y col., 2007).

Gran parte de la energía solar incidente durante el día y absorbida por la superficie de la tierra es disipada, principalmente durante la noche. Esta emisión de radiación electromagnética se produce principalmente en la banda de 4.000 a 15.000 nanómetros (nm). Algunos gases de la atmósfera, tales como el vapor de agua (H_2O), el dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4), el ozono (O_3), los óxidos de nitrógeno (NO_x) y los clorofluorocarbonos (CFC), afectan la absorción, dispersión y emisión de tal radiación, ya que absorben dentro del mismo rango de radiación electromagnética (4.000 a 15.000 nm) (**Figura 2**). La acción directa de estos procesos aumenta la temperatura de la atmósfera baja y cerca de la superficie de la tierra, reteniendo y reemitiendo el calor, pero enfría su parte alta, la estratósfera. El efecto global de estos gases es influir sobre el balance de energía en la tierra, por lo que se les atribuye una capacidad de forzamiento radiativo neto. Dado que este fenómeno es similar a lo que sucede en un invernadero se

habla de gases con efecto invernadero (Gates, 1965; Montheith, 1973; Rosemberg, 1974; Le Treut y col., 2007).

Los cambios experimentados por las concentraciones de los GEI y aerosoles (sustancias líquidas dispersas volatilizadas) en la atmósfera, por la cubierta terrestre y por la radiación solar, han alterado el balance de energía del sistema climático y son factores precursores del cambio climático (Le Treut y col., 2007).

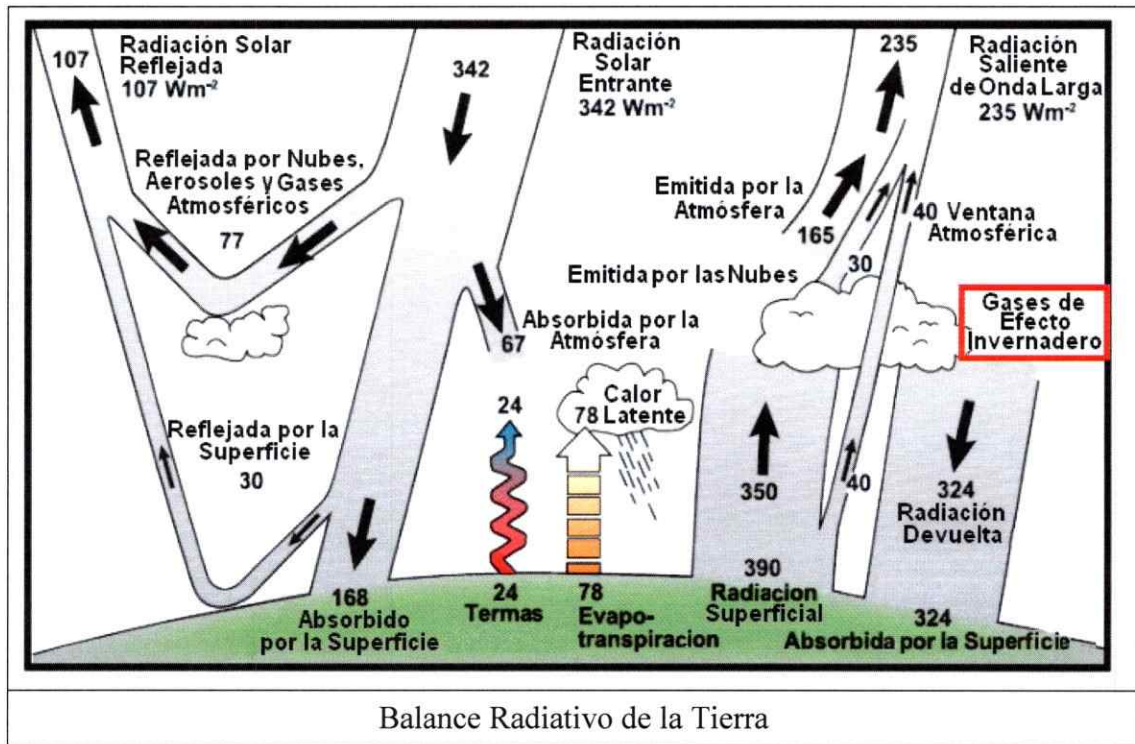


FIGURA 2. Estimación del balance energético anual y global de la Tierra. Fuente: modificado de Kiehl y Trenberth (1997).

1.2 Gases de Efecto Invernadero (GEI)

En el forzamiento radiativo del sistema climático predominan los gases de efecto invernadero (GEI) de larga permanencia; las actividades humanas generan emisiones de cuatro de estos: CO₂, CH₄, N₂O y Halocarbonos, grupo de gases que contienen halógenos como flúor, cloro o bromo.

Las concentraciones de CO₂, CH₄ y N₂O en la atmósfera de la Tierra han aumentado considerablemente por efecto de las actividades humanas desde 1750, y en la actualidad exceden los valores preindustriales en un 70% desde 1750 hasta 2004. El aumento más importante de las emisiones proviene de los sectores de suministro de energía, transporte e industria (IPCC, 2013). La mayor contribución al total del forzamiento radiativo es causado por el incremento en la concentración atmosférica de CO₂ desde 1750 (IPCC, 2013).

El aumento mundial de las concentraciones de CO₂ se debe principalmente al uso de combustibles de origen fósil, con un aporte menor aunque perceptible de los cambios de uso de la tierra. Por otra parte, es muy probable (>90% de probabilidad) que el aumento observado de la concentración de CH₄ se deba predominantemente a la agricultura y al uso de combustibles fósiles. Sin embargo, los estudios en las últimas décadas han demostrado que la construcción de grandes embalses para la generación de energía hidroeléctrica, sobre todo en las zonas tropicales, se ha convertido en una importante fuente de CO₂ y CH₄. Esto debido a la inundación de grandes extensiones de suelo y

vegetación. Incluso se propone a los embalses y las tierras inundadas como la principal fuente generadora de CH₄ en las zonas tropicales (Abril y col., 2005; Galy-Lacaux y col., 1999). Por su parte el aumento de la concentración de N₂O se debe principalmente a las actividades agrícolas, aunque se reconoce la falta de estudios acerca de la dinámica y reservorios de este gas (Solomon y col., 2007).

1.3 GEI En Cuerpos de Agua

La conversión de la materia orgánica (MO) a CH₄ y CO₂ en un hábitat natural (por ejemplo celulosa) es posible solo por la acción concertada de al menos cuatro diferentes grupos de bacterias y arqueas, incluyendo a las bacterias fermentativas primarias, secundarias, y dos tipos de metanógenos (Bryant, 1979; McInerney, 1988; Schink, 1991; Zehnder, 1978, 1982; Zeikus, 1977). Esta conversión ocurre bajo condiciones anaeróbicas y tiene dos principales sustratos, el acetato y la combinación hidrógeno – dióxido de carbono (H₂+CO₂), los que son producidos por la primera fase de descomposición de la MO, la fermentación (Conrad, 1999) (**Figura 3**).

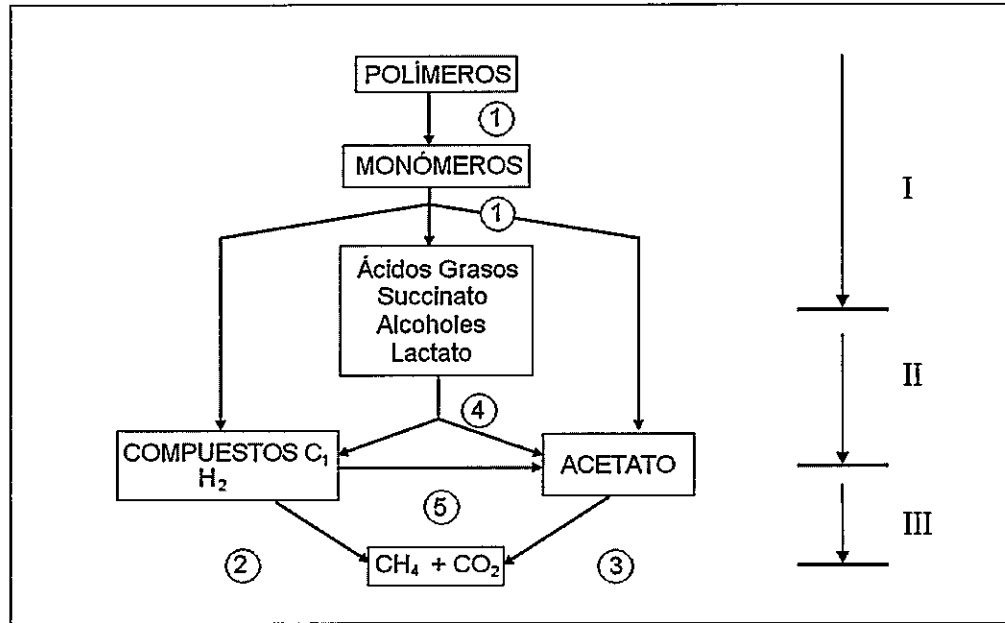


FIGURA 3. Flujo de carbono a través de varios grupos tróficos de microorganismos envueltos en la degradación metanogénica de la materia orgánica compleja en un hábitat anóxico dulceacuícola. Grupos de bacterias envueltas: 1) bacterias fermentativas primarias; 2) metanógenos oxidantes del Hidrógeno; 3) metanógenos clivadores (separadores) del acetato; 4) bacterias fermentativas secundarias (sintróficas); 5) bacterias homoacetogénicas. I, II y III, son los pasos en la degradación. Basado en Zehnder y col. (1982); modificado a partir de Schink (1991).

Los cuerpos de agua lénticos juegan un importante rol en el procesamiento y transporte del carbono fijado en el ecosistema terrestre hacia la atmósfera, ya que el metabolismo heterotrófico que produce CO_2 y CH_4 en la columna de agua y en los sedimentos está determinado mayormente por la entrada de carbono desde los ecosistemas circundantes (Kling y col., 1991; Cole y col., 1994; Algesten y col., 2005; Kortelainen y col., 2006).

La descomposición aeróbica del carbono alóctono y autóctono es el principal proceso generador de CO₂ en los lagos, mientras que el CH₄ es un producto final importante de la descomposición anaeróbica. Sin embargo, el carbono no solo ingresa a los lagos como materia orgánica, sino que también como CO₂ y CH₄ libres en los cursos de agua que drenan desde los ecosistemas terrestres circundantes (Billett y col., 2004).

Por otra parte, la producción y consumo interno de estos GEI puede reflejar casi completamente los ingresos de fósforo (P), nitrógeno (N) y carbono (C) desde las fuentes difusas terrestres de cada cuenca. Esta carga alóctona, a su vez, depende de varios factores, como el tipo de ecosistema, prácticas de uso del suelo y el clima, entre otras (Kortelainen y Saukkonen, 1998; Mattsson y col., 2003).

Los nutrientes y la estructura de la red alimentaria pueden interactuar para determinar si los lagos y embalses son fuentes netas o reservorios del CO₂ en particular, por estimulación de la producción neta (Schindler y col., 1997) y/o por incremento de las tasas de sedimentación (Flanagan y col., 2006).

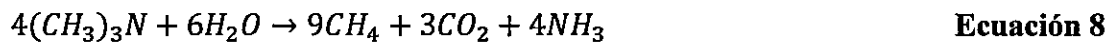
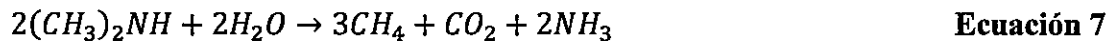
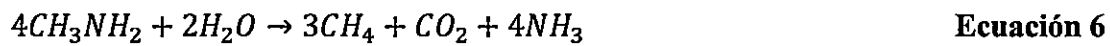
Los ciclos biogeoquímicos del CH₄ y el CO₂ están cercanamente interconectados a través de procesos microbianos, procesos mediados por plantas y procesos abióticos (Hanson y Hanson, 1996; Schlesinger, 1997), por lo que resulta de gran importancia conocer los procesos que envuelven su producción y consumo, pero además aquellos procesos y transformaciones que conectan sus vías metabólicas a nivel ecológico.

1.3.1 Dinámica del Metano (CH₄)

La producción de CH₄ en cuerpos de aguas dulce es un proceso exclusivamente microbiano llevado a cabo por los microorganismos metanogénicos, y principalmente regulado por la presencia de anoxia, temperatura, cantidad y calidad de los sustratos (Rudd y Hamilton, 1978; Strayer y Tiedje, 1978; Kelly y Chynoweth, 1981; Liikanen y col., 2003). La concentración de metano en cuerpos de agua, a su vez, es afectada por muchos procesos físicos y biológicos.

La capacidad para formar metano está restringida a un pequeño grupo de microorganismos que pertenecen al reino de las Arqueas, *Euryarchaeota*, son todos anaerobios obligados, crecen y forman metano solo a potenciales redox bajos (≈ -300 mV) (Daniels y col., 1984; Zehnder, 1988; Heyer, 1990). Incluye los grupos filogenéticos *Methanobacteriales*, *Methanococcales* *Methanomicrobiales*, *Methanosarcinales* y *Methanopyrales* (Madigan y col., 2000). Estos organismos actúan metabolizando MO de manera concatenada a otras reacciones que brindan sustratos y energía suficiente para hacer de la metanogénesis un proceso energéticamente favorable. Debido a que esta energía es baja en relación a otras vías degradativas de la MO, distintos grupos funcionales de microorganismos se envuelven en una eficiente cooperación, a tal punto que puede ocurrir que ninguno de los organismos puede funcionar sin el otro, ya que en conjunto presentan una actividad metabólica que ninguno podría lograr por sí solo. Tal cooperación es denominada relación sintrófica (Schink, 1997).

Los sustratos de la Metanogénesis pueden ser hidrógeno / dióxido de carbono (H_2/CO_2 ; **Ecuación 1**), acetato (CH_3COO^- ; **Ecuación 2**), formiato ($CHOO^-$), metanol (CH_3OH ; **Ecuación 3**), metilaminas (CH_3NH_2 ; **Ecuación 6**), monóxido de carbono (CO ; **Ecuación 5**), entre otros (**Ecuaciones 4, 7 y 8**) (Daniels y col., 1984; Zehnder, 1988; Heyer, 1990):



Con carbohidratos como el principal sustrato, cerca de $2/3$ del CH_4 producido en la naturaleza debe originarse a partir del acetato (**Ecuación 4**; Conrad, 1999; Koyama, 1963; Cappenberg, 1974; Cappenberg y Prins, 1974), lo que ocurre casi exclusivamente a temperaturas bajas ($4^\circ C - 25^\circ C$) (Fey y Conrad, 2000; Glissmann y col., 2004; Kotsyurbenko y col., 1996; Schulz y Conrad, 1996).

Dentro de los procesos físicos que regulan la concentración de CH₄ en el agua, se encuentran la tasa de transporte gaseoso y la liberación desde la superficie, los que son principalmente determinados por factores como estratificación y mezcla estacionales de la masa de agua impulsadas por la temperatura, fuerza mezcladora del viento, difusión a través del gradiente de concentración, dinámica de la capa del límite (capacidad característica difusiva del cuerpo agua), formación de burbujas y transporte mediado por plantas (Chanton y col., 1989; MacIntyre y col., 1995; Michmerhuizen y col., 1996; Bastviken y col., 2004; Bastviken y col., 2008).

Los procesos biológicos que determinan la concentración de CH₄ en el cuerpo de agua son la tasa de producción (metanogénesis), y el consumo del mismo, denominado metanotrofia. Este último consume una gran proporción del metano producido en los sedimentos, en la superficie de estos y/o en la columna de agua y es llevado a cabo por los organismos consumidores del metano, denominados metanótrofos (Rudd y Hamilton, 1978; Bastviken y col., 2002; Liikanen y col., 2002; Kankaala y col., 2006).

En el caso de sedimentos lacustres de agua dulce, la degradación metanogénica de la MO es la principal vía de la mineralización del carbono en sistemas de alta productividad primaria, ciclamiento de carbono desde una forma inorgánica hacia otra orgánica (Rudd y Taylor, 1980). Sin embargo, en lagos mesotróficos (productividad primaria media) u oligotróficos (baja productividad primaria), en los cuales el hipolimnion (capa más profunda de agua) permanece oxigenado todo el año, la

producción del CH_4 está usualmente suprimida en la superficie, y solo ocurre en las capas anóxicas de los sedimentos (Kuivila y col., 1989; Lovley y Klug, 1983).

Cuando los sedimentos o la columna de agua se encuentran anóxicos, y cuando todos los otros aceptores de electrones han sido consumidos, se produce metanogénesis (Davidson y Schimel, 1995). Para este proceso existen dos principales vías: la fermentación del acetato (**Ecuación 4**), principal mecanismo de producción de CH_4 en sistemas de agua dulce (Whiticar y col., 1986), y la reducción de CO_2 (**Ecuación 1**).

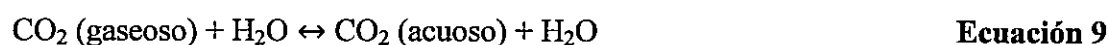
En los sedimentos el metano es consumido únicamente en una capa óxica superficial muy delgada por bacterias metanotróficas. El metano que pasa esta pequeña barrera es emitido hacia la hidrósfera y, finalmente, si no es consumido en la columna de agua, pasa hacia la atmósfera (Treude, 2003).

1.3.2 Dinámica del Dióxido de Carbono (CO_2)

El flujo total de CO_2 en los cuerpos de agua es una combinación de procesos bióticos, químicos y físicos. En particular, el flujo neto del CO_2 entre un cuerpo de agua y la atmósfera, depende de la tasa a la cual el CO_2 se pierde hacia la atmósfera. Proceso que proviene de la descomposición y oxidación de la materia orgánica en los sedimentos. Por otra parte el flujo neto también depende de la tasa a la cual el CO_2 es removido desde la atmósfera y desde la columna de agua por fijación, mediante el proceso de

fotosíntesis, y a través del crecimiento de la vegetación viva y de la acumulación en forma de biomasa (Houghton y col., 1987).

La principal fuente de CO₂ proviene del proceso de respiración metabólica por parte de microorganismos y organismos superiores autótrofos. Las dos principales fuentes de la respiración biológica son la respiración heterotrófica, la cual corresponde a la descomposición de los compuestos orgánicos por microorganismos, y la respiración autótrofica que se refiere a la respiración de las raíces y rizomas de las plantas macrófitas, donde el carbono asimilado por la fotosíntesis retorna a la forma inorgánica (Buchmann, 2000). La respiración también puede derivar de reacciones abióticas a través de especies de carbonato (Rochette y col., 1997), ya que el CO₂ se disuelve al reaccionar con agua, y es capaz de formar iones carbonatos y bicarbonatos (**Ecuación 9 y 10**), los que a su vez pueden interaccionar precipitando principalmente en forma de sales de calcio.



La condición anterior está favorecida cuando el pH está ente aproximadamente entre 7 y 10 (**Figura 4**). Por otra parte, cuando el agua se alcaliniza, el equilibrio de formas disueltas del CO₂, se desplaza hacia la formación del ion carbonato (**Ecuación 11 y 12**; Willen, 2009):

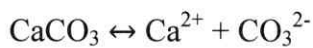


Ecuación 11



Ecuación 12

De esta forma a pH aproximadamente entre 10 y 12, prevalece la forma de carbonato (**Figura 4**), y si el agua contiene Calcio (Ca^{2+}) o Magnesio (Mg^{2+}) o está en contacto con calcita, el equilibrio de disociación de la calcita afecta también a la química del carbono, pudiendo generar minerales de carbonato o el proceso inverso (**Ecuación 13**; Willen, 2009):



Ecuación 13

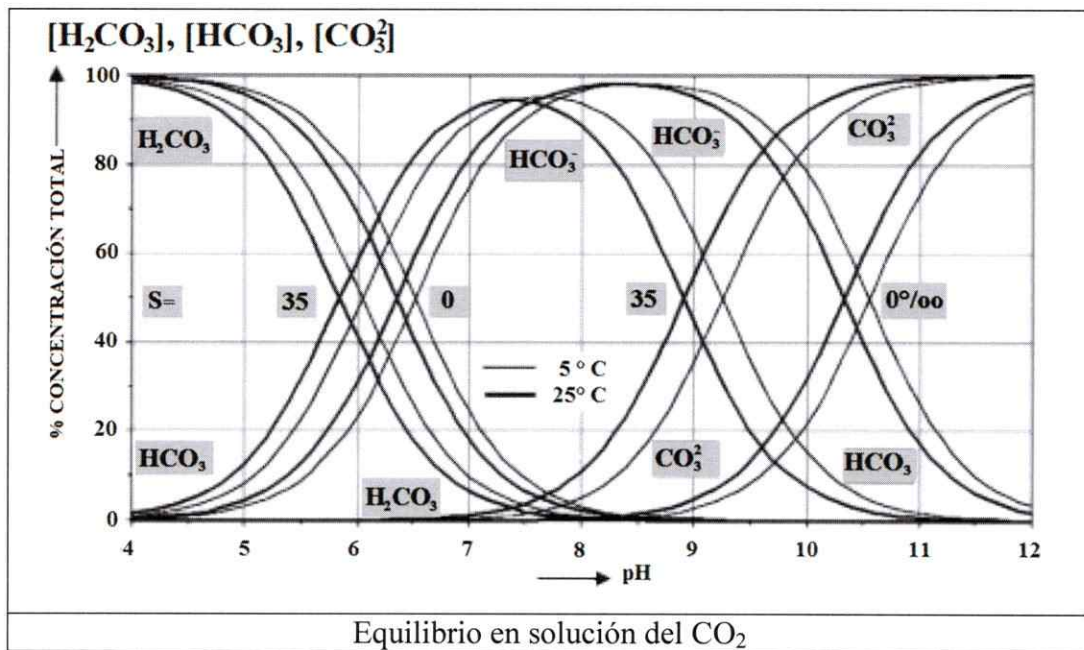


FIGURA 4. Formas disueltas de CO₂ en agua, en función del pH y de la temperatura.

Willen (2009).

Los microorganismos fotosintéticos y organismos vegetales presentes en el cuerpo de agua utilizan CO₂ en la fotosíntesis, un proceso que incrementa la biomasa total del sistema. Contrarrestando la obtención de CO₂ a partir de la fotosíntesis ocurre la respiración metabólica de los organismos, en la cual los organismos fotosintéticos que producen CO₂ tienen la capacidad de mantenerse a sí mismos.

La relación entre fotosíntesis y respiración, afectada por el estado trófico del sistema acuático, define el balance de CO₂ en cada cuerpo de agua (Bastviken y col., 2004).

1.4 GEI en Embalses

La creación de lagos artificiales por embalsamiento de ríos modifica el intercambio de masa y energía entre la biósfera y la atmósfera a una escala local, por la conversión de ecosistemas terrestres a zonas húmedas y transformando materia orgánica acuática y terrestre arrastrada e inundada en emisiones biogénicas de gas (**Figura 5**) (Kemenes y col. 2011; Delmas y col., 2004). Desde consideraciones teóricas de Gagnon & Chamberland (1993), Svensson & Ericson (1993), y Rosa & Shaeffer (1994) que los sugerían, hasta afirmaciones experimentales de Galy-Lacaux y col. (1999), Rosa y col. (2002), Huttunen y col. (2003), Tremblay y col. (2004), Abril y col. (2006) y Del Sontro y col. (2010), han demostrado que los embalses artificiales constituyen una fuente antropogénica de GEI.

Las emisiones de CH₄ y CO₂ desde embalses en particular se deben a la descomposición microbiana de la biomasa inundada que compone el sustrato, generalmente de bosques y praderas no extraídos. Esto genera grandes emisiones de CO₂ y CH₄ hacia la atmósfera, en función de diversas variables fisicoquímicas y morfológicas del cuerpo de agua, además de la climatología del área, entre otras (Huttunen y col., 2006).

La emisión de metano desde los lagos y embalses contribuye entre 6% a 16% de las emisiones globales de este gas. Es por esto que la oxidación del CH₄ en lagos y embalses es considerado un importante proceso de mitigación. En conclusión, cuando ocurren periodos relativamente largos de anoxia en el hipolimnion (generalmente durante el verano), en adición a una alta carga de MO en el sistema (<100 mg carbono orgánico total/L), se favorecen los procesos anaeróbicos como la metanogénesis en los sedimentos, e incluso en la columna de agua si es que esta también permanece anóxica (Eller y col., 2005).

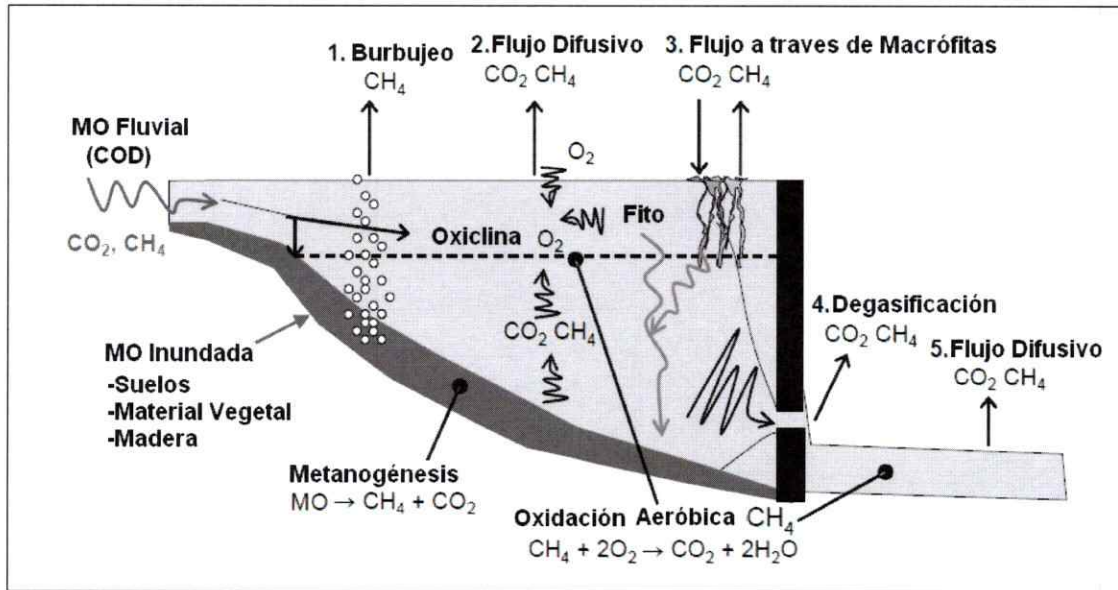


FIGURA 5. Dinámica del CO_2 y CH_4 en un embalse de agua dulce con un Hipolimnion Anóxico. UNESCO – IHA (2008).

Uno de los análisis más actualizados respecto a la emisión global anual de GEI desde embalses hidroeléctricos en el mundo fue realizado por Barros y col. (2011). En este se estimó dicha emisión en aproximadamente 51 Tg (48 Tg por año como CO_2 y 3 Tg por año como CH_4), a partir de datos de 85 embalses hidroeléctricos distribuidos globalmente, los cuales cubren cerca del 20% del área total de los embalses hidroeléctricos en el mundo, estimada en 350.000 km^2 (Figura 6).

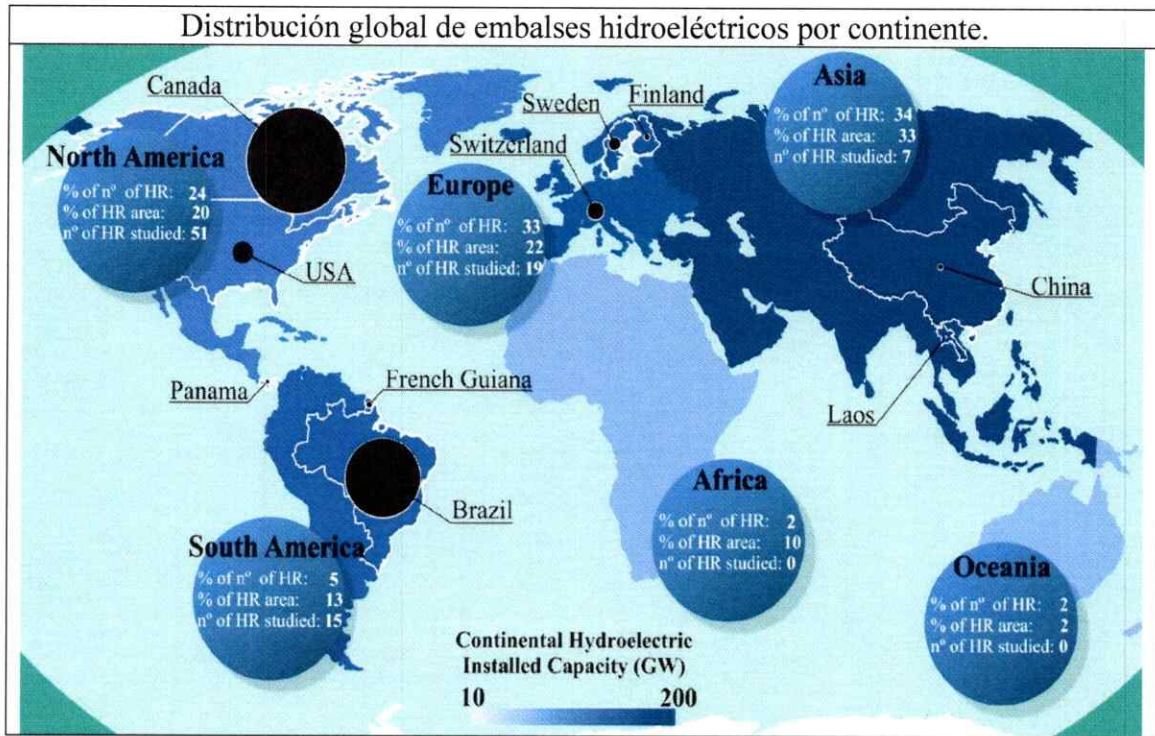


FIGURA 6. Distribución global de embalses hidroeléctricos (HR), expresada como la proporción del número global total de embalses construidos en cada continente, la proporción del área global de HR en cada continente y el número de HR estudiados en cada uno de estos. El gradiente azul indica la capacidad hidroeléctrica instalada. El tamaño del círculo negro es proporcional al número de publicaciones científicas relacionadas con la emisión de GEI desde embalses hidroeléctricos localizados en cada país. El porcentaje del número total y del área total de embalses hidroeléctricos fue calculado basado en ICOLD (2007). El número de publicaciones científicas acerca de las emisiones de GEI se extrajo de Barros y col. (2011), Chanudet y col. (2011), Wang y col. (2011), y Zheng y col. (2011).

El conocimiento de la dinámica de GEI en embalses hidroeléctricos se ha ido desarrollando, a partir de las primeras publicaciones científicas enfocadas en embalses realizadas en Canadá (Rudd y col., 1993; Duchemin y col., 1995), Brasil (Rosa y Shaeffer, 1994) y Panamá (Keller y Stallard, 1994). En los años siguientes la investigación se expandió a Guayana Francesa donde comenzó un extenso estudio sobre el embalse hidroeléctrico Petit Saut (Galy-Lacaux y col., 1997,1999). También se han llevado a cabo estudios en Finlandia (Huttunen y col., 2002), EUA (Soumis y col., 2004), Suecia (Aberg y col., 2004), Suiza (Diem y col., 2007) y en los últimos años en China (Chen y col., 2009; Wang y col., 2011; Zheng y col., 2011), entre otros estudios puntuales (Figura 6).

1.5 GEI en Chile

El estudio acabado de la producción de GEI en Chile, comenzó en 1993 con la realización del primer inventario nacional de emisiones (en el sector de la energía) (PRIEN, 1997). Luego de su actualización para 1994 (PRIEN, 1999) y el estudio de la variación histórica de emisiones entre 1986-1998 (PRIEN, 2000), se sumaron estudios más actualizados y extensos realizados por DICTUC en 2001 y el estudio de proyección de PROGEA de la Universidad de Chile, que en 2010 realizó una estimación de las emisiones de GEI y posibilidades de mitigación relacionados con la demanda energética del país para el periodo 2007 – 2030, en cada área productiva (O’Ryan y col., 2010). En este estudio se concluye, entre otras cosas, que Chile es un país con emisiones totales de GEI irrelevantes en proporción a la producción mundial. Así como también, que entre

los años 1990 y 2006, las emisiones en el rubro de la energía y de procesos en Chile se duplicaron, y que entre los años 2007 y 2024 las emisiones aumentarían 2,9 veces. Siendo los sectores de generación eléctrica y de transporte los que más aumentarían sus emisiones (O`Ryan y col., 2010).

La mayor cantidad de estudios, en una revisión general, está enfocada hacia la producción del área Industrial Sectorial y, en parte, de la actividad Silvoagropecuaria (O`Ryan y col., 2010). En estos no se hace alusión a la producción de energía hidroeléctrica como un productor de GEI, salvo por los procesos previos que involucran la construcción de las represas. Contrariamente al proceso de producción de energía se le asigna valor nulo de generación de GEI y se le considera un factor de mitigación al considerar la conversión del sistema de producción de electricidad desde una termoeléctrica hacia una hidroeléctrica (GTZ, 2003). En estos estudios sobresale como único agente captador de GEI (en forma de carbono) el manejo forestal y sus procesos asociados (O`Ryan y col., 2010).

Por otra parte existen estudios puntuales de la emisión de GEI desde sedimentos de la costa y en embalses. Estos últimos realizados por Adams y col. (2000) en los embalses Rapel y La Paloma. En este último, se asoció la producción de dichos gases desde los sedimentos con el estado trófico del cuerpo de agua, en relación al agotamiento del oxígeno y solubilización de otros compuestos desde los sedimentos, y su relación con eventos climáticos de El Niño – La Niña. Se midieron altos flujos de metano desde los sedimentos hacia la columna de agua, en particular en la estación de verano, en la cual

el flujo fue cercano al doble del registrado en invierno. Y en adición, fue superior durante el verano luego de una sequía, en comparación a un verano luego de un invierno lluvioso (Vila y col., 1998; Adams y col., 2000).

Además, en otro estudio Treude y col. (2005) estudiaron la relación sintrófica entre la oxidación del metano y la reducción del sulfato en sedimentos marinos, en un gradiente latitudinal en las costas de Chile, un tópico bien estudiado y conocido en ambientes marinos. En este estudio se investigó la repercusión del proceso de oxidación anaeróbica del metano y de la reducción del sulfato sobre el ciclamiento del Metano, en sedimentos de la zona de surgencias marinas en la costa chilena. Los resultados demostraron que el consumo de metano en la cercanía de la superficie de los sedimentos fue muy alto, lo que se asoció con la gran cantidad de materia orgánica “fresca” presente en los sedimentos de estas zonas de surgencia.

En el contexto mundial, desde hace 2 décadas, se ha cambiado el paradigma, de considerar a los embalses hidroeléctricos como sistemas neutrales en la producción de GEI hasta llegar a definirlos como importantes fuentes o, en algunos casos, como reservorios para el CO₂, CH₄, y N₂O. Dentro de este escenario, en el cual se ha acumulado gran cantidad de información, y considerando que al año 2030 cerca del 20% de la producción de energía eléctrica en Chile será en base a hidroelectricidad (de embalse) (O’Ryan y col., 2010), reviste importancia estudiar la dinámica de dichos GEI en embalses por lo cual es necesario, reconsiderar el aporte real de estos sistemas como productores o mitigadores de GEI. Además, de manera secundaria, conocer cuáles son

los factores que afectan y de qué manera regulan las emisiones de estos gases constituye también una tarea pendiente.

Con todo lo anterior, este estudio constituye un acercamiento a esta tarea, para la cual se estudió la difusión de CO_2 y CH_4 en el embalse Rapel, un sistema artificial Meso – Eutrófico, en el cual además, se estudiaron aquellas variables que pueden dar cuenta de variaciones espaciales y temporales en tales flujos.

1.6 Hipótesis

En el presente estudio se espera registrar flujos de gases distintos entre las estaciones de muestreo, en relación con las condiciones de productividad de cada zona estudiada, en particular relacionados con la presencia de sedimentos anóxicos y abundancia de organismos fotosintéticos. Además se espera encontrar una variación intradiaria en la dinámica de emisión – absorción de los gases relacionada con la variación diaria de la productividad del cuerpo de agua.

En relación a la hipótesis propuesta, se busca responder las preguntas: ¿Los flujos de gases registrados en las tres estaciones fueron diferentes entre sí? ¿Esta diferencia estuvo relacionada con las variables biológicas, químicas y/o físicas que distinguen los tres sectores de estudio?, si es así, ¿Cuáles? y ¿De qué forma?

1.7 Objetivos

1.7.1 Objetivo General

El objetivo principal de esta investigación fue cuantificar el flujo difusivo superficial de CO₂ y CH₄ en tres zonas características del embalse Rapel (Chile central) y registrar variables limnológicas que pudiesen explicar las diferencias espaciales de dichos flujos. Para lograr dicho objetivo se propusieron los siguientes objetivos específicos:

1.7.2 Objetivos específicos

- Realizar mediciones del flujo difusivo superficial de CO₂ y CH₄.
- Registrar la variabilidad espacial y temporal de parámetros limnológicos (Disco Secchi, temperatura del agua, conductividad eléctrica y salinidad, pH y Oxígeno disuelto) y meteorológicos (temperatura del aire, velocidad del viento y presión atmosférica) en cada estación, midiendo paralelamente con el flujo de gases.
- Determinar diferencias y similitudes entre los sitios de estudio, a partir de las variables medidas y de los flujos de gas registrados.
- Determinar la (s) variable (s) que se asocia (n) con el flujo difusivo superficial de los gases.

II. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de Estudio

El embalse Rapel es un cuerpo de agua artificial creado por el represamiento del río Rapel en 1968. Se encuentra en Chile Central (34° S, 71° O), a una altitud de 130 m.s.n.m. Su profundidad máxima alcanza aproximadamente los 50 m (CEA, 2010). El embalse puede clasificarse, dependiendo la época del año y de la zona en que se estudie, como un lago Mesotrófico, Eutrófico o Hipereutrófico (según datos de concentración superficial de clorofila α ; POCH, 2009 y CEA, 2010). Representa un sistema monomítico templado y su morfología es compleja debido a la configuración de tipo dendrítica con alto desarrollo litoral (**Figura 7**) (Contreras y col., 1994).

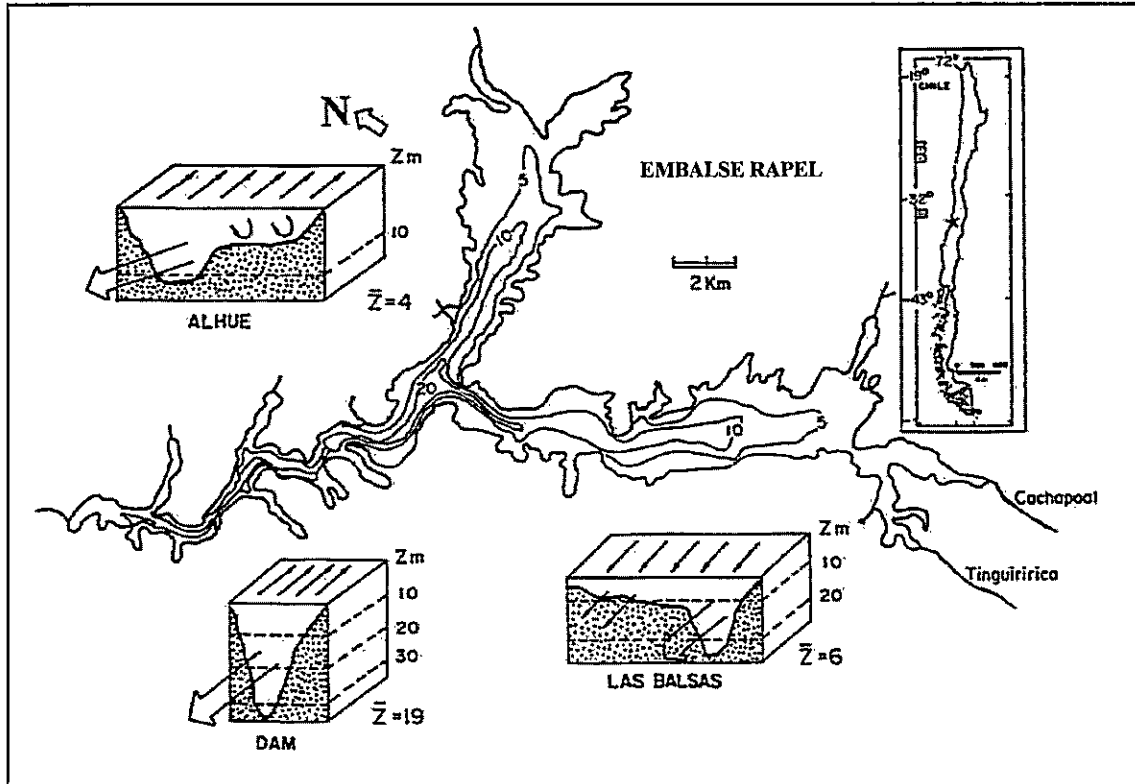


FIGURA 7. Esquema y vista general batimétrica del embalse Rapel en su tres subcuencas (modificado de Contreras y col., 1994).

El embalse tiene tres subsistemas bien delimitados denominados cubetas, descritas con diferentes características químicas e hidrodinámicas: Alhué, Las Balsas y El Muro. (Tabla 1). La zona más somera corresponde a la cubeta Alhué cuyo principal afluente es el estero del mismo nombre. El sector Las Balsas, ubicado en dirección sur, se inserta en el antiguo cauce del río Rapel y recibe la descarga de los principales tributarios del embalse, los ríos Cachapoal y Tinguiririca. El sector de la presa se localiza en dirección noroeste, este presenta la mayor profundidad del embalse y su comportamiento hidrodinámico es afectado por la descarga de la planta generadora (Contreras y col.,

1994; Antenucci, 1996). Desde su construcción este embalse ha estado afectado fuertemente por las actividades antrópicas que se desarrollan tanto en los bordes del lago, como en sus afluentes, lugar donde se ubican diversas industrias y urbes que vierten sus riles y aguas domesticas a los cauces que finalmente llegan al embalse. Entre estas, la actividad turística y agrícola son las más importantes y tienen directa repercusión en la calidad del agua de lago (Vila y Pardo, 2003). La alta variabilidad a escala local existente entre la morfología de tipo lacustre, la calidad del agua, sedimentos aportados por los cursos tributarios y la acción de los vientos produciría diferencias espaciales en los patrones de productividad primaria (Montecino y Cabrera, 1982) y en la condición trófica del embalse Rapel (Lavanderos y col., 1994; Vila y col., 2000; Martínez y col., 2003).

TABLA 1. Parámetros morfométricos del embalse Rapel, caracterizando las tres principales sub cuencas (Contreras y col., 1994).

Parámetro	Unidad	Alhué	Las Balsas	El Muro
Área (A)	Km ²	27.4	37.4	14.8
Volumen (V)	Km ³	0.115	0.210	0.342
Profundidad máxima (H _{MÁX})	m	17.0	24.0	75.0
Profundidad Media (H)	m	4.2	5.6	19.2
Ancho medio (A _{ME})	Km	2.7	2.1	3.1

2.2 Diseño Muestral

2.2.1 Estaciones de Muestreo

La elección de las estaciones estuvo basada en el registro existente de los informes de CEA para AGROSUPER (CEA, 2010) y POCH S.A. para la DGA (POCH, 2008), desde los cuales se recopiló información respecto de parámetros fisicoquímicos y limnológicos para cada estación en el periodo 2000 - 2008.

Se escogieron las estaciones de forma que estuvieran distribuidas en los 3 subsistemas (El Muro, Alhué y las Balsas), de manera que su ubicación y separación tuviera representatividad de las características que diferencian cada subcuenca (profundidad, Disco Secchi concentración de Sólidos Suspendidos, Oxígeno disuelto, entre otras) (Tabla 2 y Figura 8).

La principal fuente de variación que se buscó establecer entre las tres estaciones tuvo relación principalmente con la productividad y estado trófico, el cual se usó como indicador de la producción y consumo de gases, tanto en la columna de agua como en los sedimentos subyacentes (Tabla 2 y 3, Figura 9).

TABLA 2. Ubicación geográfica de las estaciones de monitoreo emplazadas en el embalse Rapel. Se consideró un Datum WGS85 y un elipsoide 19H.

Código Estación	Subcuenca	Coordenadas UTM (Huso 19H)	
		E	N
LR-M	El Muro	6227368	262335
LR-A	Alhué	6219020	276935
LR-B	Las Balsas	6215693	271230

Imagen Satelital con ubicación de las estaciones de muestreo.

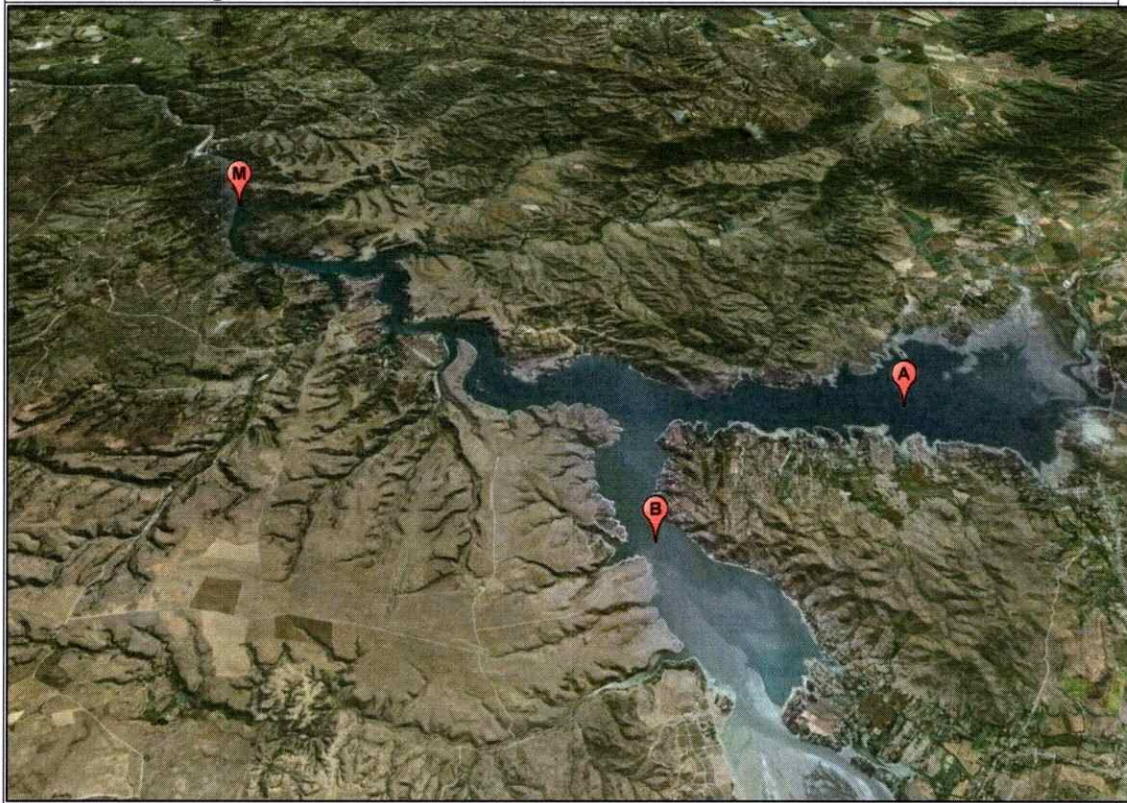


FIGURA 8: Ubicación de estaciones en embalse Rapel, VI Región, Chile. Fuente: Google Earth (2012).

TABLA 3. Promedio mensual de variables fisicoquímicas para el periodo Diciembre 2009 – Marzo 2010 (CEA, 2010). * Corresponde al valor promedio de verano del periodo 2000 – 2008 (POCH, 2008).

Parámetro	Unidad	Estaciones		
		LR-M	LR-A	LR-B
Subsistema (“Cubeta”)		El Muro	Alhué	Las Balsas
Coordenada E (UTM, 19H)	[m]	6227368	6219020	6215693
Coordenada N (UTM, 19H)	[m]	262335	276935	271230
Profundidad	[m]	44,8	7,6	9,3
Disco Secchi	[m]	1,4	0,4	0,3
Oxígeno disuelto, fondo	[mg/L]	5,5	12,2	7,6
N _{TOTAL} superficial	[µg/L]	163	1622*	1328*
P _{TOTAL} superficial	[µg/L]	47	72*	114*
Sólidos suspendidos totales	[µg/L]	3,4	16,9	14,4
Clorofila <i>a</i> superficial	[µg/L]	4,0	27,2	17,4
Estado trófico en base a la Concentración de Clorofila <i>a</i> (según Smith y col., 1999)	[µg/L]	≈ Oligotrófico (< 3,5)	Hipertrófico (> 25)	Eutrófico (9 – 25)

Como se puede observar en **Figura 9** las estaciones fueron escogidas de forma de abarcar valores registrados dentro del rango de concentración de sólidos suspendidos totales (Figura 8 A) y de clorofila *a* (Figura 8.B), medidas mediante teledetección (CEA, 2010), factores importantes en el productividad de los sistemas (Wetzel, 2001).

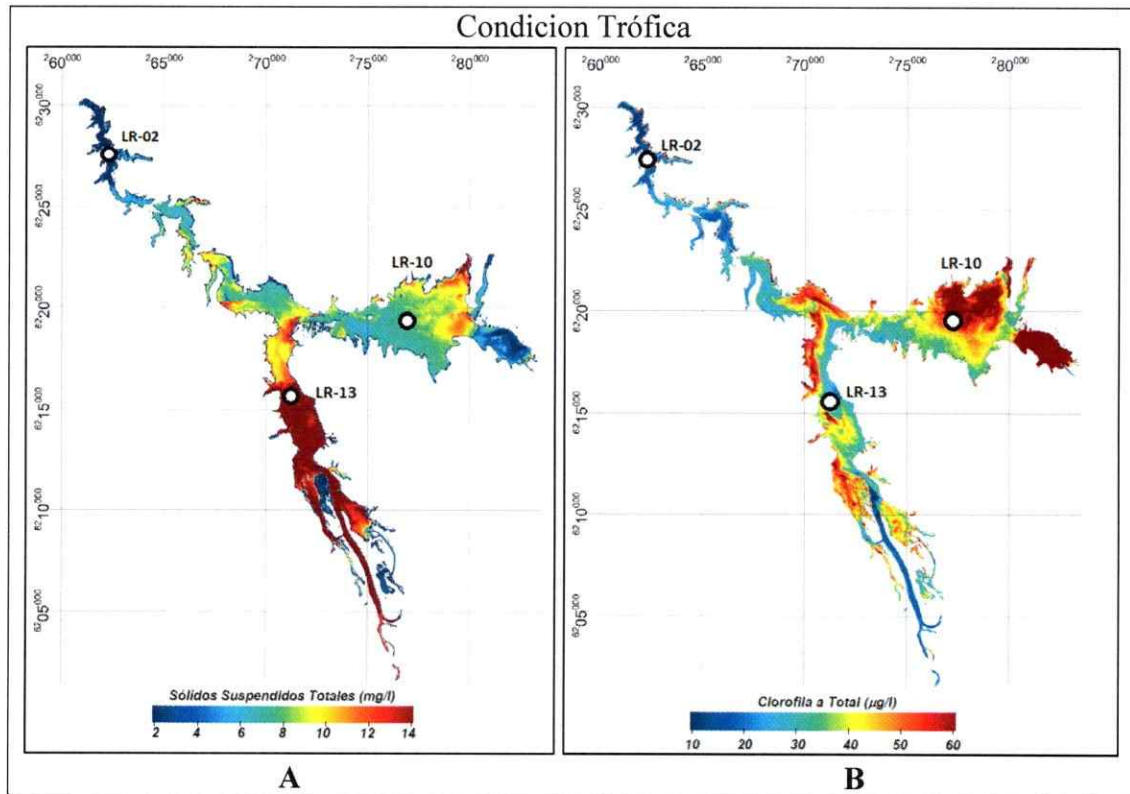


FIGURA 9. A) Mapa de distribución de concentración de Clorofila *a* total ($\mu\text{g/L}$) estimado a través del método de teledetección con imágenes hiperespectrales en el embalse Rapel (10 febrero 2010). Datum WGS84. **B)** Mapa de distribución de sólidos suspendidos totales ($\mu\text{g/L}$) (CEA, 2010).

La campaña de terreno realizada en el embalse Rapel incluyó 3 estaciones de medición. El trabajo fue realizado a bordo de una embarcación en zonas ubicadas al interior del embalse y llevado a cabo durante los días 6 al 9 de Febrero de 2012.

Con el fin de registrar la variabilidad intradiaria de las características fisicoquímicas, limnológicas y climáticas, para luego correlacionarlas con la variación de la emisión

superficial de CH₄ y CO₂. Con excepción de los nutrientes totales (fósforo y nitrógeno), potencial redox del sedimento y del fitoplancton, se elaboraron curvas diarias para cada parámetro de medición en las tres estaciones. Muestreando durante tarde, noche, mañana y mediodía en cada estación.

2.3 Medición de Parámetros en Terreno

A continuación se describe las mediciones realizadas en cada estación de muestreo, la metodología usada y el protocolo seguido, en caso de ser requerido.

2.3.1 Medición de Velocidad del viento

Las mediciones correspondieron a promedios continuos de 2 a 3 minutos. No se registró la dirección. Esta variable se midió en paralelo a la medición del flujo de gases, esto es entre 16 – 23 mediciones por estación (**Figura 10.b**).

2.3.2 Registro de Calidad de Agua Superficial y de Fondo

Para este análisis se colectó agua de fondo con una Botella Van Dorn y agua superficial con un recipiente plástico dispuesto para este efecto. El agua superficial fue tomada a 0,10 m y el agua de fondo a 40, 4,8 y 8,5 m en las estaciones LR-M, LR-A y LR-B, respectivamente. Luego el agua fue analizada con una Sonda Multiparamétrica P4 y Multi 340i midiendo: oxígeno disuelto, porcentaje de saturación de oxígeno, pH,

temperatura, conductividad y salinidad. La medición se realizó entre 7 – 8 veces por estación (**Figura 10.f**).

- Oxígeno disuelto (mg/L) (Saturación de oxígeno %): PTL-23, Procedimiento de determinación de oxígeno disuelto y porcentaje de saturación, basado en el Manual de Equipo Multiparamétrico P4 y Multi 340i y según *Standard Methods for the Examination of Water of Wastewater*, 21st Edition, 2005. Método 4500-O G.
- pH en terreno: PTL-22, Procedimiento de determinación de pH basado en el Manual de Equipo Multiparamétrico P4 y Multi 340i y según *Standard Methods for the Examination of Water of Wastewater*, 21st Edition, 2005. Método 4500-H⁺B.
- Temperatura del agua (°C): PTL-26, Procedimiento de determinación de temperatura, basado en el Manual de Equipo Multiparamétrico P4 y Multi 340i y según *Standard Methods for the Examination of Water of Wastewater*, 21st Edition, 2005. Método 2520 B.
- Conductividad específica en terreno ($\mu\text{S}/\text{cm}$), (Salinidad g/L): PGL-24, Procedimiento de determinación de conductividad - salinidad, basado en el

Manual de Equipo Multiparamétrico P4 y Multi 340i y según *Standard Methods for the Examination of Water of Wastewater*, 21st Edition, 2005. Método 2510 B.

2.3.3 Medición de Concentración de Clorofila *a* en agua superficial, de fondo y nutrientes

Se tomó muestras de agua de superficie y fondo para filtrado para detección en laboratorio de clorofila *a*, nutrientes totales (sin preservación), nitrógeno orgánico total y fósforo total (preservada a pH < 2 con ácido sulfúrico) (Figuras 10.d y 10.e).

- Clorofila *a* (mg/L): Procedimiento establecido en *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21st Edition, 2005. Método 10200 H.
- Fósforo total (P-total, µg/L): Procedimiento establecido en *Standard Methods for the Examination of Water of Wastewater*, 21st Edition, 2005. Método 4500-P B y E.
- Nitrógeno orgánico total (N org. Tot., µg/L): Test de N-NH₄, Spectroquant. Nova 60, Merck. Previa digestión.

El procedimiento de toma de muestras y preservación de ellas, el análisis se realizó de acuerdo a lo establecido en el *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA-AWWA-WEF, 2005).

Los envases para la toma de muestra fueron proporcionados por el laboratorio ambiental de CEA, (cuidando el tipo de ensayo y el procedimiento de lavado correspondiente a estos) (APHA-AWWA-WEF, 2005).

2.3.4 Cuantificación de Fitoplancton en Columna de Agua con Sistema de Filtración por Arrastre

Se realizó muestreo integrado de fitoplancton con una malla de filtración fina (45 micras) en la columna de agua, por método de izamiento vertical desde el fondo. El extracto concentrado fue fijado con Lugol (10% de Potasio Yoduro + 5% de Yodo Re-sublimado) para su posterior conteo en laboratorio mediante método de cámara Sedwick – Rafter con microscopio invertido Axiovert 40C (con 10x). Por otra parte la identificación taxonómica fue realizada utilizando claves de Rivera (1983), Krammer & Lange – Bertalot (1986, 1991), Simonsen (1987), Parra y col. (1982, 1983), Prescott (1970), Pereira y Parra (1984), Round y col. (1996), Rumrich y col. (2000) y Lange – Bertalot (2001). Esta medición fue realizada una vez por estación (**Figura 10.j**).

2.3.5 Registro de Transparencia con Disco Secchi

Se estimó la transparencia de la columna de agua en profundidad, con la utilización de un disco Secchi, que se hizo descender en el agua hasta que no se pudo distinguir diferencia entre los colores (blanco y negro), así la transparencia viene definida por tal profundidad. Medición realizada entre 6 a 8 veces por estación (**Figura 10.c**).

2.3.6 Potencial Redox en Sedimentos

Se midió el potencial oxido-reductor del sedimento del fondo, tomando muestras con una draga tipo Van Veen. Dentro de la muestra se introdujo el electrodo de la Sonda Multiparamétrica y se obtuvo el valor. Esta medición fue realizada una vez por estación (**Figura 10.i**).

- Potencial Redox en fracción acuosa de sedimentos: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st Edition, 2005. Método 2580 B.

2.3.7 Registro de Perfiles en columna de Agua con sonda CTD

Para realizar esta medición, fue estimada la profundidad de la columna de agua y luego se hizo descender un sonda submarina (Sonda Idronaut Plus) lentamente desde la superficie hasta 1 – 2 metros del fondo, registrándose así, perfiles continuos de temperatura del agua, oxígeno disuelto (OD), pH, conductividad eléctrica (CE) y

salinidad, potencial redox (PR), clorofila *a*, radiación fotosintéticamente activa (PAR), turbidez y presión. Este registro se llevó a cabo en cada estación en intervalos de 2 a 3 horas (6 a 9 mediciones por estación). Esta medición fue realizada con el fin de obtener registros cualitativos complementarios al muestreo *in situ*, de forma de realizar perfiles de comparación entre estaciones y entre horas de medición dentro de una misma estación (**Figura 10.a**).

2.3.8 Medición Continua de Presión y Temperatura

Estos parámetros fueron registrados a intervalo de medición de 1 minuto con sensor de presión y temperatura (Marca HOBO) a bordo de la embarcación y la temperatura al interior de la cámara flotante (sistema medición de gases) con termistor (Marca HOBO, **Figuras 10.k y 10.l**).

2.3.9 Medición de Emisión Superficial de Dióxido de Carbono (CO₂) y Metano (CH₄) con Analizador de Gases Picarro

Se registró la emisión superficial de metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂), mediante la utilización de una cámara flotante de 30 L, diseñada para capturar el aire de la interfaz aire – agua el cual, mediante un sistema de circulación es llevado al analizador de gases PICARRO (Modelo G-2301, PICARRO, INC., California, USA). Éste lo trae de vuelta a la cámara, cerrando el circuito (**Figura 11**). El analizador

determina en tiempo real la concentración (en ppmv) de CH₄ y CO₂ presentes en el aire que circula en dicho circuito. En base a mediciones continuas de 7 minutos cada una, se calcularon los flujos espacio – temporales para cada estación. Se realizaron entre 16 a 23 mediciones por estación. Estas mediciones fueron realizadas bajo el protocolo de medición sugerido por “GHG Measurement Guidelines for Freshwater Reservoir” de UNESCO – IHA (2010) (Figuras 10.g y 10.h).

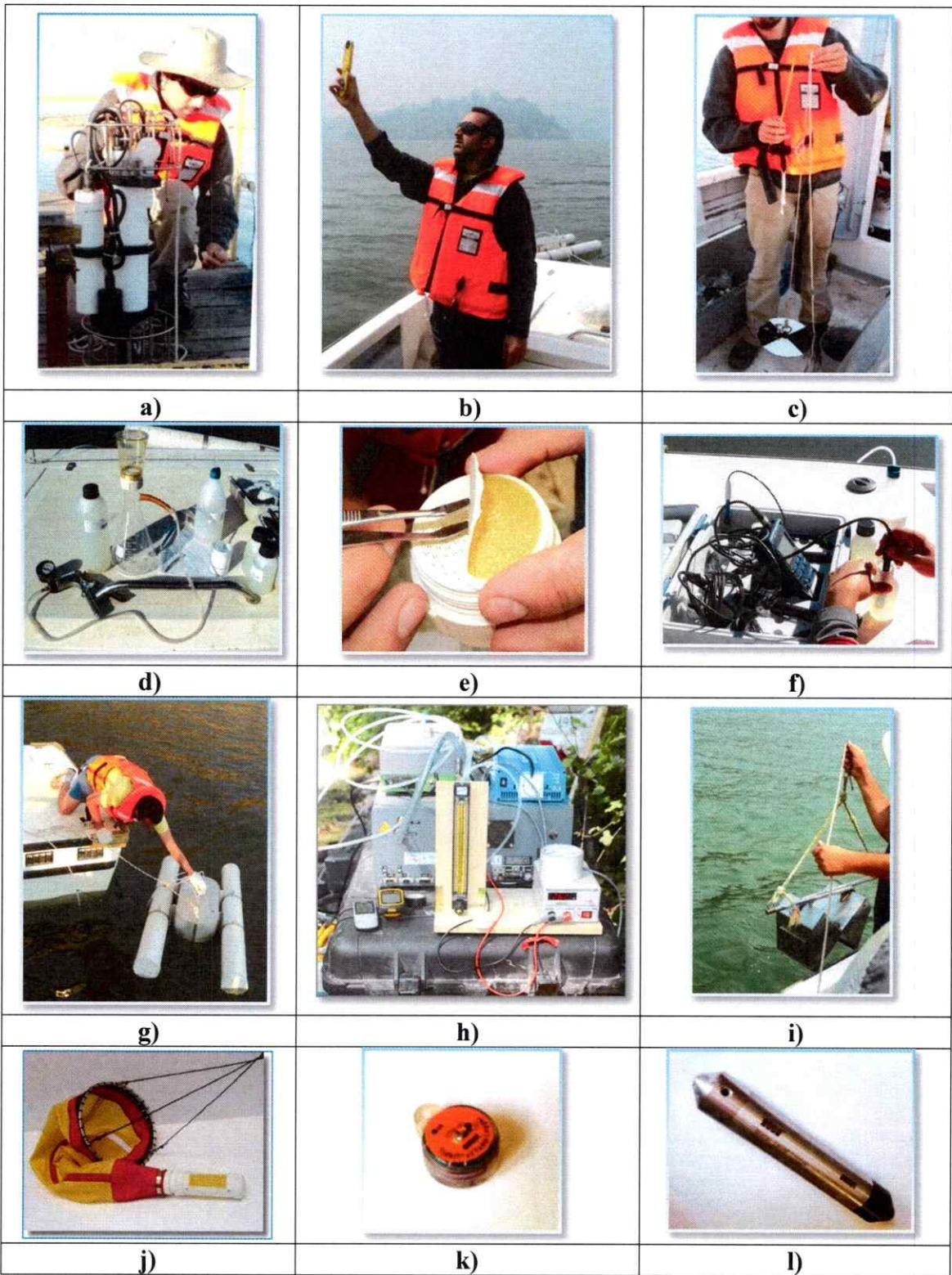


FIGURA 10. Instrumentos para la toma de datos en terreno: a) Sonda submarina, b) Anemómetro Portátil, c) Disco Secchi para lagos, d) Kit manual de filtracion para muestras de agua, e) extracto filtrado a partir de una muestra de agua, f) Sonda Multiparamétrica para calidad de agua *in situ*, g) Cámara flotante para muestreo de flujo de gases superficial, h) Sistema de analisis de gases PICARRO, i) Draga para muestreo de sedimento de fondo, j) red de arrastre para muestreo de fitoplancton, k) sensor de temperatura (termistor) y l) sensor de presion y temperatura.

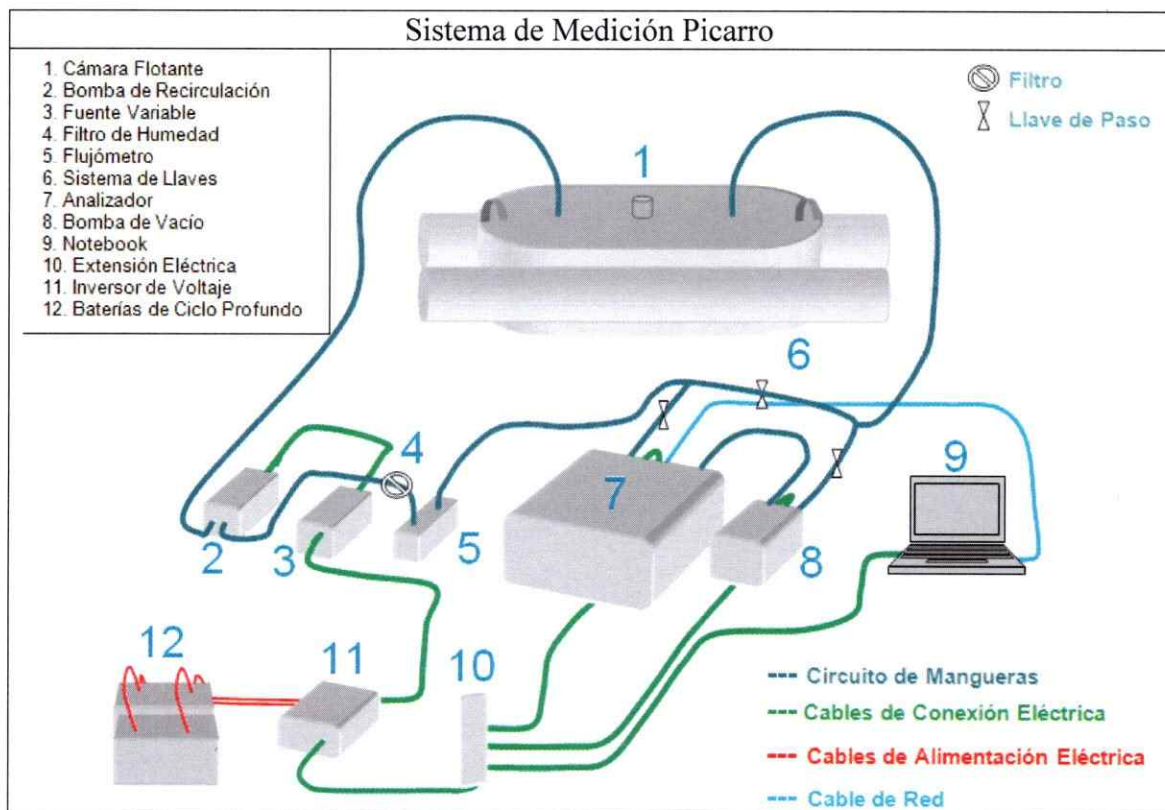


FIGURA 11. Esquema del sistema de medición del flujo de gases de efecto invernadero desde cuerpos de agua (CEA, 2012). 1) Cámara Flotante, 2) Bomba de Recirculación, 3) Fuente de voltaje variable, 4) Filtro de Humedad, 5) Flujómetro, 6) Sistema de Llaves,

7) Analizador, 8) Bomba de Vacío, 9) Notebook, 10.) Extensión Eléctrica, 11) Inversor de Voltaje, y 12) Baterías de Ciclo Profundo. Fuente: PICARRO INC. (2011).

2.4 Cálculo del Flujo Difusivo Superficial

A partir de la presión atmosférica y de la temperatura del aire, además de datos referentes al sistema de medición tales como largo del sistema de mangueras y profundidad de inmersión de la cámara flotante, junto a los datos de concentración registrados y su variación en el tiempo, se calculó el flujo difusivo superficial de CO₂ y CH₄, a escala espacio-temporal.

Para este cálculo se utilizó la tasa de cambio de la concentración de gas en un intervalo de 7 minutos, obtenida mediante el cálculo de la pendiente de la recta de la regresión lineal que mejor se ajusta a la gráfica de concentración en función del tiempo (ppm* s⁻¹), usando la siguiente ecuación:

$$\text{Flujo [mg * m}^{-2} * \text{d}^{-1}] = \frac{\text{Pendiente [ppm * s}^{-1}] \times F1 \times F2 \times \text{Volumen de la Cámara [m}^3]}{\text{Superficie de la Cámara [m}^2]}$$

Donde F1 es un factor de conversión de ppm a mg * m⁻³ (Ecuación 2) para condiciones normales de presión y temperatura.

$$\text{Conc. Gas [mg * m}^{-3}] = \frac{\text{Conc. Gas [ppm]} \times \text{Peso Molecular [g * mol}^{-1}] \times P_{\text{atm}} [\text{KPa}]}{8,3144 \text{ J * K}^{-1} * \text{mol}^{-1} \times (273,13 [\text{K} + T [^{\circ}\text{C}]])}$$

Y donde F2 es un factor de conversión de segundos a días (24 h. x 60 min x 60 s = 86400 [s * día⁻¹]).

2.5 Análisis Estadístico

Para poder llevar a cabo el análisis estadístico necesario, de forma de establecer la existencia o ausencia de diferencias espaciales significativas entre los flujos medidos (y de manera secundaria, diferencias temporales), se aplicaron test de homocedasticidad (test C de Cochran) y test de normalidad (test W de Shapiro – Wilk) con el software Statistica versión 7 (StatSoft, 2004). De esta forma se definió la estadística a aplicar, paramétrica en caso de tener variables con distribución normal, o no paramétrica en caso contrario. Sin embargo en caso de que una variable no tuviera distribución normal se probó la transformación de los datos a una escala diferente, escala logarítmica ($\text{Log}_{10}(X + 1)$) o escala ordinal (según Quinn & Keough, 2002). En todos los análisis se utilizó un valor de alfa (α) igual a 0,05 y no se realizaron correcciones al error de tipo I, pues se asumió el cumplimiento de los supuestos, en particular, de independencia de las variables, y de tamaño muestral necesario (Quinn & Keough, 2002).

En todos los casos de análisis de diferencias espaciales de las variables medidas se realizó ANOVA de 1 vía, en el cual se consideró la variable a analizar como variable dependiente (temperatura, oxígeno disuelto, pH, etc.), y la variable “estación” como variable independiente. En el caso del análisis de la variable “flujo de gas X” se realizó ANOVA de 2 vías, en todos los casos, se consideró la variable “flujo de gas X” como variable dependiente del rango horario y de la estación (ambas variables independientes). En el último de los análisis se realizó un análisis no paramétrico de

correlaciones entre la variable “Flujo de gas X” y las variables biológicas, químicas y físicas registradas (Correlación de Spearman).

III. RESULTADOS

3.1 Variables Climáticas

Se describen a continuación los datos de las variables meteorológicas registrados en las estaciones de monitoreo emplazadas en el embalse Rapel, estas fueron Velocidad del Viento, Temperatura del Aire y Presión Atmosférica.

3.1.1 Velocidad del Viento

Esta es una de las variables importantes de medir dentro del ecosistema lacustre, pues actúa como agente forzante sobre fenómenos de mezcla de la columna de agua, principalmente por advección. Esto a su vez aumenta la difusión superficial de los gases, en particular de gases poco solubles como el CH₄ (3,5% v/v a 17 °C, EINECS, 2009; Thornton y col, 1990).

El valor promedio de la velocidad del viento, fue similar en la estación LR-M y LR-A (promedio = 2,8 m/s), no así la estación LR-B (Las Balsas) donde fue menor en su valor promedio registrado (2,2 m/s), sin embargo, esta diferencia no fue significativa ($F_{2,57} = 0,534$, $p = 0,59$) (Tabla 4 y Figura 12).

TABLA 4. Valores promedio de la velocidad del viento para las tres estaciones, la desviación estándar (DS) y los valores mínimo y máximo. Además se presenta el número de mediciones realizadas en cada estación de monitoreo.

Variables	Velocidad del Viento [m/s]		
Estaciones	LR-M	LR-A	LR-B
Promedio	2,7	2,8	2,2
DS	1,3	2,3	1,7
Mínimo	0,4	0,0	0,0
Máximo	4,7	6,5	6,0
N	16	25	19

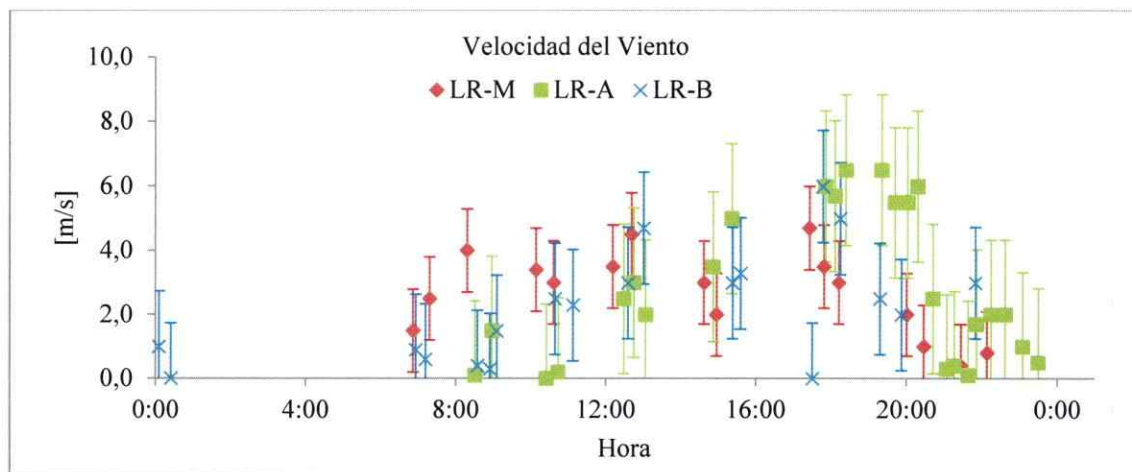


FIGURA 12. Variación diaria de la velocidad del viento en las tres estaciones de monitoreo del embalse Rapel. Las barras verticales corresponden a la desviación estándar de cada conjunto de datos.

3.1.2 Temperatura del Aire y Presión Atmosférica

El registro de las variables climáticas subsecuentes, son primordiales para calcular el flujo difusivo superficial de gases desde la fase acuosa hacia la atmosfera.

Otros parámetros que influye fuertemente en el comportamiento de los gases son la temperatura, y como consecuencia de esta, la presión atmosférica. La temperatura influye tanto en la columna de agua (afectando la solubilidad, disolución y ebullición) como en el aire (afecta el volumen, y por lo tanto, la concentración). Además afecta el comportamiento de la columna de agua pues modula fenómenos de mezcla y estratificación por formación de gradientes térmicos. Por otra parte, la presión atmosférica influye sobre la tasa de transporte de los gases desde la fase acuosa hacia el aire y viceversa, puesto que constituye una fuerza que actúa sobre los procesos de ebullición y desgasificación de estos (Thornton y col., 1990).

En el caso de las mediciones de presión atmosférica, se registró diferencias significativas entre estaciones, siendo en LR-B mayor que en las otras dos ($F_{2,56} = 8,43$, $p = 0,0006$) (**Tabla 5**). Por otra parte, el valor promedio de la temperatura del aire al interior de la cámara, fue similar en la estación LR-M y LR-B (promedio = 24°C), no así la estación LR-A (Alhué) donde fue mayor en su valor promedio registrado ($26,2^{\circ}\text{C}$), aquí también se registró el valor máximo ($34,6^{\circ}\text{C}$) ($F_{2,41} = 8,85$, $p = 0,0006$) (**Tabla 5 y Figura 13**).

TABLA 5. Valores promedio de la presión y temperatura ambientales para las tres estaciones, la desviación estándar (DS), y los valores mínimo y máximo. Además del número de mediciones en cada estación.

Variables	Presión ambiental [kPa]			Temperatura ambiental [°C]		
	LR-M	LR-A	LR-B	LR-M	LR-A	LR-B
Promedio	99,9	99,9	100,1	24	26	24
DS	0,2	0,1	0,1	3	3	3
Mínimo	99,7	99,8	99,9	20	22	20
Máximo	100,2	100,0	100,2	29	35	29
N	17	24	18	17	24	18

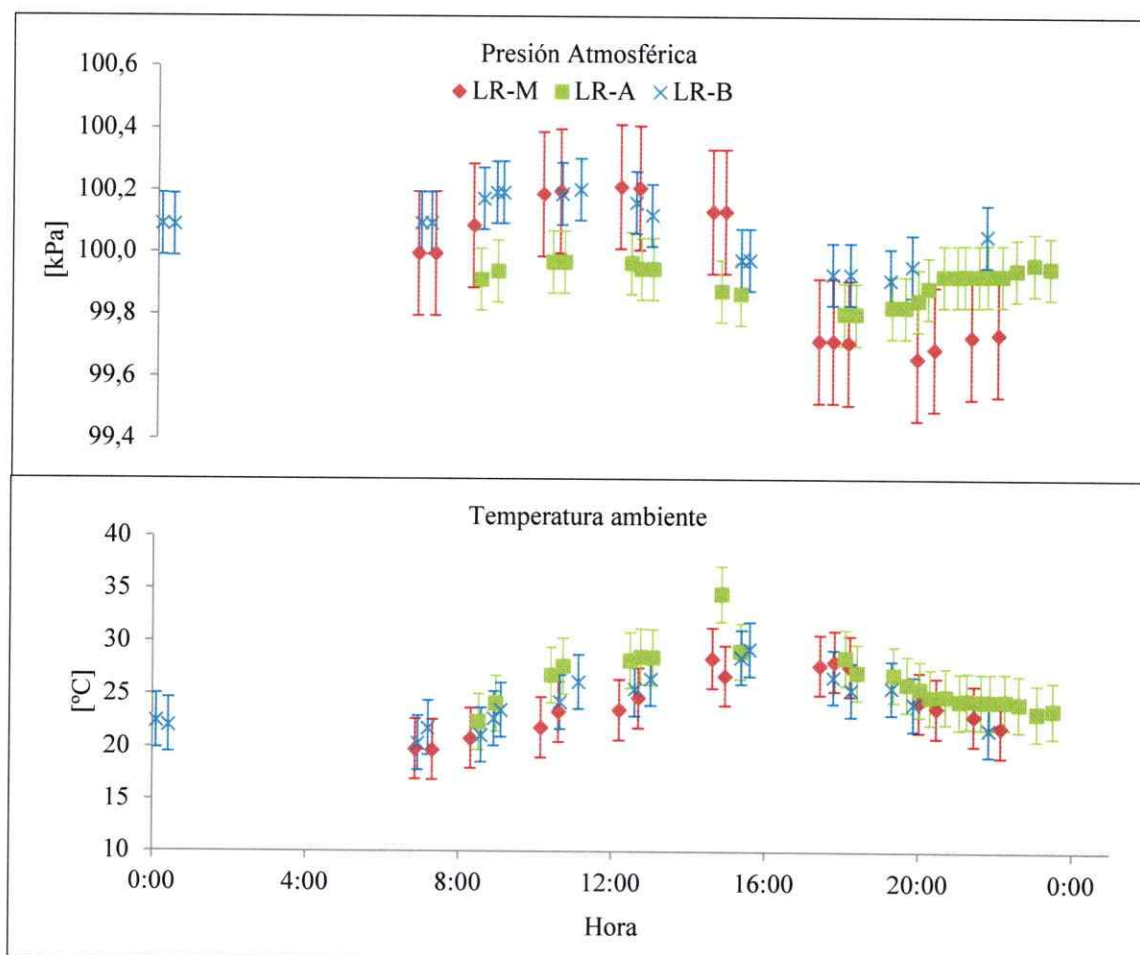


FIGURA 13. Variación diaria de la presión y temperatura ambientales en las tres estaciones del embalse Rapel. Los datos corresponden a valores medidos en el interior de la embarcación.

3.2 Calidad de Agua

Se describen a continuación los datos registrados en la medición de las variables de calidad de agua. En particular, algunas de las que, según la bibliografía, se encuentran relacionadas con la producción y dinámica de gases en cuerpos de agua y que debiesen ser consideradas en este tipo de estudios (UNESCO – IHA, 2009). Se presentan los resultados obtenidos de la mediciones de: temperatura del agua, Oxígeno Disuelto, pH, Potencial Redox, Turbidez, Radiación Fotosintéticamente Activa (PAR) y Clorofila *a*.

3.2.1 Temperatura del Agua

Debido a la importancia de la presencia de variaciones temporales y espaciales de este parámetro en el perfil vertical, se presentan los datos separados en Superficie y Fondo.

El valor promedio de la temperatura del agua superficial, fue similar en la estación LR-M y LR-B (en promedio = 25° C), no así la estación LR-A (Alhué) donde fue mayor el valor promedio (27° C), y donde se registró el valor máximo (28,9° C). Lo anterior se repitió en el valor promedio de la temperatura del agua de fondo, pero la estación del Muro (LR-M) presentó una temperatura menor (3° C menos que LR-B y 4° C menos

que LR-A) lo que puede explicarse por la gran diferencia en la profundidad de muestreo entre esta estación y las otras 2 (40 m v/s 5 y 9 m). (**Figura 14** y **Tabla 6**).

TABLA 6. Se muestra el valor promedio de la temperatura superficial y de fondo de la columna de agua para las tres estaciones, desviación estándar, y los valores mínimo y máximo, además del número de mediciones realizadas en cada estación de monitoreo.

Superficie [° C]	LR-M	LR-A	LR-B	Fondo [° C]	LR-M	LR-A	LR-B
Promedio	25,2	27,1	25,1	Promedio	21,6	26,1	25,0
DS	1,4	1,2	1,5	DS	1,3	0,7	0,9
Mínimo	23,0	25,5	22,5	Mínimo	19,5	24,8	23,7
Máximo	27,5	28,9	27,4	Máximo	23,5	27,1	26,3
N	7	8	8	N	7	8	8

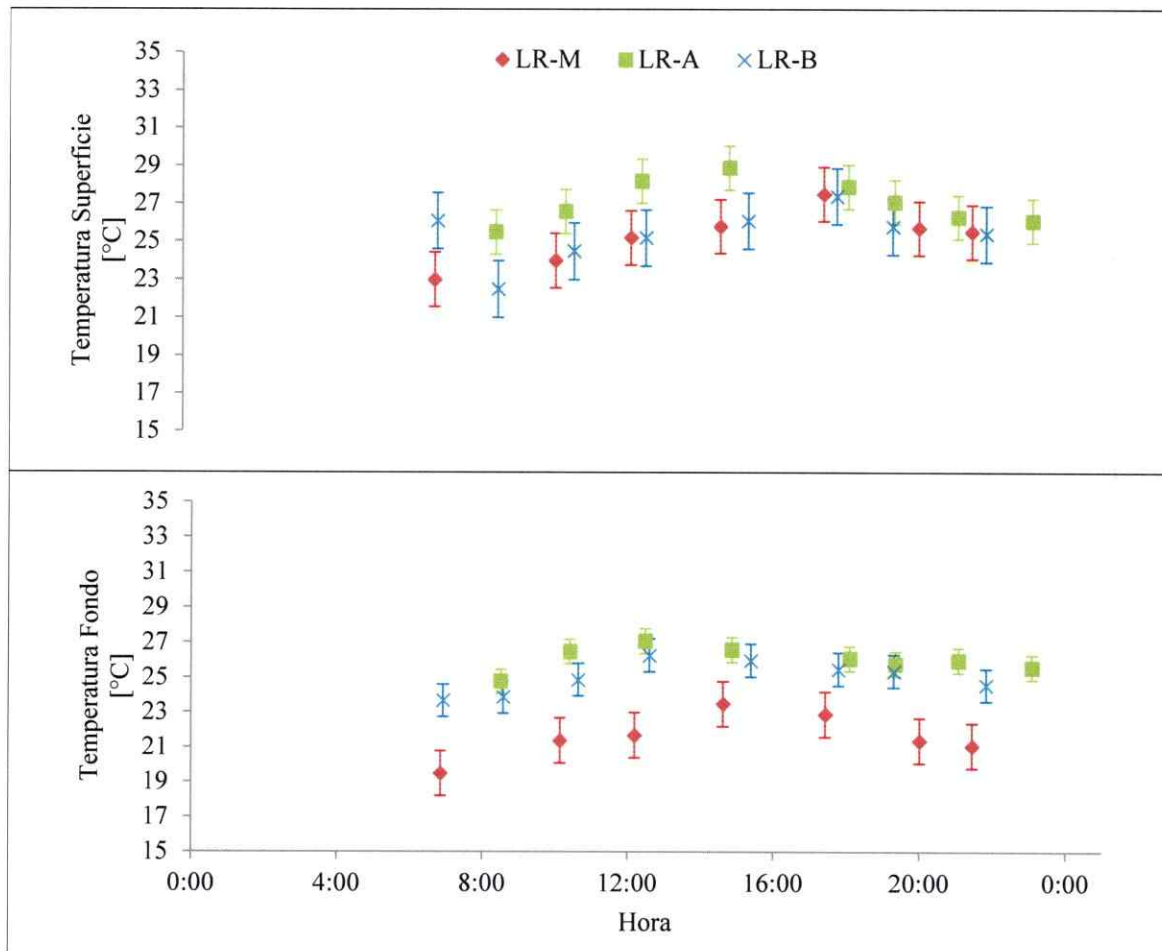


FIGURA 14. Variación diaria de la temperatura del agua en las tres estaciones. Arriba: Curva diaria de temperatura del agua Superficial. Abajo: Curva diaria de temperatura del agua de fondo. Las barras verticales corresponden a la desviación estándar del conjunto datos por estación.

La generación de perfiles verticales de parámetros de calidad de agua es útil para este tipo de estudios, puesto que la producción y emisión de gases tiene una dinámica relacionada fuertemente con características de la columna de agua, tales como:

presencia de anoxia en el fondo, presencia de estratificación térmica de la columna, coeficiente de extinción de la luz (extensión de la zona fótica), entre otras.

3.2.1.1 Perfil vertical de la Temperatura del Agua

Para los análisis subsiguientes de perfiles verticales, se elaboraron registros verticales de cada parámetro en relación a la profundidad de medición, a partir de datos registrados con la sonda CTD.

En términos generales, en lo que se refiere a temperatura del agua se observó que la columna de agua estuvo bien mezclada en las estaciones LR-A y LR-B (diferencia entre temperatura de fondo y superficie no superó los 2°C), pero en la estación LR-M, en su tramo más profundo (30 - 40 m), se apreció un descenso marcado de la temperatura de 22°C a 18°C en 5 m (**Figura 15**).

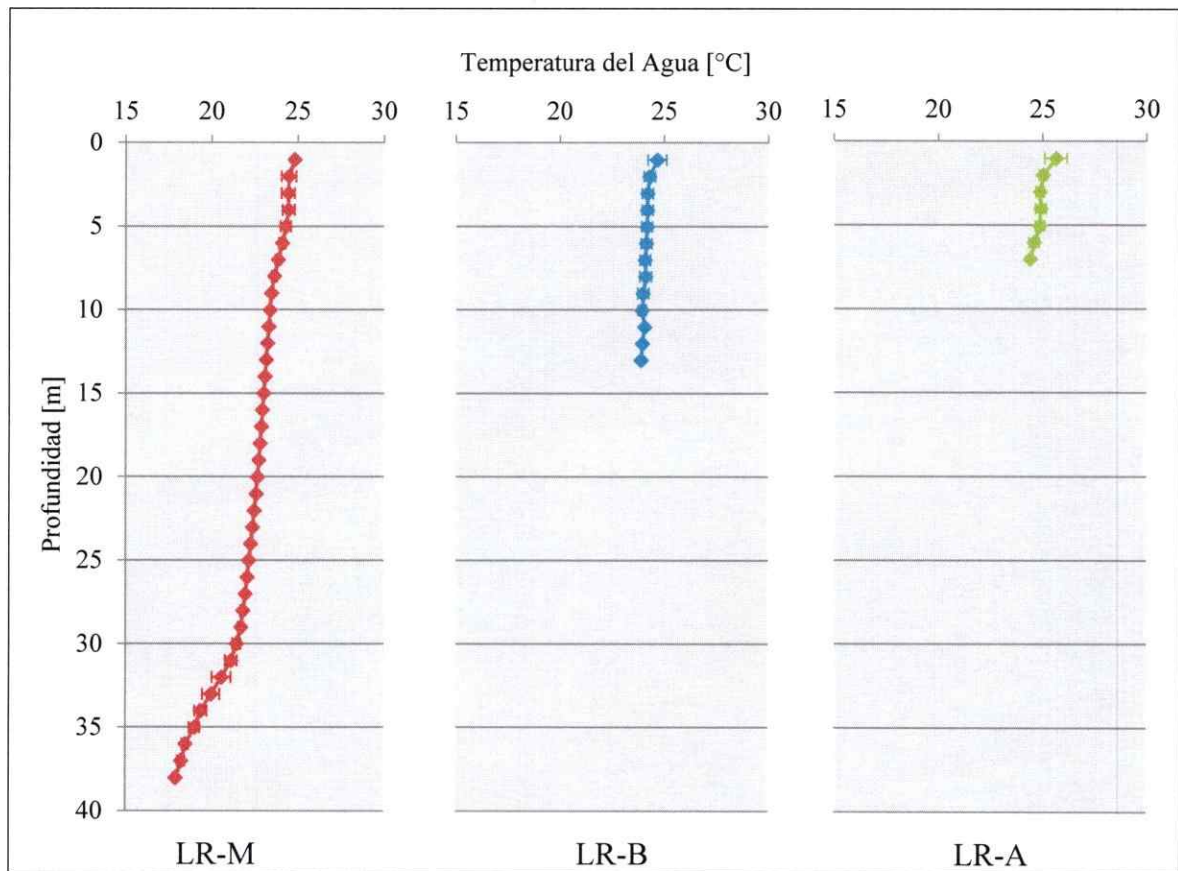


FIGURA 15. Perfiles de temperatura del agua elaborados a partir de datos registrados con sonda CTD. Se presentan los valores promedios diarios por cada metro de profundidad y para cada estación de monitoreo. Las barras de error corresponden a la desviación estándar de cada conjunto de datos (Variación intradiaria).

3.2.2 Oxígeno Disuelto

Esta variable es muy importante de medir, pues es un indicador de la productividad del sistema. Altos niveles de oxígeno pueden estar asociados a altas tasas fotosintéticas y presencia de anoxia puede indicar algún grado de Eutroficación, por otra parte, anoxia

en aguas profundas puede indicar estratificación térmica y/o alta producción bacteriana en sedimentos (Wetzel, 2001).

El valor promedio de la concentración de oxígeno en el agua superficial, fue similar en la estación LR-M y LR-A (en promedio = 8,6 mg/L), no así la estación LR-B (Las Balsas) donde fue menor el valor promedio (7,6 mg/L). En el valor promedio de la concentración de oxígeno de fondo destaca la estación de sector del Muro (LR-M) la cual presentó una concentración promedio de 1,6 mg/L (**Figura 16 y Tabla 7**).

Respecto de esta variable es importante destacar la estación LR-M por los bajos valores superficiales durante la mañana, además de la presencia de anoxia en el fondo, fenómeno que genera una multiplicidad consecuencias biológicas y químicas en el ecosistema. La variación diaria observada, como tendencia, obedece al comportamiento esperado del Oxígeno en el cuerpo de agua, presentando un máximo a mediodía y un mínimo cerca de la salida del sol, lo que está relacionado principalmente a la producción primaria del sistema (organismos fotosintéticos).

TABLA 7. Valor promedio del Oxígeno Disuelto Superficial y del fondo de la columna de agua para las tres estaciones, desviación estándar, y los valores mínimo y máximo, además del número de mediciones en cada estación.

Superficie [mg/L]	LR-M	LR-A	LR-B	Fondo [mg/L]	LR-M	LR-A	LR-B
Promedio	8,3	8,8	7,6	Promedio	1,6	6,8	6,2
DS	2,8	1,0	1,2	DS	1,3	0,6	1,0
Mínimo	3,6	7,7	5,8	Mínimo	0,0	5,5	4,9
Máximo	10,6	10,5	9,5	Máximo	3,1	7,5	7,7
N	7	8	8	N	7	8	8

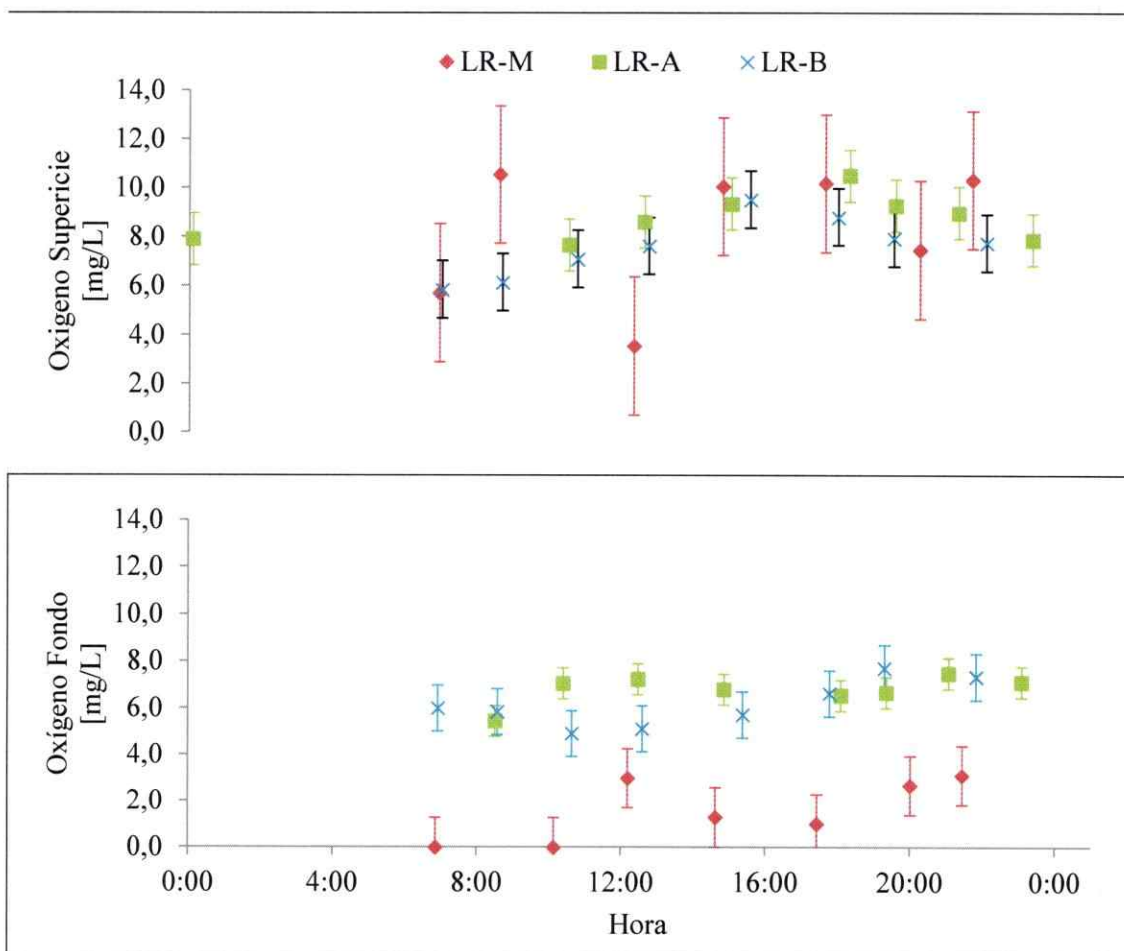


FIGURA 16. Variación diaria de la concentración de Oxígeno Disuelto en el agua Superficial (gráfico superior) y de Fondo (gráfico inferior). Las barras de error corresponden a la desviación estándar de cada conjunto de datos; no se grafican las barras que abarcan valores negativos.

3.2.2.1 Perfil vertical de la concentración de Oxígeno Disuelto

Respecto al contenido de oxígeno disuelto en la columna de agua es importante destacar los valores registrados en la estación de monitoreo LR-M. Lugar donde se registró anoxia en el fondo durante las primeras horas de la mañana. Por otra parte, en las otras dos estaciones se registraron mayores concentraciones en la superficie que en el fondo (**Figura 17**).

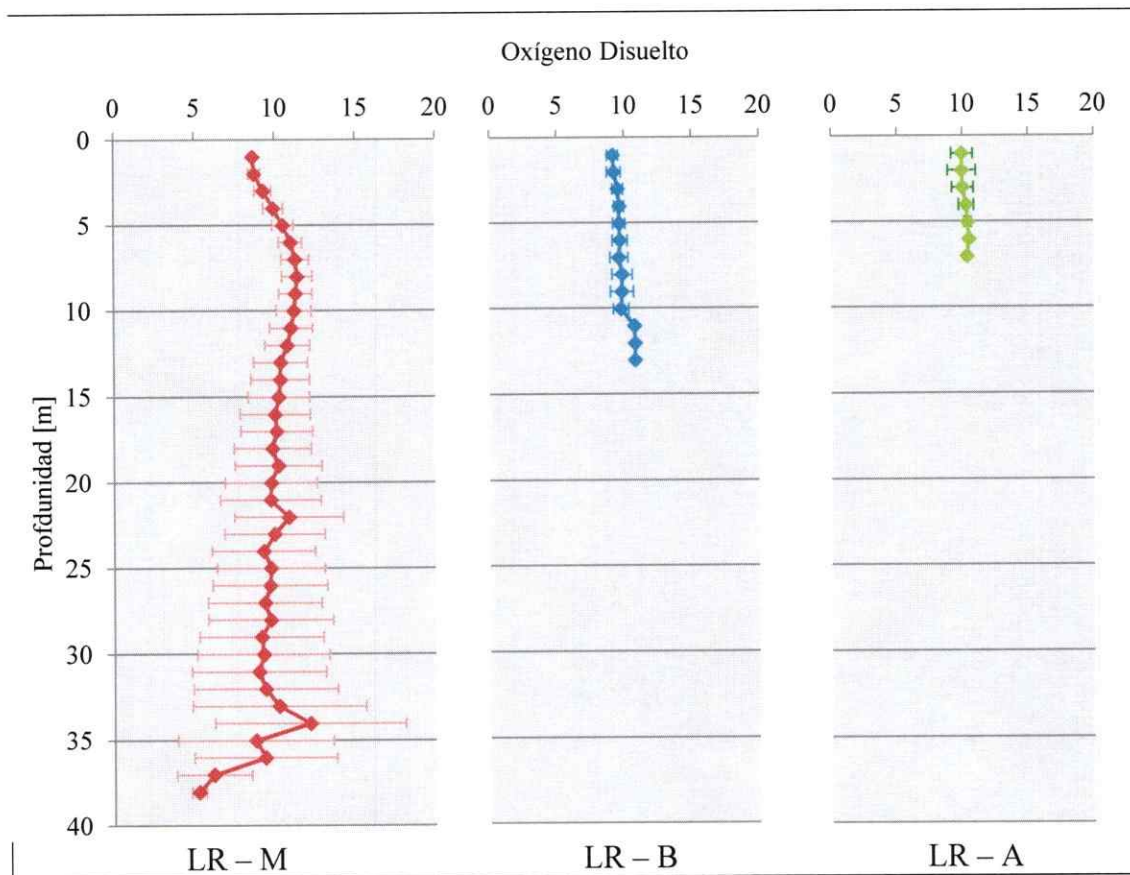


FIGURA 17. Perfiles de oxígeno disuelto en la columna de agua elaborado a partir de mediciones con sonda CTD (6 para LR-M, 9 para LR-B y 8 para LR-A). Se presentan los valores promedios diarios por cada metro de profundidad y para cada estación de monitoreo. Las barras de error corresponden a la desviación estándar de cada conjunto de datos (variación intradiaria).

3.2.3 Valores de pH

Este parámetro está relacionado con la presencia de oxígeno en la columna de agua, y este a su vez, con la producción fotosintética del sistema y, por otra parte con la

productividad anaeróbica en la zona anóxica (sedimentos y agua subyacente). También es importante la información que brinda este parámetro respecto de la capacidad del agua de actuar como reservorio o fuente del CO₂. (Thornton, 1990; Wetzel, 2001; Willem, 2009).

Respecto de esta variable es importante destacar la estación LR-B por los bajos valores superficiales durante la mañana (antes de la salida del sol), los que corresponden a los valores más bajos registrados en superficie. Así como también los valores registrados en las aguas del fondo en la estación LR-M (**Tabla 8**).

TABLA 8. Valor promedio del pH Superficial y del fondo de la columna de agua para las tres estaciones, desviación estándar, y los valores mínimo y máximo además del número de mediciones en cada estación.

Superficie	LR-M	LR-A	LR-B	Fondo	LR-M	LR-A	LR-B
Promedio	8,64	8,85	8,24	Promedio	7,33	8,37	7,84
DS	0,10	0,17	0,30	DS	0,05	0,22	0,22
Min	8,48	8,64	7,83	Min	7,25	7,89	7,56
Max	8,82	9,11	8,69	Max	7,40	8,65	8,26
N	7	8	8	N	7	8	8

La variación diaria observada, como tendencia, obedece al comportamiento esperado del pH en el cuerpo de agua, presentando un máximo en la media tarde un mínimo cerca de la salida del sol, lo que está relacionado principalmente a la producción primaria del sistema (organismos fotosintéticos).

3.2.3.1 Perfil vertical de pH

Respecto del pH en la columna de agua es importante destacar la estación LR-B por los bajos valores superficiales, los que corresponden a los valores más bajos registrados en comparación a las otras dos estaciones. Sin embargo en la sección más profunda de las tres estaciones el valor promedio fue muy similar (**Figura 18**).

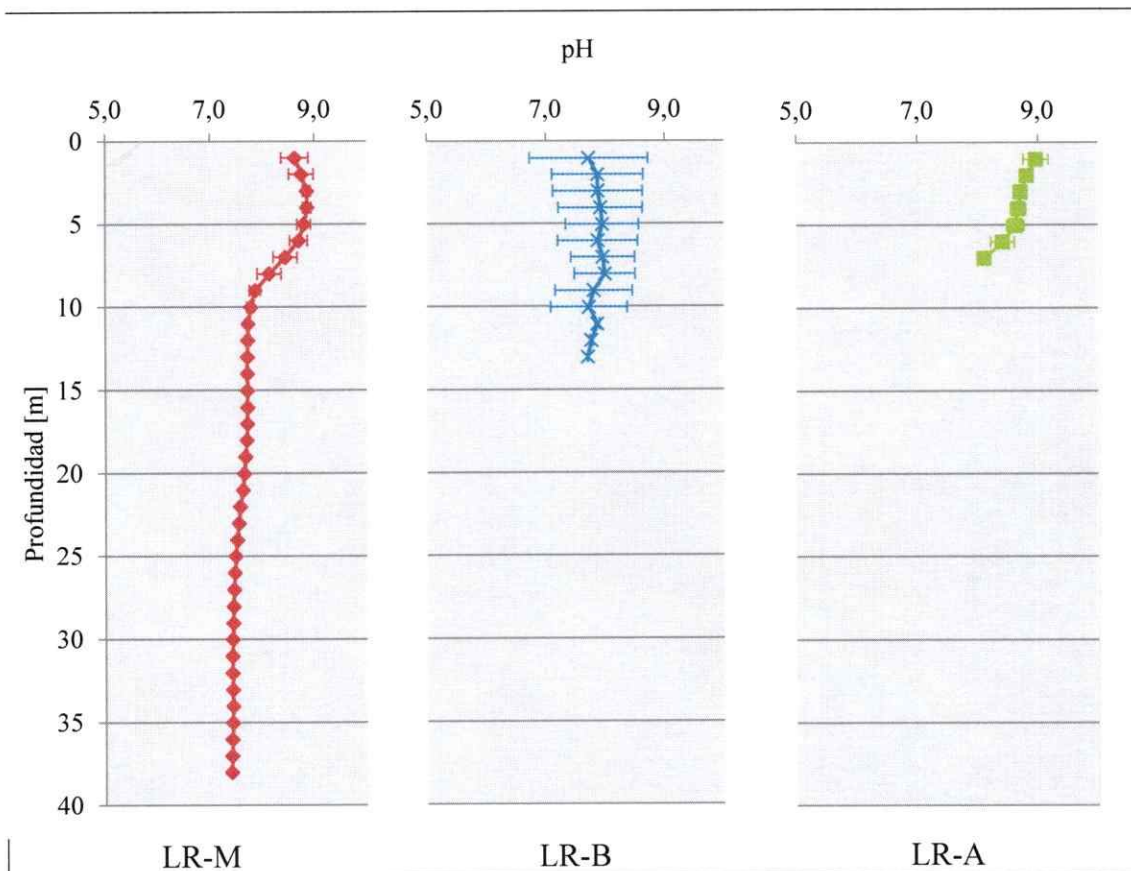


FIGURA 18. Perfiles de pH en la columna de agua elaborados a partir de mediciones con sonda CTD. Se presentan los valores promedios diarios por cada metro de

profundidad y para cada estación de monitoreo. Las barras de error corresponden a la desviación estándar de cada conjunto de datos (variación intradiaria).

3.2.4 Potencial Redox (Eh)

El carácter oxidante o reductor del ambiente define la presencia o ausencia de oxígeno, lo que a su vez puede ser un indicador de forma indirecta de la actividad primaria bacteriana y/o fotosintética que está operando (Wetzel, 2001).

Respecto de esta variable es importante destacar los valores registrados en las aguas del fondo en la estación LR-M (**Tabla 9**). En particular, se observó que LR-M presentó los valores más bajos (únicos negativos). Por otra parte, en las estaciones LR-A y LR-B se registraron solo valores positivos, y el más alto de ellos se registró en LR-B (**Tabla 9**).

Los bajos valores observados en LR-M estarían dando cuenta de la presencia de anoxia en el fondo, en particular por la profundidad de la columna de agua. Por otra parte el valor más alto se registró en LR-B, lo que estaría relacionado con la mayor productividad (producción de oxígeno).

TABLA 9. Valor promedio del Potencial Redox superficial y del fondo de la columna de agua para las tres estaciones, desviación estándar, y los valores mínimo y máximo, además del número de mediciones realizadas en cada estación.

Superficie [mV]	LR-M	LR-A	LR-B	Fondo [mV]	LR-M	LR-A	LR-B
Promedio	63,1	73,6	116,5	Promedio	-267,0	92,3	127,5
DS	27,7	46,1	27,7	DS	43,4	33,6	25,2
Mínimo	31,4	18,1	62,9	Mínimo	-316,4	56,2	91,3
Máximo	102,2	139,0	150,8	Máximo	-209,7	142,9	159,4
N	6	8	9	N	6	8	9

3.2.4.1 Perfil vertical de Potencial Redox

Respecto al potencial de óxido-reducción en la columna de agua es importante destacar los valores registrados en la estación de monitoreo LR-M. En esta estación se registró una variación en los últimos metros (bajo los 30 m), presentándose valores negativos en casi la totalidad de las mediciones diarias. También cabe notar el amplio rango de variación en LR-A, con valores cercanos a cero y la diferencia entre superficie y fondo (**Figura 19**).

La variación del Potencial Redox a través de la columna de agua está relacionada directamente con la presencia de oxígeno, y esta a su vez con la productividad fotosintética. Aquellas estaciones con potenciales redox negativos estarían relacionados con bajos niveles de oxígeno disuelto o anoxia (Wetzel, 2001).

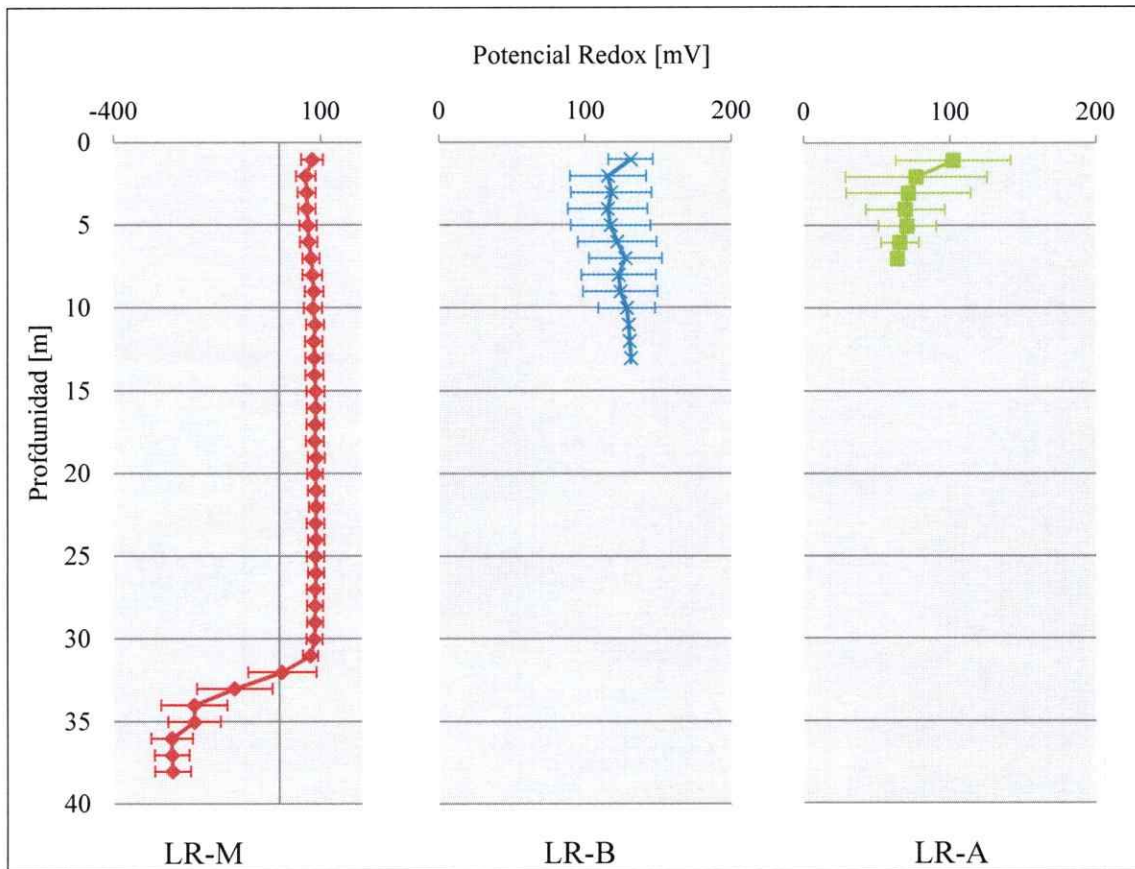


FIGURA 19. Valor promedio diario del Potencial Redox en cada metro de columna de agua, para las tres estaciones. Las barras de error corresponden a la desviación estándar del conjunto de datos de cada punto graficado.

3.2.5 Turbidez

Cuando se incrementa la cantidad de partículas suspendidas y disueltas en el agua, entonces aumenta la turbidez. Estas partículas constituyeron un bloqueo a la luz solar y, consecuentemente, evitan, en algún grado, el paso de la radiación fotosintéticamente activa (PAR), la que los organismos fotosintéticos requieren para la fotosíntesis. Como consecuencia el proceso de asimilación de CO₂ puede verse disminuido y la respiración microbiana llega a ser mayor (Wetzel, 2001; Thorton y col., 1990).

El valor promedio de la turbidez en el agua superficial, fue diferente en las tres estaciones, destacándose LR-B por presentar los valores más altos (promedio = 21,9 FTU; máximo 23,8 FTU). Este patrón se repitió en las aguas del fondo, con la estación LR-B con valores promedio y puntuales mayores que las otras dos estaciones (32,0 FTU promedio y 45,4 FTU como máximo) (**Tabla 10**).

TABLA 10. Promedio de turbidez superficial y del fondo en la columna de agua de las tres estaciones de monitoreo, se muestra la desviación estándar, los valores mínimo y máximo, y el número de mediciones realizadas en cada estación.

Superficie [FTU]	LR-M	LR-A	LR-B	Fondo [FTU]	LR-M	LR-A	LR-B
Promedio	12,3	15,7	21,9	Promedio	8,0	19,0	32,0
DS	0,4	4,8	1,4	DS	0,2	2,4	5,7
Mínimo	11,6	3,9	19,3	Mínimo	7,7	14,9	25,3
Máximo	12,6	18,0	23,8	Máximo	8,2	23,1	45,4
N	6	8	9	N	6	8	9

3.2.5.1 Perfil vertical de Turbidez

Respecto a la turbidez registrada en los perfiles verticales es importante destacar la variación observada en la estación LR-B. En esta estación se registró una variación en los últimos metros (bajo los 10 m), presentándose un aumento cercano al doble del promedio de los primeros 10 metros. Las otras dos estaciones no presentaron grandes variaciones en profundidad (**Figura 20**).

Los niveles altos de turbidez registrados en LR-B podrían haber sido causados por partículas suspendidas en el agua provenientes de sedimentos y por la presencia de microorganismos en suspensión (fito y zooplancton).

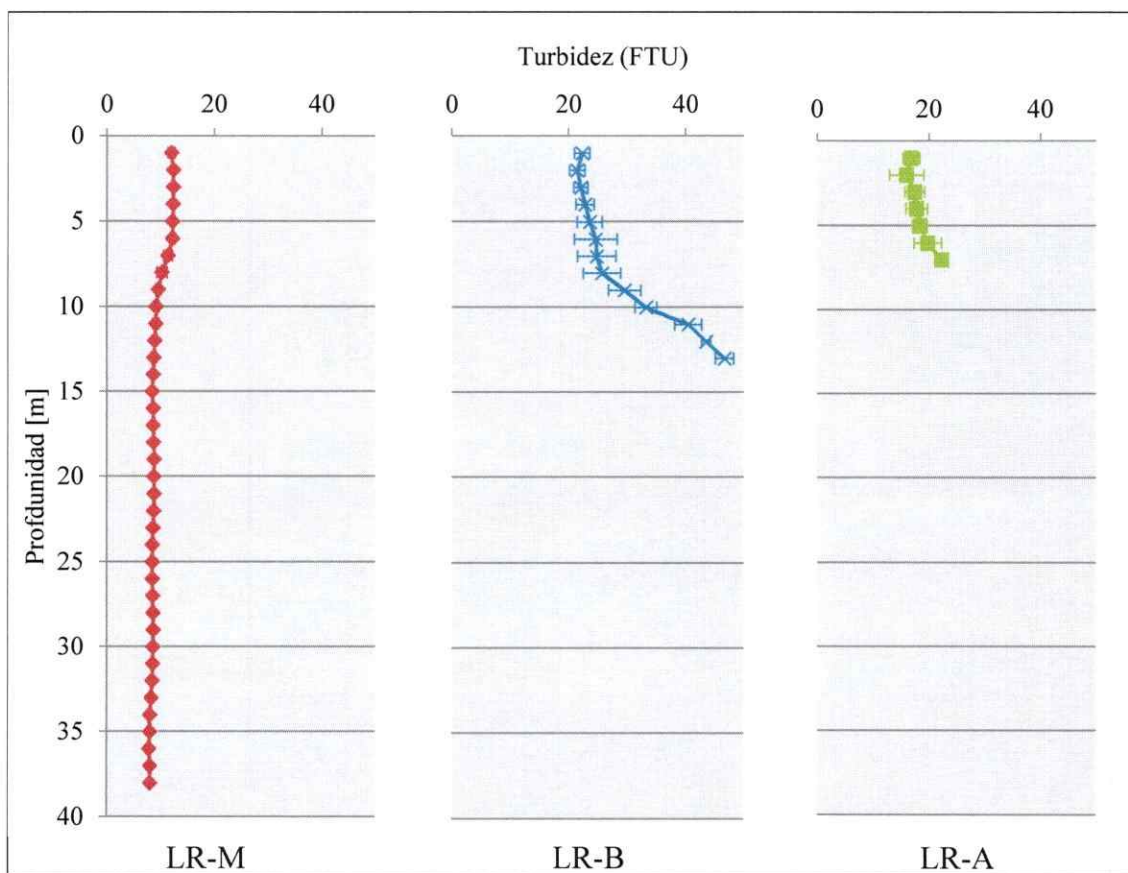


FIGURA 20. Valor promedio diario de la Turbidez por cada metro de columna de agua, en las tres estaciones. Las barras de error corresponden a la desviación estándar del conjunto de datos de cada punto graficado.

3.2.6 Radiación Fotosintéticamente Activa (PAR)

El valor promedio de la PAR en el agua superficial, fue similar en las estaciones del El Muro (LR-M) y Las Balsas (LR-B), sin embargo LR-A registró los valores más bajos (promedio y mínimo). Este patrón se repitió en las aguas del fondo, donde las tres

estaciones registraron valores promedio considerablemente menores a los de la superficie (**Tabla 11**).

TABLA 11. Promedio de radiación PAR en la zona superficial y del fondo en la columna de agua de las tres estaciones de monitoreo, se presenta la desviación estándar, los valores mínimo y máximo, y el número de mediciones realizadas en cada estación.

Superficie [μmol Fotones / $\text{m}^2 \times \text{s}$]	LR-M	LR-A	LR-B	Fondo [μmol Fotones / $\text{m}^2 \times \text{s}$]	LR-M	LR-A	LR-B
Promedio	568,2	152,4	668,7	Promedio	94,8	53,7	108,9
DS	576,1	99,9	696,0	DS	11,1	30,1	10,7
Mínimo	67,3	35,4	89,2	Mínimo	73,7	27,6	90,4
Máximo	1597,9	295,4	2036,3	Máximo	103,8	121,1	124,1
N	6	8	9	N	6	8	9

3.2.7. Perfil vertical de PAR

Respecto al comportamiento de la radiación fotosintéticamente activa en la columna de agua es importante destacar el comportamiento observado en las estaciones LR-M y LR-B, en las cuales la radiación presentó su máximo en superficie para luego descender rápidamente bajo los 3 m. Por otra parte, en la estación LR-A se observó un comportamiento distinto, presentando su valor máximo bajo la superficie, en los primeros dos metros (**Figura 21**).

Es importante considerar esta variable para el análisis posterior de los resultados, puesto que la profundidad de penetración de la luz (medida como transparencia) y la intensidad de la radiación útil para la fotosíntesis (PAR) son factores fundamentales y limitantes para el desarrollo de la actividad microbiana autotrófica, y a su vez son indicadores de la concentración de elementos suspendidos que bloquean el paso de la luz, como sedimentos y material suspendido y disuelto, además de zoo y fitoplancton.

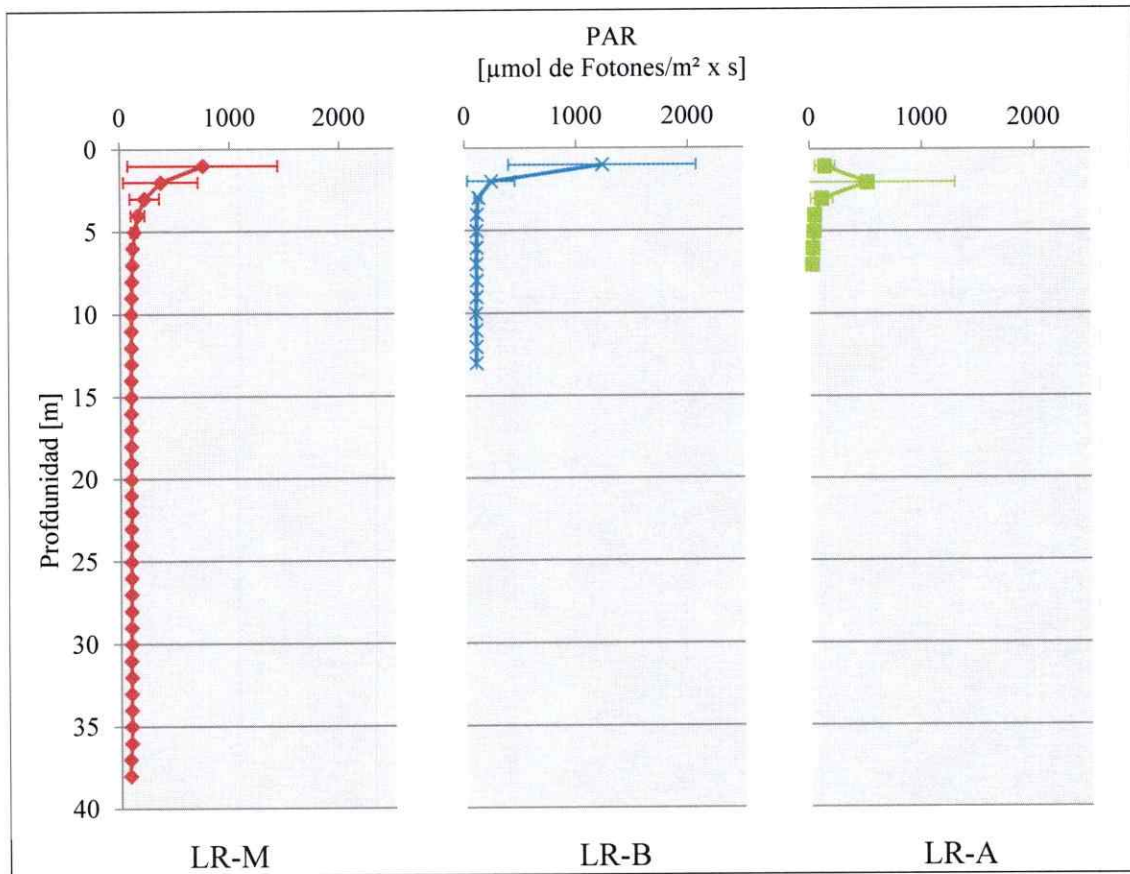


FIGURA 21. Valor promedio diario de la radiación fotosintéticamente activa (PAR) por cada metro de columna de agua, en las tres estaciones. Las barras de error corresponden a la desviación estándar del conjunto de datos de cada punto graficado.

3.2.7 Concentración de Clorofila *a*

Una medida directa para estimar la productividad del sistema fue la cuantificación de clorofila “a”, indicador de la actividad fotosintética de los productores primarios que se encuentra asociada de manera directa con el flujo de CO₂ y de forma indirecta con el de CH₄ (por producción de O₂, que genera la oxidación del CH₄ en la columna de agua).

Los valores de concentración de clorofila *a* en aguas superficiales variaron entre las tres estaciones. La estación con las menores concentraciones fue LR-M con un promedio superficial de 11,7 $\mu\text{g/L}$. Por otra parte las estaciones LR-A y LR-B presentaron valores promedio similares y mayores que LR-M, 35,8 y 37,6 $\mu\text{g/L}$, respectivamente, donde LR-A presentó el valor más alto (**Tabla 12** y **Figura 22**).

TABLA 12. Valor promedio de la concentración de clorofila *a* superficial en las tres estaciones. Se presenta la desviación estándar, valor mínimo y máximo. Además del número de mediciones en cada estación.

Superficie [$\mu\text{g/L}$]	LR-M	LR-B	LR-A
Promedio	11,7	35,8	37,6
DS	1,9	2,7	10,5
Mínimo	9,6	33,1	31,0
Máximo	13,4	38,4	49,7
N	3	3	3

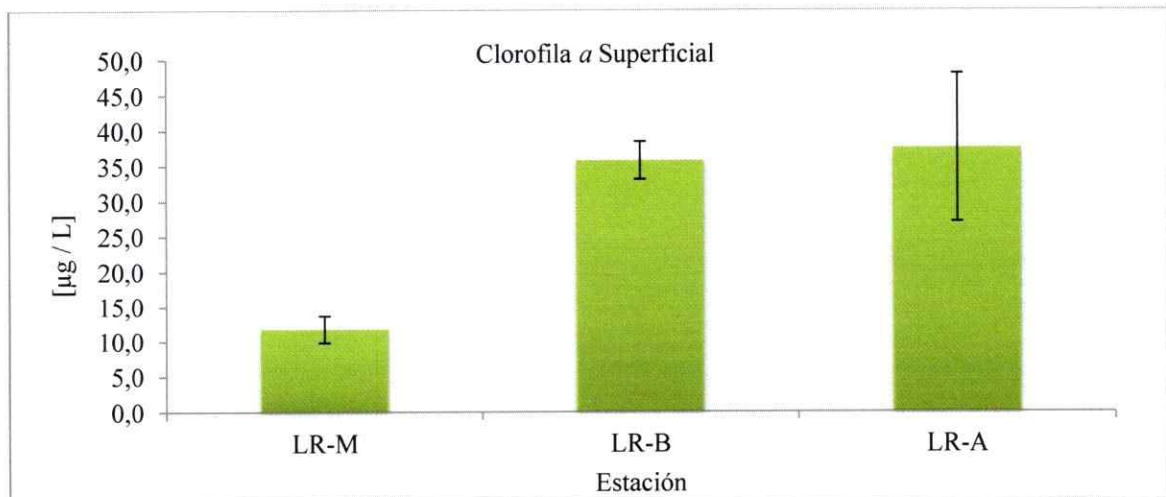


FIGURA 22. Promedio diario de la concentración en superficie (0,10 m) de Clorofila *a*, en las tres estaciones. Las barras de error corresponden a la desviación estándar del conjunto de datos de cada punto graficado.

3.2.7.1 Perfil vertical de concentración de Clorofila *a*

En relación a la variación vertical de la concentración de clorofila *a* en la columna de agua es importante observar que la zona de mayor concentración para las tres estaciones corresponde a una profundidad entre 2 y 5 m, bajo la cual se observa un descenso (Figura 23).

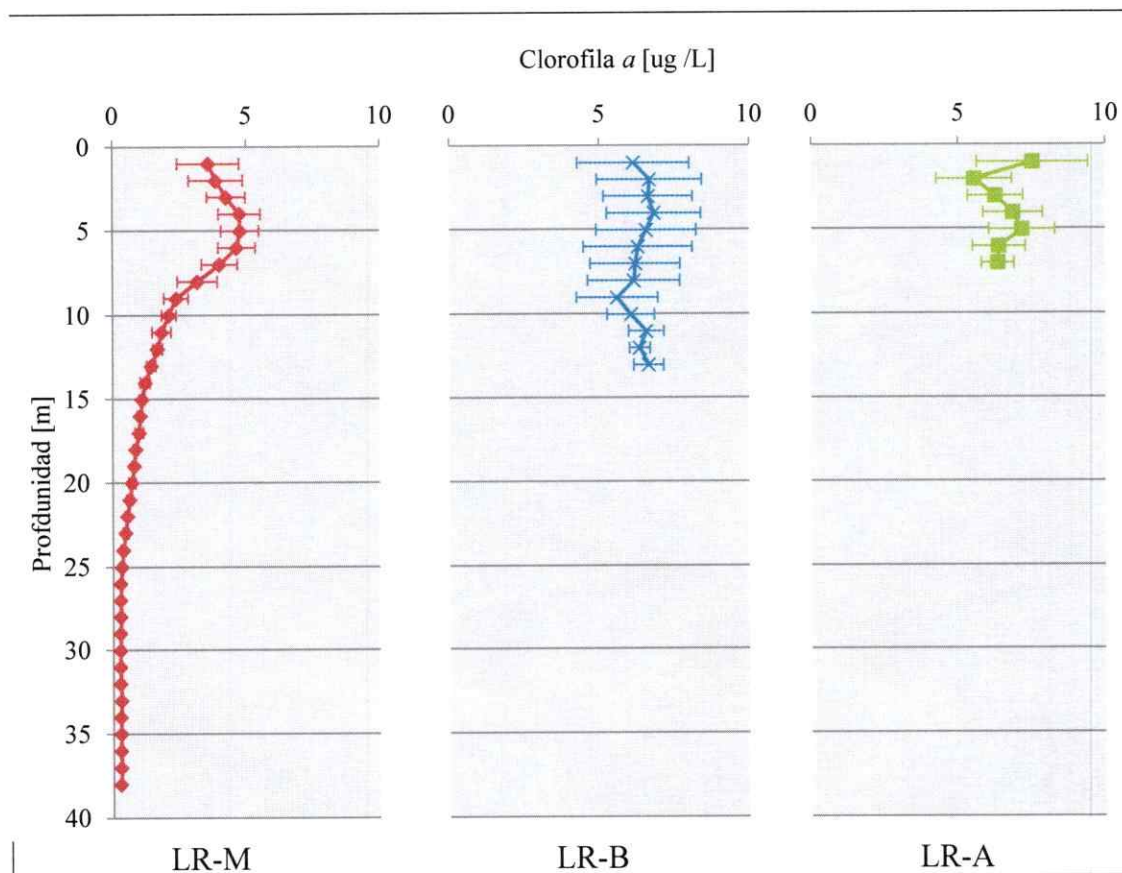


FIGURA 23. Perfil del valor promedio diario de la concentración de Clorofila “a” en cada metro de columna de agua, para las tres estaciones. Las barras de error corresponden a la desviación estándar del conjunto de datos de cada punto graficado.

3.3 Otros Parámetros

Se describen a continuación los datos registrados en la medición de otras variables que describen la calidad del agua y de los sedimentos: Nutrientes, Potencial de Oxidoreducción de los sedimentos, Fitoplancton, y Transparencia.

3.3.1 Nutrientes

Se realizó una caracterización de la concentración de nutrientes en cada estación de monitoreo, registrándose en el agua superficial y de fondo. Destacan, la estación LR-B por ser la única que presentó Nitrato sobre el límite de detección; LR-B por ser la única que presentó Amonio en superficie y por presentar altas concentraciones de Nitrito (en relación con las otras dos; y la estación LR-M por presentar las concentraciones más altas de Nitrógeno Orgánico Total, Fósforo Total y, en especial, de Amonio en las aguas del fondo (**Tabla 13**).

TABLA 13. Concentración de nutrientes en el agua superficial y del fondo de las tres estaciones. Se presenta la desviación estándar, valor mínimo y máximo. Los valores bajo el límite de detección del método analítico se muestran como <LD.

Concentración [mg/L]	Nitrito (NO ₂)		Nitrato (NO ₃)		Nitrógeno Orgánico Total		Amonio (NH ₄)		Fósforo Total	
	SUP	FON	SUP	FON	SUP	FON	SUP	FON	SUP	FON
Estación										
LR-M	2,1	1,9	<LD	<LD	150	589	<LD	520	24	115
LR-A	3,2	5,4	<LD	<LD	418	271	<LD	43	50	55
LR-B	22,4	21,4	49,5	48,0	301	253	32	125	68	88

3.3.2 Potencial Redox de los Sedimentos

Se realizó también una caracterización del estado de óxido – reducción de los sedimentos del fondo en cada estación de monitoreo, registrándose el Potencial de Oxido-reducción. Las tres estaciones presentaron valores similares y todos negativos (-188 mV promedio) (**Tabla 14**).

La presencia de potenciales redox negativos en los sedimentos estarían dando cuenta de la presencia de anoxia en estos, y probablemente en el agua subyacente, ambas situaciones podrían favorecer la producción de CH₄. Si la anoxia incluye parte de la columna de agua, entonces se favorecería la emisión de este gas, puesto que no se oxida al ascender hacia la superficie (Del Sontro y col, 2010).

TABLA 14. Potencial Redox medido en los sedimentos del fondo de las tres estaciones de monitoreo en el Embalse Rapel.

Estación	Potencial Redox [mV]
LR-M	-186
LR-A	-191
LR-B	-188

3.3.3 Fitoplancton

En la caracterización del Fitoplancton de cada estación de monitoreo, se encontró que las tres estaciones poseen poblaciones distintas, en relación a la especies más representadas. En relación a la biomasa cuantificada (N° de células por litro) se encontró que LR-M es la estación con mayor biomasa, luego LR-A y LR-B, con la menor concentración. También es importante destacar la estación LR-B por tener la menor representación de organismos, de los cuales *Oscillatoria sp.* tuvo el 71% de representación en el total de células de la estación, y, además tuvo el 30,5% de las células encontradas en el total de las tres estaciones. Vale destacar también que la especie *Anabaena sp.* sólo estuvo presente en la estación LR-M (**Tabla 15** y **Figura 24**).

TABLA 15. Biomasa de Fitoplancton, en células por litro, registrado en la columna de agua de las tres estaciones de muestreo en el Embalse Rapel, se presenta el porcentaje relativo de cada especie, el total de células por estación y cantidad de especies encontradas.

Concentración [células/L] Especies	LR-M		LR-A		LR-B		TOTAL	
<i>Anabaena sp.</i>	692	13%	0	0%	0	0%	692	5,6%
<i>Ceratium hirundinella</i>	553	10%	370	8%	241	10%	1163	9,4%
<i>Mougeotia sp.</i>	13	0%	548	12%	79	3%	639	5,2%
<i>Oscillatoria sp.</i>	127	2%	1963	43%	1687	71%	3777	30,5%
<i>Pediastrum duplex</i>	3233	59%	1387	30%	295	12%	4915	39,7%
<i>Pediastrum simplex</i>	807	15%	270	6%	75	3%	1152	9,3%
<i>Scenedesmus sp.</i>	0	0%	0	0%	4	0%	4	0,0%
<i>Selenastrum sp.</i>	0	0%	7	0%	0	0%	7	0,1%
<i>Staurastrum sp.</i>	19	0%	14	0%	0	0%	33	0,3%
TOTAL	5443	7 spp.	4559	5 spp.	2382	5 spp.		9 spp.

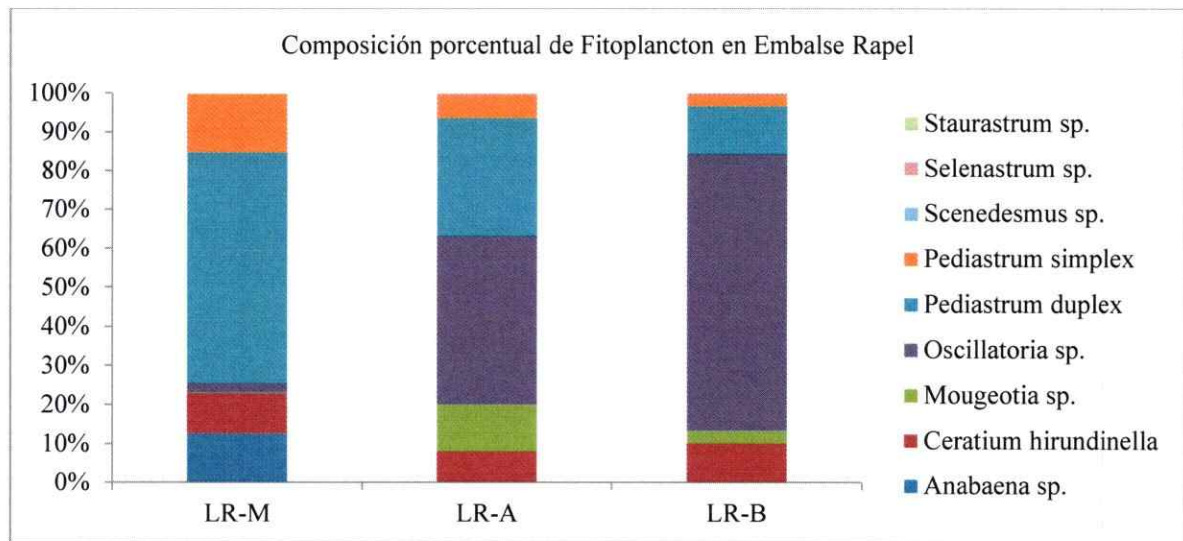


FIGURA 24. Composición porcentual del fitoplancton registrado en la columna de agua de las tres estaciones en el Embalse Rapel. Se presenta el listado de especies y su aporte porcentual (biomasa) al total registrado en cada estación de monitoreo.

3.3.4 Transparencia

La transparencia del agua, medida con Disco Secchi, presentó valores similares en LR-B y LR-A, no así en LR-M, donde se registró el mayor valor promedio (1,35 m). Los valores no registraron mayor variación durante el día en ninguna de las tres estaciones (Tabla 16).

TABLA 16. Valor promedio diario de transparencia del agua medida con Disco Secchi. Se presenta la desviación estándar, valor mínimo y máximo. Además del número de mediciones realizadas en cada estación de monitoreo.

Profundidad [m] Estación	LR-M	LR-B	LR-A
Promedio	1,35	0,80	0,88
DS	0,10	0,04	0,11
Mínimo	1,24	0,75	0,75
Máximo	1,50	0,85	1,02
N	6	6	6

3.4 Flujo De Gases

3.4.1 Flujo de Dióxido de Carbono (CO₂)

Para el promedio diario del flujo de CO₂, el ANDEVA mostró que al menos una estación presentó diferencias significativas con el resto ($F_{2,44} = 37.19$; $p < 0,001$). El test de Tukey mostró que la estación LR-B mostró valores significativamente mayores a LR-M y LR-A, y lo únicos positivos (emisión) (Tablas 17 - 19 y Figura 26).

La mayor variación del flujo de CO₂ se registró en LR-A, donde varió desde -2979 a -400 mg CO₂ * m⁻² * d⁻¹ y la menor se encontró en LR-M, donde varió desde -2042 a -507 mg CO₂ * m⁻² * d⁻¹ (Tabla 17). Es importante destacar que ambas estaciones sólo registró absorción de CO₂ durante toda la jornada de medición, a diferencia de la estación LR-B que solo registró absorción entre las 13:00 h y las 18:00 h (Figura 25).

Como mediciones puntuales se registró la mayor emisión en LR-B (Las Balsas) y la mayor absorción en LR-A (Alhué), 1325 mg CO₂ * m⁻² * d⁻¹ y -2979 mg CO₂ * m⁻² * d⁻¹, respectivamente (Tabla 17).

Cabe destacar también la diferencia temporal hallada sobre el promedio del flujo de CO₂, esto es, el flujo presentó diferencias significativas al comparar rangos horarios discretos ($F_{3,44} = 9.68$; $p < 0,001$). El test de Tukey mostró que los flujos medidos entre

las 12 horas y las 20 horas, fueron mayores a los medidos entre las 20 horas y las 8 horas (**Tablas 18 y Figura 25**).

3.4.2 Flujo de Metano (CH₄)

Con la finalidad de realizar los análisis estadísticos de significancia de las diferencias de flujos entre estaciones de monitoreo, se realizó la transformación logarítmica de los datos de flujo de CH₄.

Al considerar el valor promedio diario del flujo de CH₄, el ANDEVA de 2 vías mostró que al menos una estación presentó diferencias significativas con las otras dos, en ciertos intervalos horarios ($F_{2,40} = 41.82$; $p < 0,001$). El test de Tukey mostró que la estación LR-B mostró valores significativamente mayores a LR-M y LR-A (442 versus 21 y 33 mg CH₄ * m⁻² * d⁻¹, como promedios respectivos), tal diferencia fue explicada por los altos flujos de CH₄ registrados entre las 12 y 16, y entre las 20 y 24 horas (**Tablas 17 - 20 y Figura 26**).

La mayor variación del flujo de CH₄ se registró en LR-B, donde varió desde 40 a 1246 mg CH₄ * m⁻² * d⁻¹ y la menor se encontró en LR-M, donde varió desde 2 a 34 mg CH₄ * m⁻² * d⁻¹ (**Tabla 17 y Figura 25**).

Esta marcada diferencia podría deberse, entre otros factores, a errores asociados al equipo de analizador de gases, debido a que se registraron concentraciones fuera de rango de medición informado por el fabricante además de una elevada frecuencia de perturbaciones en los sedimentos y agua subyacentes al sitio de muestreo (por ejemplo: presencia de corrientes en el fondo; **Figura 20**).

TABLA 17. Valor promedio diario del flujo de CO₂ y CH₄ en las tres estaciones del embalse Rapel. Se presenta también la desviación estándar (DS), el valor mínimo y máximo y el número de mediciones.

Flujo [mg * m ⁻² * d ⁻¹]	CO ₂			CH ₄		
	LR-M	LR-A	LR-B	LR-M	LR-A	LR-B
Promedio	-1201	-1470	97	21	33	442
DS	499	948	564	11	25	332
Mínimo	-2042	-2979	-1059	2	3	40
Máximo	-507	-400	1325	34	87	1246
N	16	25	19	16	24	14

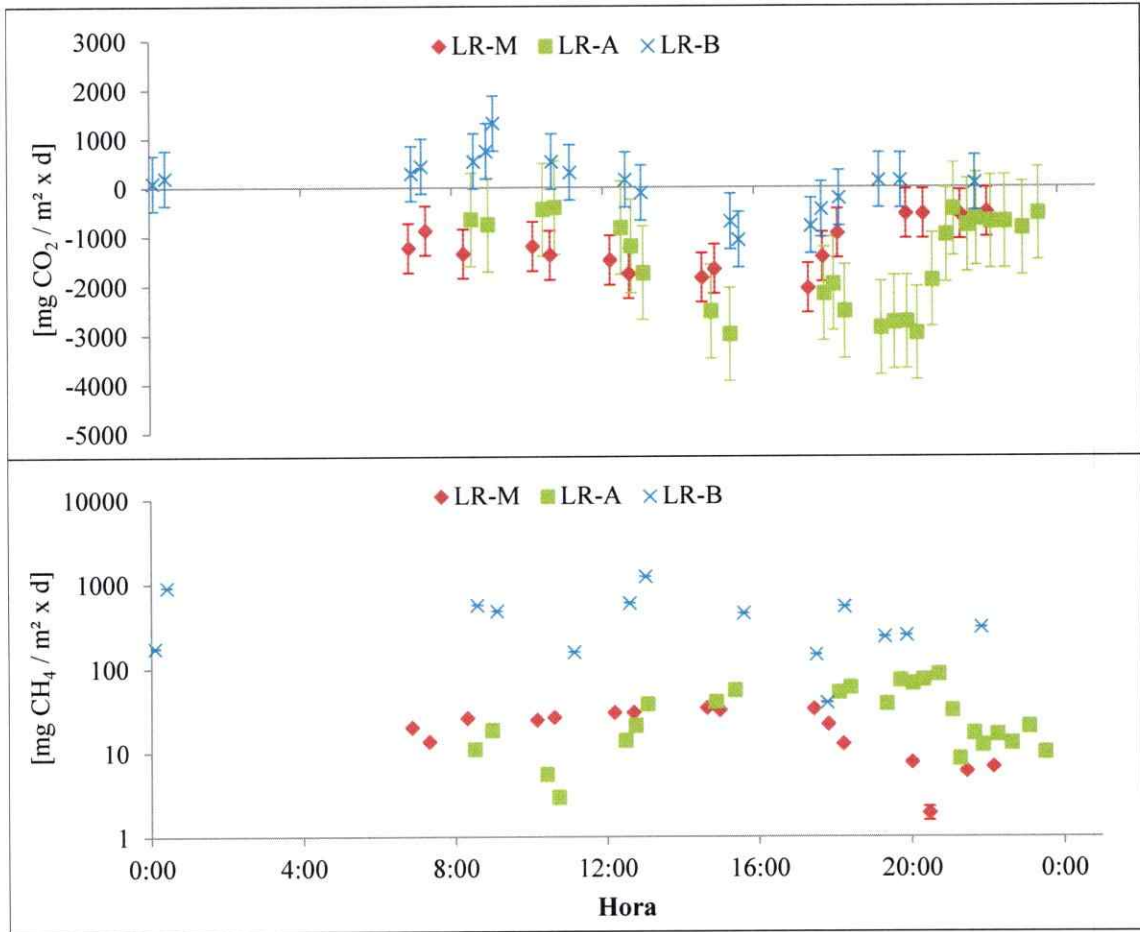


FIGURA 25. Variación diaria del flujo de CO₂ (arriba) y del flujo de CH₄ (abajo, notar que está en escala logarítmica) en las tres estaciones del embalse Rapel. Las barras de error corresponden a la desviación estándar del conjunto de datos (por estación).

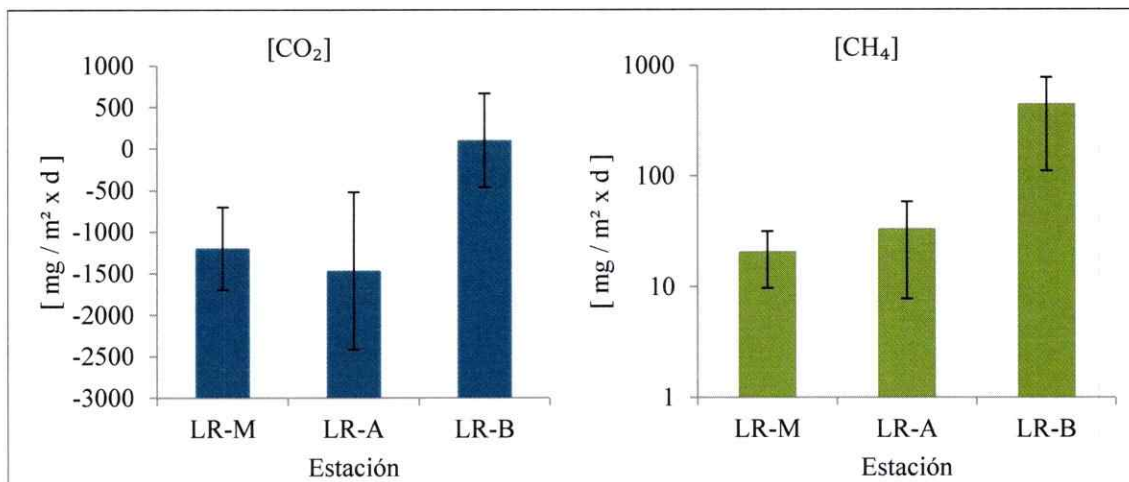


FIGURA 26. Promedio diario del flujo de CO₂ (izq.) y de CH₄ (der.) para las tres estaciones del embalse Rapel. Las barras de error corresponden a la desviación estándar de cada conjunto de datos. El flujo de CH₄ es mostrado en escala logarítmica.

Como puede observarse en los gráficos anteriores el flujo de CO₂ muestra un patrón similar para las tres estaciones, encontrando que la mayor absorción (flujo negativo) a media tarde (15-17 h) lo que puede asociarse a la fase de mayor producción primaria en la columna de agua (por mayor temperatura y radiación fotosintéticamente activa disponible). Luego estos flujos decaen hacia la puesta de sol donde los valores observados son cercanos al mínimo registrado para cada estación, el cual se encuentra asociado a la horas de menor productividad (anocheceer, noche y amanecer), y un desplazamiento del balance entre respiración metabólica del sistema y absorción por fotosíntesis, esto es, con la disminución de la radiación solar y temperatura, la emisión de CO₂ por respiración prevalece sobre la asimilación de este por fotosíntesis.

TABLA 18. Análisis de la varianza (ANDEVA) para la variable Flujo de CO₂, en función de la estación y del rango horario de las mediciones. En rojo se presentan los factores que presentaron correlación con significancia estadística (valor de “p”<0,05).

ANDEVA	CO ₂			CH ₄		
	Grados de libertad	Test F	Valor “p”	Grados de libertad	Test F	Valor “p”
Intercepto	1	120,59	<0,0001	1	62,49	<0,0001
Estación	2	37,19	<0,0001	2	41,82	<0,0001
Rango horario	3	9,68	0,0001	3	2,67	0,0606
Estación x Rango horario	6	2,15	0,0660	6	2,75	0,0249
Error	44			40		

TABLA 19. Test *post hoc* de Tukey; entre los flujos de gases y la estación de medición.

En rojo se muestran los factores que presentaron significancia estadística.

Test de Tukey	Flujo CO ₂			Flujo CH ₄		
Estación	LR-M	LR-A	LR-B	LR-M	LR-A	LR-B
LR-M	---	0,4080	0,0001	---	0,9702	0,0001
LR-A	0,4080	---	0,0001	0,9702	---	0,0001
LR-B	0,0001	0,0001	---	0,0001	0,0001	---

TABLA 20. Test *post hoc* de Tukey; entre los flujos de CH₄, la estación y el intervalo horario de la medición. En rojo se muestran los factores que presentaron significancia estadística.

Test Tukey - Flujo de CH ₄		LR-M				LR-A				LR-B			
Estación	Intervalo horario	8 a 12	12 a 16	16 a 20	20 a 24	8 a 12	12 a 16	16 a 20	20 a 24	8 a 12	12 a 16	16 a 20	20 a 24
LR-M	8 a 12		1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,1225	0,0002	0,6939	0,0346
LR-M	12 a 16	1,0000		1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,0854	0,0001	0,6174	0,0206
LR-M	16 a 20	1,0000	1,0000		1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,1161	0,0001	0,6763	0,0324
LR-M	20 a 24	1,0000	1,0000	1,0000		1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,0497	0,0001	0,4476	0,0112
LR-A	8 a 12	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,0541	0,0001	0,4725	0,0123
LR-A	12 a 16	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,0629	0,0001	0,5465	0,0136
LR-A	16 a 20	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,1057	0,0001	0,7155	0,0247
LR-A	20 a 24	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	0,0219	0,0001	0,3036	0,0035
LR-B	8 a 12	0,1225	0,0854	0,1161	0,0497	0,0541	0,0629	0,1057	0,0219	0,1693	0,9448	1,0000	
LR-B	12 a 16	0,0002	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,1693	0,0016	0,4306	
LR-B	16 a 20	0,6939	0,6174	0,6763	0,4476	0,4725	0,5465	0,7155	0,3036	0,9448	0,0016	0,6606	
LR-B	20 a 24	0,0346	0,0206	0,0324	0,0112	0,0123	0,0136	0,0247	0,0035	1,0000	0,4306	0,6606	

3.5 Análisis de Correlación

Se realizó análisis estadísticos para determinar que variables estuvieron relacionadas con el flujo de CO₂ y de CH₄, para lo cual se determinó su significancia estadística y el tipo de correlación que relacionó ambas variables. Se muestran a continuación las variables que se correlacionaron significativamente con un valor de coeficiente de correlación de Spearman (R^2) > 0,30 (**Tabla 21**). Se muestran las correlaciones y análisis sobre el conjunto total de datos (tres estaciones).

TABLA 21. Valor del coeficiente de correlación de Spearman para cada variable considerada en función del flujo de CO₂ y de CH₄. Solo se presentan las variables que presentaron un coeficiente con significancia estadística ($p < 0.05$).

Variable / Coeficiente "R"	Flujo CO ₂	Flujo CH ₄
Viento	-0,59	-
Presión Atmosférica	0,41	-
Temperatura Aire	-0,46	-
Temperatura H ₂ O Superior	-0,51	-
pH Superior	-0,69	-0,46
Turbidez Superior	0,60	0,80
Turbidez Fondo	0,70	0,74

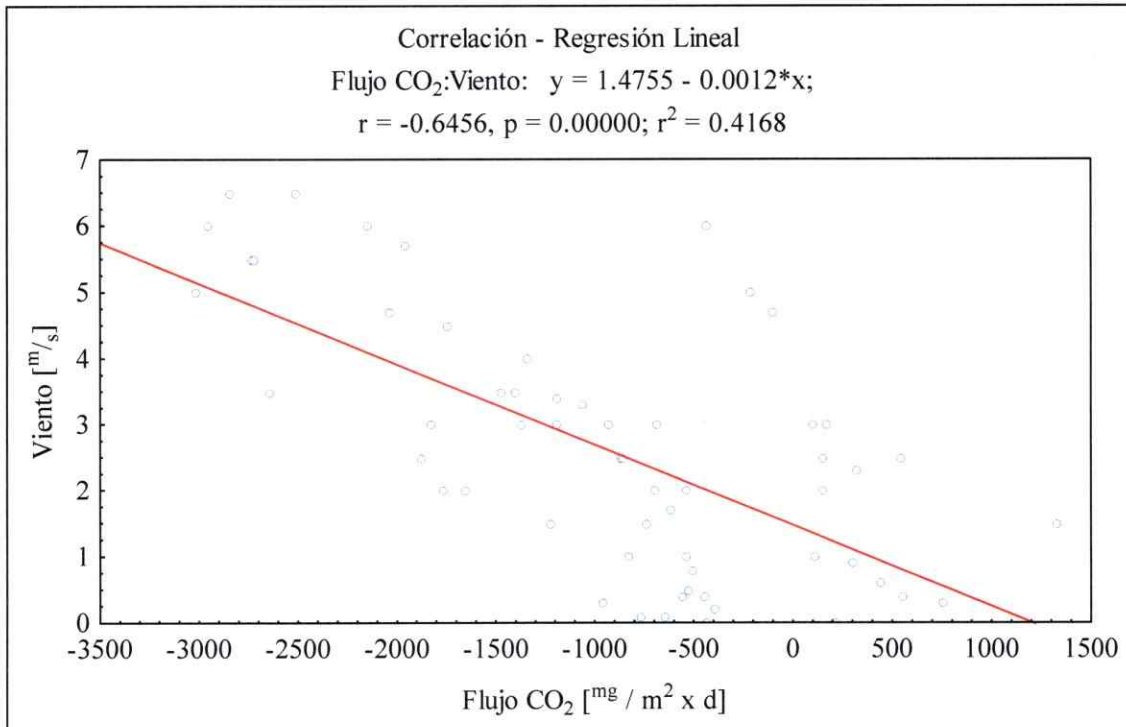


FIGURA 27. Regresión lineal del flujo de CO₂ en función de la velocidad del viento, en base al conjunto total de datos.

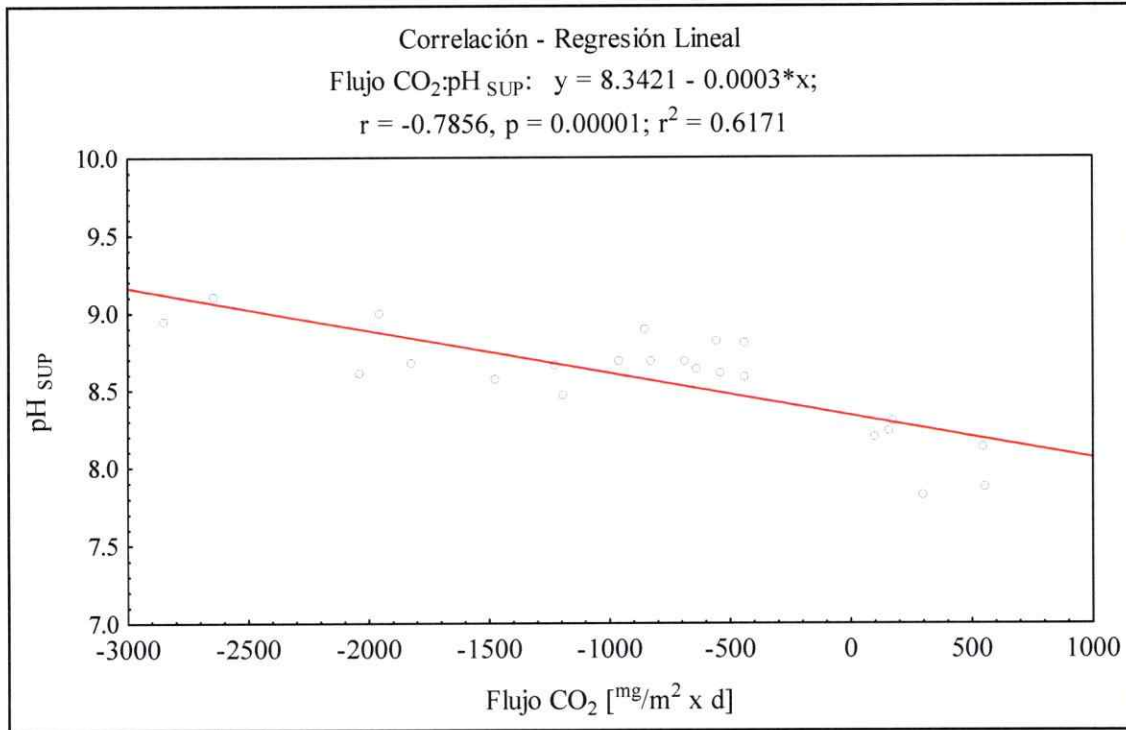


FIGURA 28. Regresión Lineal del flujo de CO₂ en función del pH del agua en el tramo superior (0-1 m), en base al conjunto total de datos.

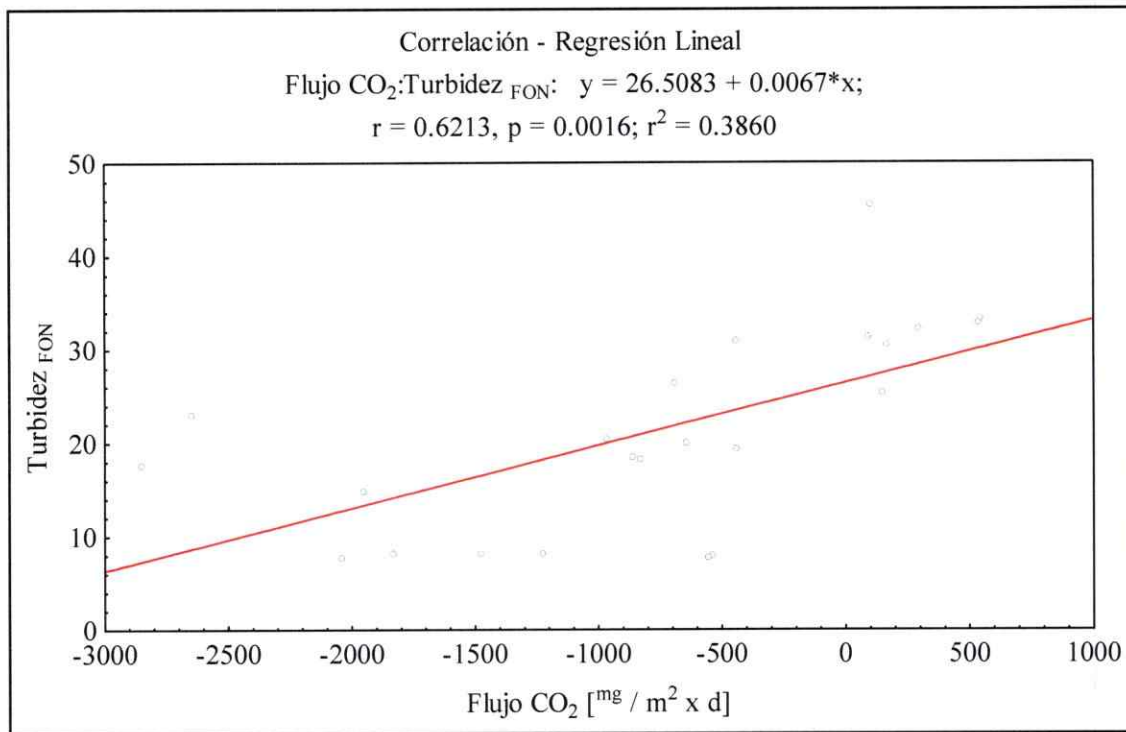


FIGURA 29. Regresión Lineal del flujo de CO₂ en función de la turbidez del agua de fondo (último metro del perfil), en base al conjunto total de datos.

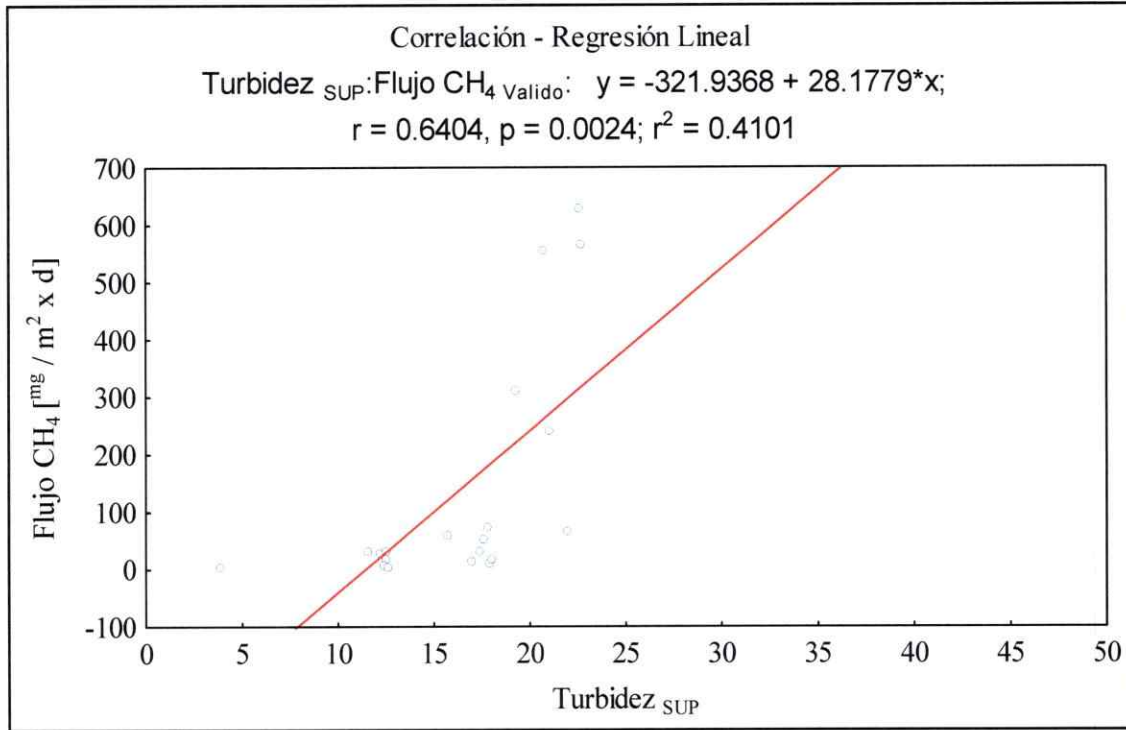


FIGURA 30. Regresión Lineal del flujo de CH₄ en función de la turbidez del agua de superficial (primer metro del perfil de profundidad), en base al conjunto total de datos.

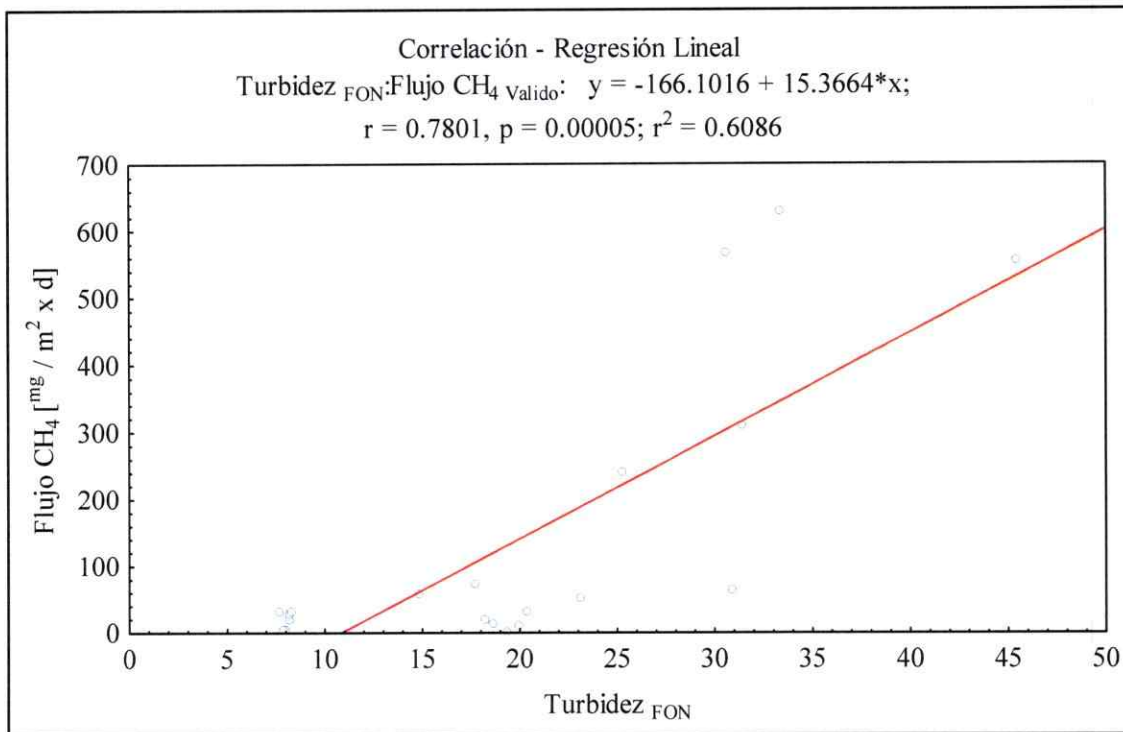


FIGURA 31. Regresión Lineal del flujo de CH₄ en función de la turbidez del agua de fondo (último metro del perfil de profundidad), en base al conjunto total de datos.

En ambos gráficos se sugiere que la turbidez del agua incrementa la emisión de CH₄ desde el cuerpo de agua, lo cual es sugerido por la bibliografía (Thornton, 1990), debido a la relación directa que existe entre la remoción de este gas poco soluble a partir del aguas y los eventos de mezcla de la columna de agua, y en particular de las aguas profundas, que están normalmente cargadas de sedimentos anóxicos disueltos y de CH₄ disuelto producido en los sedimentos subyacentes (Thornton, 1990; Casper, 1992; Del Sontro, 2012).

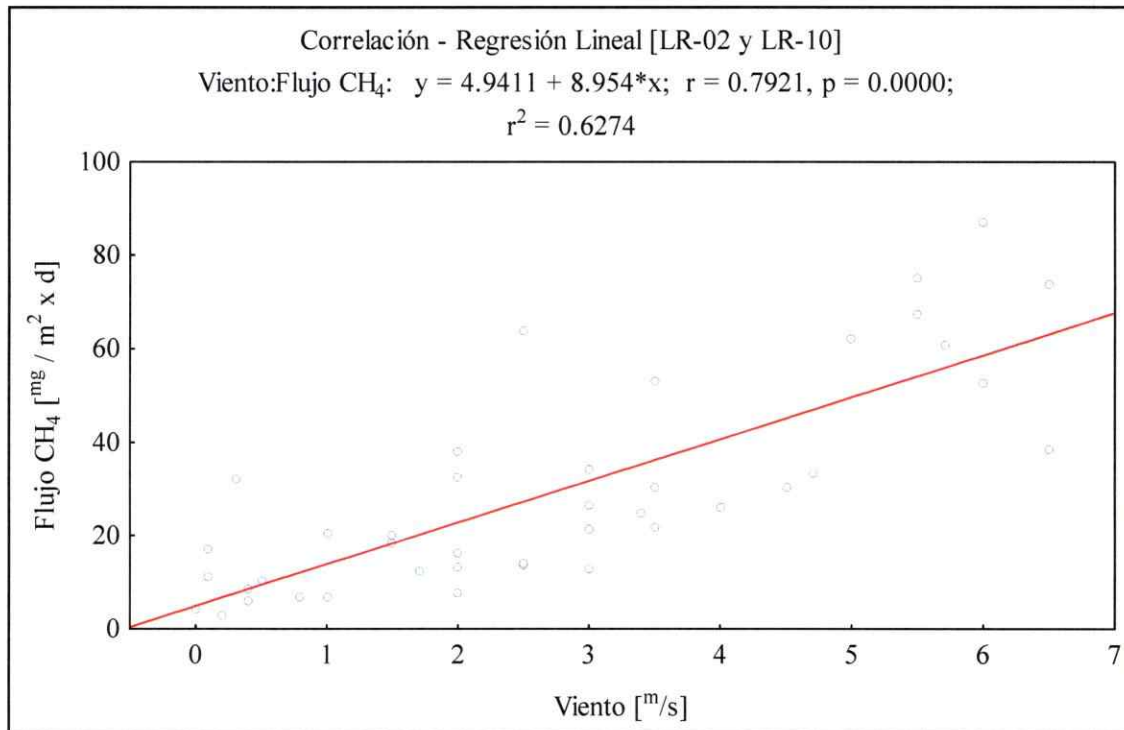


FIGURA 32. Regresión Lineal del flujo de CH₄ en función de la velocidad del viento, en base al conjunto de datos de las estaciones LR-M y LR-A.

Se realizó este gráfico solo considerando los flujos registrados en el Sector del Muro y de la cubeta Alhué, con la finalidad de hallar la relación que, según la literatura, es uno de los agentes forzantes en la emisión del CH₄ en lagos y embalses (Delmas y col., 2004; Fearnside, 2005) . Se omitió la estación de la cubeta Las Balsas (LR-13) por sus características más lóxicas (fluviales) que lénticas (lacustres), por su cercanía de grandes cursos afluentes (Río Cachapoal y Tinguiririca). Lo que sirve para demostrar que, al menos, en 2 de las 3 estaciones la emisión superficial de CH₄ esta significativamente

correlacionada con la velocidad del viento (63% de la variación del flujo de CH₄ es explicado por la variación de la velocidad del viento).

Finalmente se realizó una correlación entre el flujo de CO₂ y el de CH₄ para las tres estaciones, y excluyendo la estación LR-B, particularmente por la gran magnitud de los flujos de CH₄ registrados (**Figura 33**).

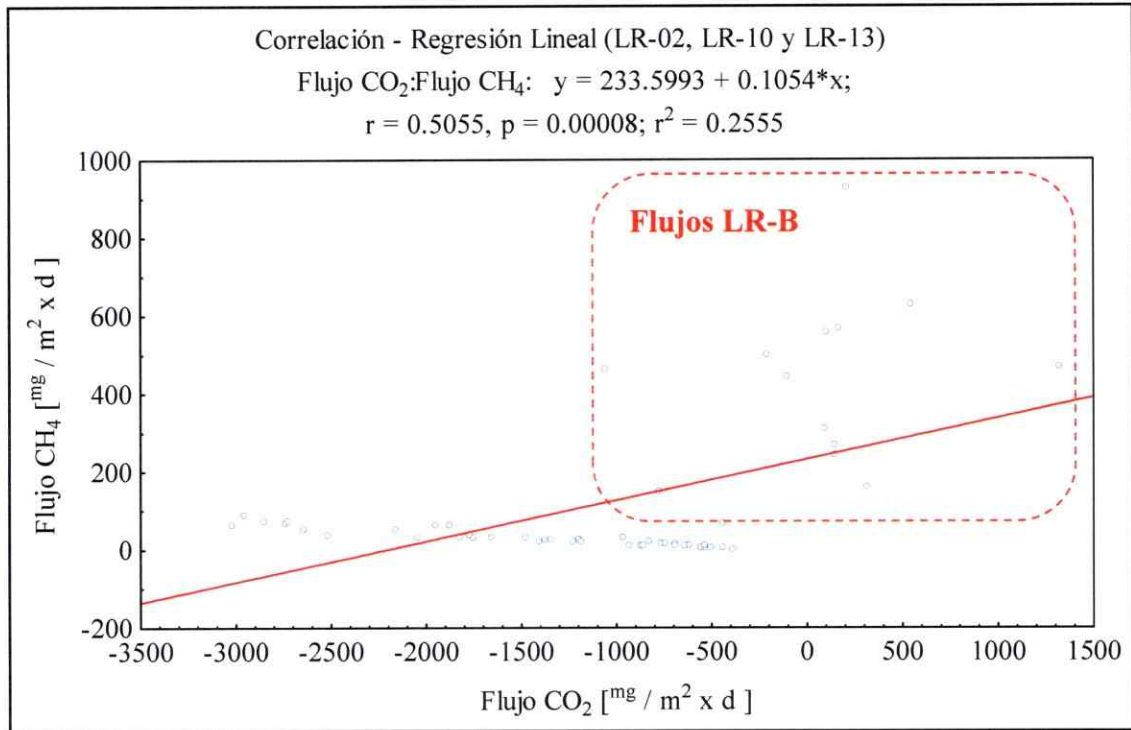


FIGURA 33. Correlación lineal entre el flujo de CO₂ y de CH₄ registrado en las tres estaciones.

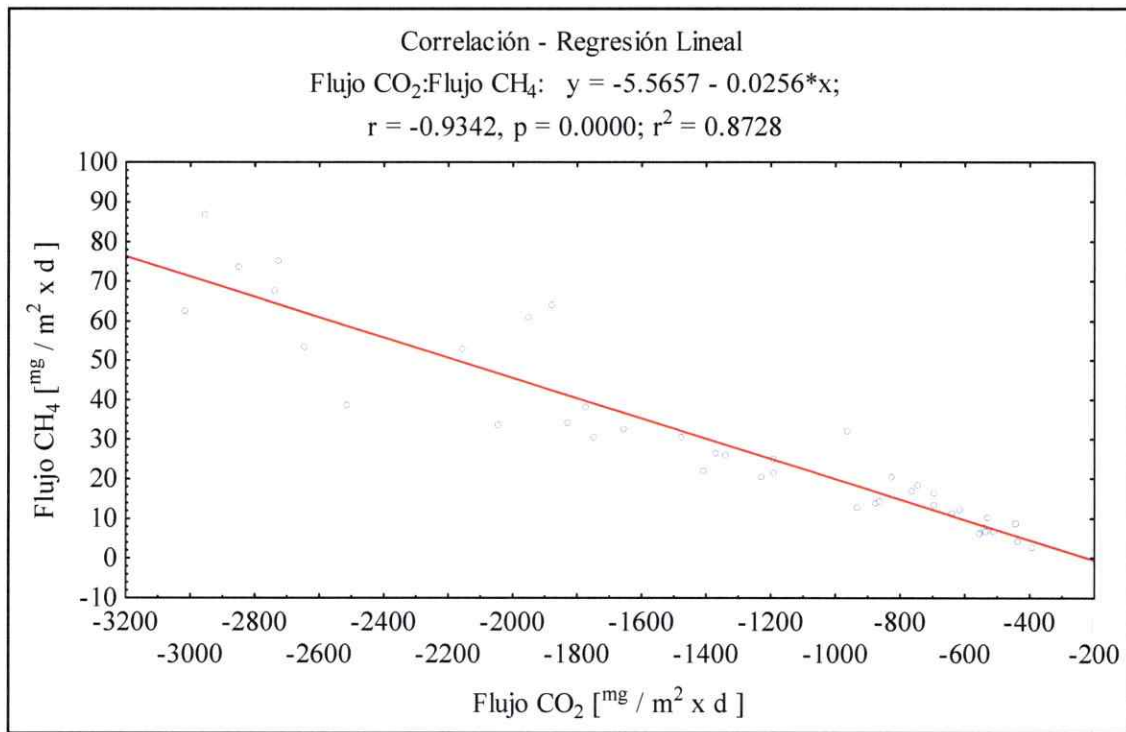


FIGURA 34. Correlación lineal entre el flujo de CO₂ y de CH₄ registrado en las estaciones LR-M y LR-A.

Finalmente se encontró una clara correlación entre el Flujo de CO₂ y CH₄ para las estaciones LR-02 y LR-10 por separado, y para ambas juntas (Gráfico 36). La estación LR-13 escapa a la tendencia, particularmente por la gran magnitud de flujos de CH₄ registrados.

Es importante mencionar que esta es una correlación estadísticamente significativa, con un factor de correlación alto, puesto que la variación del flujo de CH₄ puede ser explicado en un 87% por la variación del flujo de CO₂, con un valor de “p” prácticamente igual a cero.

3.6 Resumen de Resultados

3.6.1 El Muro

La estación de la zona del Muro (LR-M) se caracterizó por ser la más profunda de las tres (40 m aprox.). El régimen de vientos presente se caracterizó por no tener momentos de calma (0,4 – 4,7 m/s; Tabla 4). La temperatura del agua fue un parámetro a destacar, ya que se pudo registrar un grado de estratificación, esto es, una capa superficial cálida (0 – 30 m), una zona intermedia de disminución de temperatura (descenso de 4 °C en 5 m de columna de agua; Figura 15) y una capa profunda fría (3,6 °C de diferencia con la temperatura superficial, como promedio diario; Tabla 6). Este grado de estratificación podría dar cuenta de la presencia de anoxia en el fondo durante la mañana (0 mg/L) y de las bajas concentraciones de oxígeno disuelto durante el resto de la jornada (1,0 – 3,1 mg/L; Tabla 7), inclusive se registraron valores bajo los 4 mg/L en superficie durante la mañana. Este fenómeno, la anoxia, se reflejó también en las mediciones de potencial redox en la columna de agua, ya que se registró una variación importante bajo los 32 m, presentándose valores negativos (sistema reductor) en la totalidad de las mediciones diarias, a diferencia de las mediciones de Potencial Redox positivos (sistema oxidante) del resto de la columna de agua (Figura 19). Además, los sedimentos también registraron un Potencial Redox negativo (Tabla 14), lo que fue coherente con la proporción de nutrientes encontrados en el agua del fondo, una elevada concentración de amonio (forma reducida del nitrógeno) y una muy baja o nula presencia de nitrito y

nitrato (formas oxidadas del nitrógeno). Junto con esto, en el fondo se registraron las mayores concentraciones de nitrógeno orgánico total y de fósforo total (Tabla 13).

Debido a que esta estación de monitoreo se emplazó en la zona más profunda del embalse, se presentaron aquí los mayores valores de transparencia (1,24 – 1,50 m; Tabla N° 16), y los menores valores de turbidez (7,7 – 12,6 FTU; Tabla 10), la cual fue homogénea a lo largo de la columna de agua (Figura 20). Relacionado con esto, se registró también, que entre 5 y 6 m ocurrió la extinción de la radiación fotosintéticamente activa (PAR), desde aproximadamente 1600 a 140 $\mu\text{mol de fotones} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, la mayor profundidad de extinción de las tres estaciones estudiadas (Figura 21). Fue dentro de esta misma zona de la columna donde se registraron los mayores valores de pH y de concentración de clorofila a, los que tuvieron un comportamiento similar en los 10 primeros metros de la columna de agua (Figura 18 y 23). Dicho pigmento tuvo una concentración superficial que varió entre 9,6 y 13,4 $\mu\text{g/L}$ (Tabla 12). Al integrar la columna de agua completa, se pudo determinar que el principal aporte provino de las algas clorofíceas *Pediastrum simplex* y *P. dúplex*, las que constituyeron juntas un 74% de la biomasa fitoplanctónica presente, la que presentó la mayor biodiversidad (7 especies). También formaron parte importante de la comunidad de microalgas la cianobacteria *Anabaena sp.* y el dinoflagelado *Ceratium hirundinella* los cuales sumaron un 23% del total de células halladas (Tabla 15).

3.6.2 Las Balsas

En la estación emplazada en la cubeta Cachapoal o de Las Balsas (LR-B) se registró una profundidad aproximada de 13 metros. El régimen de vientos se caracterizó por presentar el valor promedio más bajo de las tres estaciones ($2,2 \pm 1,7$ m/s; Tabla 4) y varios momentos de calma (velocidad del viento = 0 m/s), en particular durante la noche y la mañana. En lo que respecta a la temperatura del agua destaca la baja variación experimentada durante el ciclo diario en la columna de agua ($1,5$ y $0,9$ °C de desviación estándar para la temperatura promedio en superficie y fondo, respectivamente; Tabla 6). Por otra parte, cabe destacar que el valor promedio de la concentración de oxígeno en el agua superficial fue el menor registrado ($7,6 \pm 1,2$ mg/L). Junto con los valores homogéneos registrados en el perfil vertical de la temperatura del agua, en términos promedio, se registraron similares comportamientos para el oxígeno disuelto y el potencial redox, promedios, en la columna (Figura 17 y 19), presentándose aguas oxigenadas y con potencial redox positivo hasta el fondo del perfil. Pese a esto, el potencial redox de los sedimentos fue negativo (-188 mV, Tabla 14), además, se registraron altas concentraciones de amonio en las aguas del fondo y de manera destacable, en las aguas superficiales. Por otra parte se registraron niveles sobre el límite de detección de nitrato, que junto a las de nitrito fueron las más altas de las tres estaciones, con casi nula diferencia entre fondo y superficie, al igual que las concentraciones registradas de fósforo total y nitrógeno orgánico total (Tabla 13).

Esta estación de monitoreo se emplazó en la zona con mayor influencia fluvial del embalse, lo que se vio reflejado en los valores más bajos de transparencia (0,75 – 0,85 m; Tabla N° 16), y los mayores valores de turbidez de las tres estaciones (19,3 – 45,4 FTU; Tabla 10), la cual registró un marcado y fuerte aumento hacia el fondo (Figura 20), incrementándose casi al doble en los últimos 5 metros. Relacionado con esto, se registró también, que entre 2 y 3 m ocurrió la extinción de la radiación fotosintéticamente activa (PAR), desde aproximadamente 1200 a 120 μmol de fotones * m^{-2} * s^{-1} (Figura 21).

De la misma forma que el oxígeno disuelto, el potencial redox y el pH (Figura 18), la concentración de clorofila a presentó amplias variaciones en la escala temporal pero no en su distribución vertical (Figura 23). Este pigmento tuvo una alta concentración superficial que varió entre 33,1 y 38,4 $\mu\text{g/L}$ (Tabla 12). Respecto a la columna de agua completa, se pudo determinar de manera destacable que el principal aporte a la biomasa fitoplanctónica provino de la cianobacteria *Oscillatoria* sp, la que aportó un 71% de la biomasa total, biomasa que fue la menor de las tres estaciones. También formaron parte de la comunidad el dinoflagelado *Ceratium hirundinella* y la clorofícea *Pediastrum dúplex* los cuales sumaron un 22% del total de células halladas (Tabla 15).

3.6.3 Alhué

Esta última estación (LR-A) estuvo ubicada en la cubeta Alhué, caracterizada por ser la más somera de las tres (7 m aprox.) y con los valores más altos de velocidad del viento, registrados durante la tarde y anochecer (0,0 – 6,5 m/s; Tabla 4). La temperatura del agua y la concentración de oxígeno disuelto registradas tuvieron los valores más altos, tanto en superficie (27,1 °C y 8,8 mg de O₂/L) como en fondo (26,1 °C y 6,8 mg de O₂/L), presentando comportamientos homogéneos en el perfil vertical (Tablas 6 y 7, Figuras 15 y 17). También el pH medido en superficie y en fondo fue el mayor de los tres sitios (7,89 – 9,11), y en términos promedio presentó valores mayores, siendo levemente más altos en superficie (Tabla 8 y Figura 18).

En lo que respecta al estado de redox del sistema, se registraron valores promedios positivos y bajos de potencial redox en la columna de agua (Tabla 9), sin embargo, se registró un potencial redox negativo en los sedimentos (-191 mV), al igual que en las otras estaciones (Tabla 14). En este ambiente mayormente oxidante (por presencia de oxígeno disuelto en concentración homogénea en toda la columna) se presentó una muy baja y nula presencia de nitrito y nitrato, respectivamente, junto a una pequeña concentración de amonio en las aguas del fondo. Destacó la mayor concentración de nitrógeno orgánico total superficial, y la menor concentración de fósforo total en el fondo, respecto de las otras estaciones (Tabla 13).

En esta estación, ubicada en la cubeta más somera del embalse, se registró una baja transparencia (0,75 – 1,02 m; Tabla N° 16) y una turbidez media con el valor mínimo de las tres estaciones (3,9 – 23,1 FTU; Tabla 10). Sin embargo, la extinción de la radiación fotosintéticamente activa (PAR), ocurrió a menor profundidad que las otras dos estaciones, entre 0 y 1 m, y desde aproximadamente 500 a 100 μmol de fotones $\cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ (Figura 21). Fue dentro de esta misma zona de la columna de agua donde se registraron los mayores valores de concentración de clorofila a, presentándose los valores más altos de las tres estaciones, la cual varió entre 31,0 y 49,7 $\mu\text{g/L}$ (Tabla 12 y Figura 23). Al integrar la columna de agua completa, se pudo determinar que el principal aporte provino del alga cloroficea *Pediastrum dúplex* y de la cianobacteria *Oscillatoria* sp, las que constituyeron juntas un 73% de la biomasa fitoplanctónica presente. También formaron parte importante de la comunidad la cloroficea *Mougeotia* sp. y el dinoflagelado *Ceratium hirundinella* los cuales sumaron un 20% del total de células halladas (Tabla 15).

IV. DISCUSIÓN

4.1 Flujo de Dióxido de Carbono (CO₂) en el Embalse Rapel

En primer lugar es necesario destacar el patrón diario registrado para el flujo de este gas en las tres estaciones. Como pudo observarse el flujo de CO₂ mostró el siguiente comportamiento común: mayor absorción (flujo negativo) a media tarde (15-17 H) y luego, una disminución hacia la puesta de sol, donde los valores observados son cercanos al mínimo de absorción (LR-M y LR-A) y máximo de emisión (LR-B) registrado para cada estación, patrón que se mantuvo durante la mañana hasta la salida del sol. Este comportamiento está asociado a la fase de mayor producción primaria en la columna de agua (por mayor temperatura y PAR disponible), lo que ocurriría a mediodía extendiéndose hacia la tarde, luego el decaimiento se encuentra asociado a la menor productividad durante el anochecer, noche y amanecer. Lo que consiste en un desplazamiento del balance entre respiración metabólica del sistema y absorción por fotosíntesis, esto es, con la disminución de la radiación solar y temperatura, la emisión de CO₂ por respiración prevalece sobre la asimilación de este por fotosíntesis (Wetzel, 2001).

Como indicadores de este comportamiento el oxígeno disuelto y el pH mostraron la misma variación diaria, debido a que su fuente principal de generación es el proceso fotosintético, en el caso del oxígeno, y el contenido de CO₂ en el agua en el caso del pH (Thornton, 1990; Wetzel, 2001). Lo que se explica por el desplazamiento del equilibrio

químico hacia la producción de HCO_3^- a partir de CO_2 y H^+ y de H_2CO_3 a partir de H^+ y HCO_3^- debido principalmente al aumento del pH (Willem, 2009), lo que genera absorción de CO_2 atmosférico, como pudo observarse en las horas de mayor productividad y menor pH superficial.

Por otra parte, deben señalarse los factores atmosféricos que influyen sobre la difusión del CO_2 a través de la superficie del agua, los cuales experimentan el mismo patrón diario nombrado anteriormente. Estos son la temperatura y presión ambientales, los que son modulados principalmente por factores temporales relacionados con la radiación solar. La temperatura influye tanto en la columna de agua (afecta la disolución y ebullición) como en el aire (afecta la concentración). Además afecta el comportamiento de la columna de agua pues modula fenómenos de mezcla y estratificación por formación de gradientes térmicos. Por otra parte, la presión atmosférica influye sobre la tasa de transporte de los gases desde la fase acuosa hacia el aire y viceversa, puesto que constituye una fuerza que actúa sobre los procesos de ebullición y desgasificación de estos (Thornton y col., 1990). Sumado a este efecto desgasificador, debe considerarse el viento, el cual experimentó el mismo comportamiento diario nombrado, con mínimos en la noche y mañana, y máximos durante la tarde.

Para el promedio diario del flujo de CO_2 , las estaciones ubicadas en El Muro y Alhué fueron similares (-1201 y $-1470 \text{ mg CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, respectivamente), ambos sistemas de características lacustres (CEA, 2010), presentaron profundidades, zonas de extinción de PAR y concentraciones de clorofila a , muy distintas. Sin embargo, debido a que la

producción fotosintética solo se realiza dentro de la zona fótica es probable que la fijación de CO₂ que realizó la biomasa fitoplanctónica en el muro dentro de una zona fótica mayor, haya sido similar en magnitud a la que realizó una biomasa mucho mayor en una zona fótica mucho menor en Alhué (Eller y col., 2005; Treude y col., 2005; Wetzel, 2001). También debe considerarse que en ambos sitios los ensambles fitoplanctónicos fueron distintos, con una mayor representatividad en Alhué, lo que podría suponer una mayor probabilidad de existencia de mecanismos de adaptación a menores valores de radiación, optimizándose la fijación de CO₂. Además, el registro de bajas concentraciones de nutrientes en superficie estaría dando cuenta de la presión de consumo que ejerce la biomasa sobre estos.

Por otra parte, en la estación LR-B se registraron valores significativamente mayores a LR-M y LR-A (97 mg CO₂ * m⁻² * d⁻¹), y los únicos positivos (emisión), solo se registró absorción entre las 13:00 y las 18:00 h (la que fue baja en magnitud comparada con las otras estaciones). El carácter fluvial de esta zona habría sido el principal factor de las diferencias encontradas, debido a que, como quedó en evidencia a través de las mediciones de turbidez y transparencia (y de la alta variabilidad temporal de la mayoría de los parámetros registrados en el perfil vertical), la columna de agua se caracterizó por estar en constante mezcla y con una alta cantidad de sólidos suspendidos, provenientes probablemente del afluente en la cabecera de la cubeta.

En particular, el efecto que ejerce en el embalse la entrada de un afluente que posee una calidad de agua diferente (temperatura, sólidos suspendidos, nutrientes, entre otros)

genera una corriente de densidad, la cual es causada por las diferencias de densidad de las aguas, ya sea por temperatura, sólidos disueltos totales o sólidos suspendidos, principalmente. Dependiendo de las diferencias de densidad entre el afluente y el embalse, la corriente de densidad puede ingresar al epilimnion, metalimnion o hipolimnion (Thornton y col., 1990). Como se pudo observar en el perfil de turbidez de esta estación, se registró una cuña de agua más turbia en el fondo de la columna de agua. Este efecto de corrientes de densidad y resuspensión de nutrientes pudo también dar cuenta de la elevada actividad metabólica detectada a partir de los flujos positivos de CO₂. La concentración de clorofila *a* dio cuenta de un gran potencial de actividad fotosintética, lo que también se explicaría observando que en esta estación se presentó el pH más bajo en la columna de agua, y en particular en el agua del fondo. Este carácter ligeramente más ácido del agua se relaciona con la producción de oxígeno por parte de los organismos fotosintéticos y con la capacidad de liberar (o emitir) CO₂ desde su forma disuelta hacia la atmósfera (Thornton, 1990; Wetzel, 2001). Además como indican Adams y col. (2000) el transporte difusivo de CO₂ proveniente de los sedimentos (producto de la oxidación de la materia orgánica) puede desarrollar condiciones de acidez en las aguas que están en contacto con los sedimentos. Por lo anterior, la baja absorción y alta emisión de CO₂ registrada en esta estación, podría ser explicada en el hecho que el efecto de remoción del fondo generó emisión de este gas proveniente de los sedimentos, y que a su vez la alta turbidez en superficie fue un impedimento para el desarrollo de una mayor tasa de fotosíntesis que absorbiera tal gas. Además, debe considerarse el aporte de la respiración microbiana al balance del CO₂,

sobre todo cuando la biomasa fitoplanctónica está impedida de fotosintetizar (Wetzel, 2001; Thorton y col., 1990).

En términos generales se observó que el viento, la temperatura del aire y del agua superficial, y el pH del primer metro de la columna de agua tuvieron una correlación negativa significativa con el flujo de CO₂, esto es, en cuanto mayor fueron los valores de dichas variables, mayor fue la absorción de CO₂. Por otra parte, en cuanto mayores fueron los valores de la presión atmosférica y de la turbidez en superficie y fondo, mayores fueron los valores de emisión (LR-B) y menores los valores de absorción (LR-M y LR-A) del gas.

4.2. Flujo de Metano (CH₄) en el Embalse Rapel

Al considerar el valor promedio diario del flujo de CH₄, los análisis mostraron que las estaciones LR-M y LR-A tuvieron flujos similares (21 y 33 mg CH₄ * m⁻² * d⁻¹, respectivamente), pese a que ambas estaciones presentaron condiciones diferentes en la zona baja de la columna de agua (hipolimnion). Por una parte, en la estación El Muro en el tramo más profundo se registró cierto grado de estratificación en la columna, reflejado en la temperatura, oxígeno disuelto y potencial redox. La importancia de este grado de estratificación, es el agotamiento del oxígeno en las aguas del fondo, factor que provee un ambiente propicio para la metanogénesis en los sedimentos (Abril y col., 2005; Wetzel, 2001) y si la anoxia incluye parte de la columna de agua, entonces se favorece la emisión de este gas, puesto que no se oxida al ascender hacia la superficie

(Del Sontro y col, 2010). En cambio la columna de agua en Alhué se mantuvo completamente oxigenada, lo que constituye un ambiente oxidante, como lo demuestra el perfil redox.

Por otra parte, en la estación emplazada en el sector Las Balsas (LR-B) se registraron valores significativamente mayores a LR-M y LR-A, sin embargo estas diferencias fueron significativas sólo en los intervalos horarios de 12 a 16 horas y de 20 a 24 horas. Pese a que se registraron mediciones fuera del rango de medición del equipo, estas fueron omitidas del análisis. Como se explicó anteriormente, la condición fluvial de esta zona, manifestada en la presencia de corrientes de densidad en el fondo, se vio reflejada en altos valores de turbidez en la columna de agua, en especial en el fondo. Este escenario pudo dar cuenta de los altos flujos de CH₄ registrados en la estación, debido al efecto que ejerce la entrada del afluente al embalse sobre las aguas del fondo, que están normalmente cargadas de sedimentos anóxicos disueltos y de CH₄ disuelto producido en los sedimentos subyacentes (Thornton, 1990; Casper, 1992; Del Sontro, 2012), como pudo inferirse en base al alto contenido de nutrientes y el carácter reductor del sedimento. Por otra parte, que los flujos de CH₄ hayan sido estadísticamente diferentes en ciertos rangos horarios, podría ser explicado por la posible presencia de pulsos de materia orgánica a lo largo del día en los afluentes principales, de esta forma el ingreso de cantidades diferentes de substrato podría condicionar el flujo de CH₄ generado desde los sedimentos.

En términos generales la presencia de potenciales redox negativos en los sedimentos estaría dando cuenta de la presencia de anoxia en estos. Esta condición tiene consecuencias directas sobre la producción y difusión de compuestos reducidos desde los sedimentos, como pudo comprobarse en los sedimentos de las tres estaciones, además de la presencia de amonio en las aguas del fondo de las tres estaciones. Entre estos compuestos reducidos también pueden contarse el CH_4 , el cual es biosintetizado entre -350 y -150 mV (Kimura, 2000), y oxidado al entrar en contacto con la columna de agua oxigenada, proceso que además aporta al agotamiento del oxígeno hipolimnético (Adams y col., 2000). Es importante destacar que la difusión del metano formado en los sedimentos esta también relacionada con factores físicos de esta matriz. Tal como se describe en la ley de Fick, la difusión de gases a través de distintos medios depende directamente de la porosidad del medio, en este caso la zona superficial del sedimento, así como también de un coeficiente de difusión asociado a cada gas en cada medio (que depende de la temperatura; Sahores y Witherspoon, 1970) y de la diferencia de concentración entre los distintos medios, en este caso entre los sedimentos y el agua subyacente. Es por esto que la porosidad, y de manera indirecta, la cantidad de materia orgánica disponible en lo sedimentos afecta también de manera física al proceso de difusión de los gases contenidos en esta matriz (Bernard, 1978; Lerman, 1979).

Por otra parte, la presencia de oxígeno en la gran parte de la columna de agua de las tres estaciones, debiese haber favorecido la oxidación del CH_4 al ascender hacia la superficie. Varios autores hablan de hasta un 80% de oxidación del metano que asciende desde los sedimentos (Del Sontro y col., 2010; Krüger y col., 2005). Por lo anterior,

cabe destacar, que, según esto, el CH₄ que difunde hacia la atmosfera podría ser aproximadamente sólo un 20% del generado en los sedimentos. Por supuesto que en columnas de agua poco profundas, como Alhué y Las Balsas, el proceso de liberación desde los sedimentos hacia la atmosfera debe ser muy rápido, por lo que escaparía a tal oxidación, al igual que el gas que asciende contenido en burbujas (Del Sontro y col., 2010; UNESCO – IHA, 2010).

Finalmente cabe destacar el viento como principal variable ambiental que afecta el flujo de CH₄, pues actúa como agente forzante de la difusión superficial de los gases, en particular de gases poco solubles como el metano (Delmas y col., 2004; Fearnside, 2005).

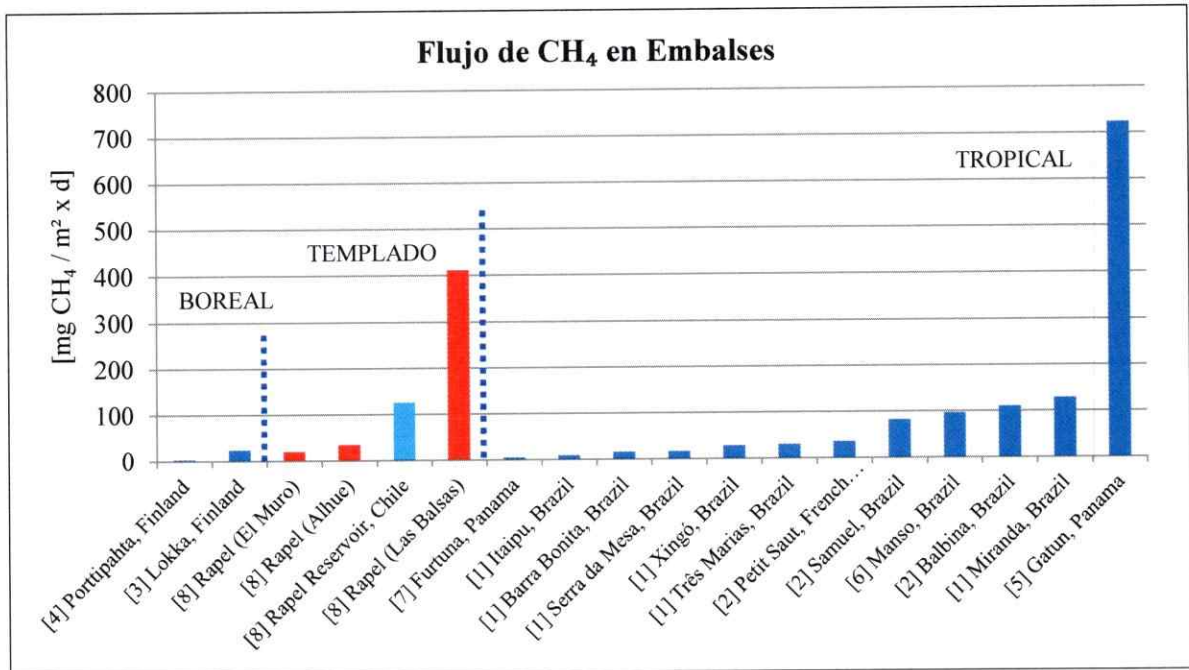
En términos generales se encontraron pocas relaciones estadísticamente significativas por el hecho de considerar las tres estaciones, al considerar solo El Muro y Alhué, esta cantidad fue mayor. Se encontró que la turbidez del agua incrementó la emisión de CH₄ desde el cuerpo de agua, lo cual es sugerido por la bibliografía, debido a la relación directa que existe entre la remoción de este gas desde los sedimentos y los eventos de mezcla de la columna de agua.

Cabe destacar, como análisis final, la correlación encontrada entre los flujos de CO₂ y CH₄, al considerar solo las estaciones de carácter lacustre, El Muro y Alhué, de manera inesperada se observó una relación directa y lineal entre ambos flujos ($R^2 = 0.87$). Esto es, en cuanto mayor fue la absorción de CO₂, mayor fue la emisión de CH₄. Esto estaría

dando evidencia del ciclo del carbono en el sistema, puesto que el carbono que es fijado vía fotosíntesis, terminará vía cadena trófica siendo depositado en los sedimentos, y descompuesto por los organismos descomponedores, ya en este estado podrá ser oxidado a CO_2 en un ambiente oxidante (presencia de oxígeno) o reducido a CH_4 en un ambiente reductor (ausencia de oxígeno). Situación que se registró en los sedimentos de las tres estaciones. De esta forma el carbono es devuelto a su forma inorgánica para formar parte de un nuevo ciclaje.

4.3 Contexto Global

El presente estudio constituye el primer registro publicado de flujos difusivos superficiales de CO_2 y CH_4 desde sistemas acuáticos continentales en Chile. Es importante considerar también, que la gran mayoría de los estudios recopilados de fuentes web relacionados con la dinámica de GEI en cuerpos de agua, han sido desarrollados en latitudes boreales y tropicales. Este estudio, por lo tanto, constituye un aporte al conocimiento del comportamiento de tales gases en los ecosistemas acuáticos presentes en latitudes australes. De los resultados obtenidos se desprende, si el valor promedio de las tres estaciones de muestreo es representativo del sistema completo, que el embalse Rapel se sitúa dentro de la categoría de Fuente para CH_4 y de Sumidero para CO_2 . En la literatura se encontraron valores similares en otros embalses y lagos naturales (Figura 35 y Figura 36).

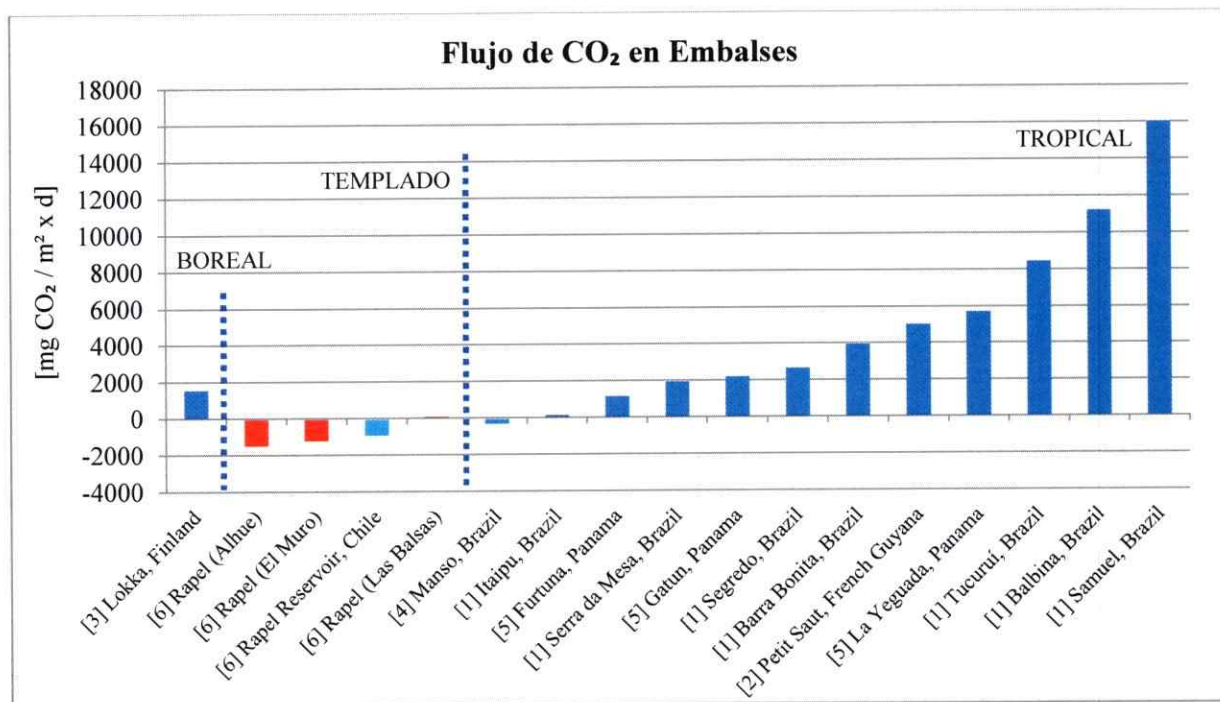


[1] dos Santos y col. (2006); [2] Guérin y col. (2006); [3] Huttunen y col. (2002); [4] Huttunen y col.(2006); [5] Keller y Stallard (1994); [6] Sikar y col. (2005); [7] Therrien (2004) y [8] este estudio.

FIGURA 35. Flujo difusivo superficial de CH₄ en estación de distintos embalses agrupados por zona climática donde se emplazan. Se muestra el valor registrado para cada estación de monitoreo, asociado a la cubeta correspondiente (barras rojas), y el promedio de las tres como un valor asignado al embalse Rapel en su totalidad (barra celeste).

En base a los resultados obtenidos en las tres estaciones emplazadas en zonas representativas de las tres cubetas del embalse Rapel, se concluye que en época de estiaje, el embalse constituye una fuente emisora neta de CH₄, la que como valor

promedio de emisión es comparable con otros embalses tropicales, tales como Miranda y Balbina (Brasil). Por lo cual se le puede definir al embalse Rapel como una fuente antropogénica de dicho GEI, al igual que la totalidad de los embalses revisados en el presente estudio (en estación seca).



[1] dos Santos y col. (2006); [2] Guérin y col. (2006); [3] Huttunen y col. (2002); [4] Sikar y col. (2005); [5] Therrien (2004) y [6] este estudio.

FIGURA 36. Flujo difusivo superficial de CO₂ en estación seca de distintos embalses agrupados por zona climática donde se emplazan. Se muestra el valor registrado para cada estación de monitoreo, asociado a la cubeta correspondiente (barras rojas), y el promedio de las tres como un valor asignado al embalse Rapel en su totalidad (barra celeste).

En relación a los flujos de CO₂ registrados en las tres estaciones, se obtuvieron valores absolutos que indican absorción de este gas (flujo negativo), los que al ser comparados con valores de represas tropicales y boreales de la literatura, comparando campañas realizadas en las respectivas estaciones secas, superan por incluso 3 órdenes de magnitud la capacidad de absorber CO₂. En el contexto actual donde se busca mitigar las emisiones de CO₂, el embalse Rapel adquiere valor por prestar un servicio ecosistémico como mitigador de las emisiones atmosféricas del CO₂ de las zonas adyacentes. Las estaciones emplazadas en el sector de El Muro (LR-M) y de la cubeta Alhué (LR-A), mostraron una absorción de gases similar entre sí, ambas actuando como importantes sumideros de CO₂, cuyos valores de absorción (flujo negativo) fueron los mayores registrados dentro del conjunto de cuerpos de agua revisados.

La mayor diferencia desde el punto de vista de los flujos de GEI surgió en la estación LR-B en la cual se registraron emisiones de CO₂ comparables con una represa tropical (Itaipú, Brasil) y una emisión de CH₄ mayor que la registrada en las principales represas tropicales de Brasil.

El valor medio de emisión de CH₄ y de absorción de CO₂ en embalse Rapel constituyen valores altos si se comparan con los embalses tropicales y boreales, lo que no es completamente útil para estimar la magnitud del aporte como fuente o reservorio de GEI atmosférico a escala global. Lo anterior debido a que el muestreo durante la estación seca (verano), debiese estar mostrando valores extremos de dichos flujos. Es

por esto que el análisis comparativo se limitó a estudios realizados en la misma estación.

Además de lo anterior, es importante considerar que en el verano de 2012 se implementó un plan de manejo del nivel del embalse, el cual consiste en cesar la generación eléctrica de tal forma que el lago se mantenga en su cota máxima. Por esto es probable, que procesos como la resuspensión de sedimentos por la inundación del litoral haya llegado a niveles mayores que en los años anteriores, con la consecuente entrada al sistema lacustre de una cantidad de materia orgánica mayor a la normal de los últimos años. Es por esto que, es probable que los flujos registrados en el presente estudio no caractericen al embalse en su condición de funcionamiento normal, sino que constituyan un estado de excepción. También, debido al cese del funcionamiento de la planta hidroeléctrica el caudal de salida a través del muro del embalse fue mínimo durante la realización de la campaña de terreno (la producción hidroeléctrica durante el periodo 6 al 9 de febrero fue de 0 KW/h/h, CDEC – SIC, 2013). Esto sin duda, aumentó el tiempo de retención en especial en los sectores de El Muro y Alhué, aumentando en estas zonas el carácter lenticó más que lotico, como es el caso de la cubeta Las Balsas, que se ve afectado por el ingreso de los afluentes más importantes del embalse (**Figura 37 y Figura 38**).

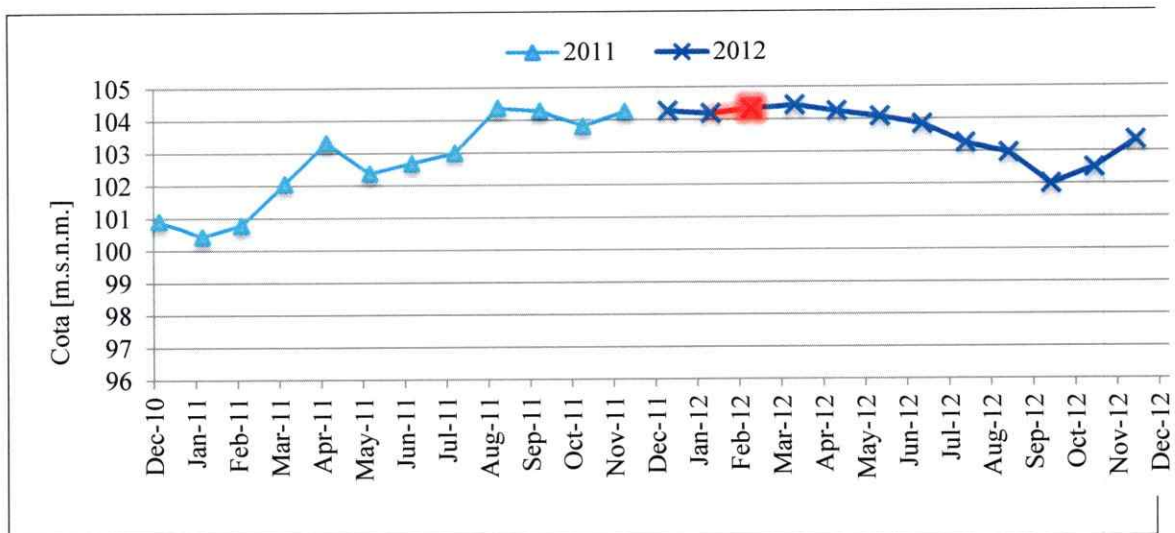


FIGURA 37. Variación anual histórica de la cota del embalse Rapel para los periodos 2011 y 2012. Fuente: Centro de Despacho Económico de Carga del Sistema Interconectado Central, CDEC – SIC (<http://www.cdec-sic.cl>)

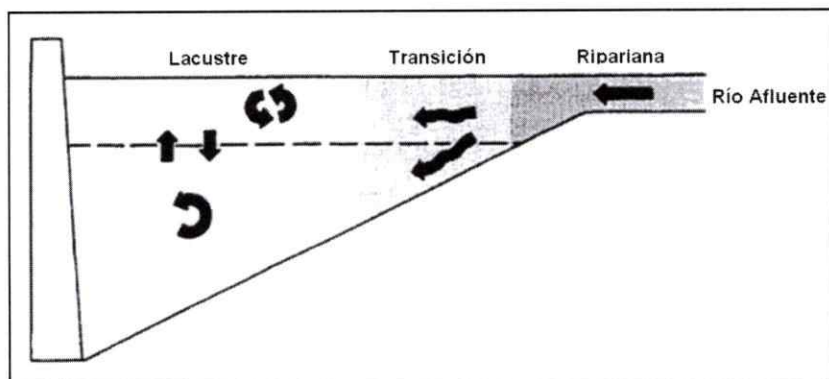


FIGURA 38. Esquema de funcionamiento hidrodinámico de un embalse en relación a la distancia desde el muro (Thorton y col., 1990).

En base a los resultados obtenidos de las curvas diarias generadas para el flujo de CO₂ y, en particular, de las mediciones realizadas sin luz solar, y su análisis comparativo con los flujos medidos durante el día, se sugiere que la escala intradiaria de mediciones debe ser considerada al momento de caracterizar el flujo de CO₂ de una zona dada, ya que, como quedó plasmado en los resultados, el flujo de CO₂ varía considerablemente durante el día (hasta en 6 órdenes de magnitud en LR-B) y sigue el mismo comportamiento de la actividad fotosintética. Por esto una medición puntual del flujo, por representativa que fuese la estación particular, no sería una fiel representación del carácter emisor o captador del lugar muestreado a menos que se realizara una curva diaria de, aproximadamente 3 a 5 mediciones distribuidas: antes de la salida del sol, luego de la salida del sol, en la hora de máxima radiación solar (12 – 16 horas), a media tarde y/o luego de la puesta de sol.

En el caso de embalses en construcción debiese extenderse a la escala de tiempo suficiente, de manera de abarcar el tiempo previo a la inundación (“pre impoundment”) y posterior a esta (“post-impoundment”). De esta forma podría establecerse un balance neto de la emisión y absorción de GEI, que implicó la construcción del embalse, debido a que se evaluaría la capacidad del ecosistema de ser un reservorio o fuente de tales gases en su estado basal, en relación a un estado de embalsamiento posterior.

En relación a la limitación de la metodología de muestreo, cabe señalar que los flujos registrados probablemente no corresponden a la emisión de los gases producidos en los sedimentos subyacentes a la columna de agua sobre la cual fueron realizadas las

mediciones, sino más bien a los gases que fluyen de manera vertical y lateral desde una zona determinada del fondo (UNESCO – IHA, 2008). Estos, en adición a los gases contenidos en el agua que fluyen desde aguas arriba del punto de muestreo, constituyen el volumen total de gases que finalmente difunden a través de la superficie hacia la atmosfera (UNESCO – IHA, 2008). Es por esto que factores que modifican la hidrodinámica del sistema podrían dar cuenta de cuan representativo es cada flujo registrado de la estación de muestreo correspondiente.

En relación a las limitaciones de este estudio, la principal de estas tuvo relación con el límite de detección máximo del equipo analizador, debido a que en 6 de 19 mediciones realizadas en el sector de Las Balsas (LR-B) el registro de concentración de CH₄ supero el límite de detección (> 20 ppm), luego del cual el fabricante no garantiza el grado de certeza de las mediciones. Debido a lo cual los flujos calculados a partir de tales registros no pudieron ser utilizados en el estudio. En respuesta a este punto, el sistema de análisis de gases posee un sistema anexo de dilución de muestras en tiempo real, el cual deberá ser puesto en funcionamiento en futuras mediciones.

V. CONCLUSIONES

Luego de realizada la campaña de toma de datos y del posterior trabajo de análisis de información y datos, los resultados presentados muestran cuan variable puede ser la emisión de los gases analizados a lo largo de un cuerpo de agua que presenta condiciones también variables en un gradiente espacial vertical, horizontal, e incluso temporal.

En respuesta a la hipótesis planteada, se puede concluir que los flujos de gases medidos si fueron distintos entre sí, a los menos entre las estaciones con carácter lacustre, El Muro (LR-M) y Alhué (LR-A), y la estación de carácter fluvial, Las Balsas (LR-B). Entre LR-M y LR-A no hubo evidencia suficiente, para decir que los flujos registrados en estas estaciones fueron similares. Esto demuestra, en algún grado, que la dinámica de gases dentro de un sistema léntico es diferente al comportamiento de estos en un sistema lóxico, principalmente debido a las diferencias en turbidez que genera en la columna de agua el ingreso de afluentes, creando una constante mezcla de la columna de agua y remoción de los sedimentos.

Los principales factores que determinaron estas diferencias fueron mayormente componentes abióticos, siendo las variables forzantes con mayor preponderancia sobre los flujos, la Turbidez y el pH. El primero modulado por factores hidrodinámicos, como la presencia de sólidos suspendidos y disueltos, corrientes y flujos de densidad; y el

segundo relacionado fuertemente con la productividad biológica presente en la columna de agua.

Más en detalle, se observó que el comportamiento registrado para el flujo del CO_2 siguió un patrón intradiario distinguible, el que estuvo relacionado aparentemente con la productividad del sistema (fotosíntesis), la que depende principalmente del ciclo diario de la PAR. Los factores que permitieron distinguir el flujo de CO_2 de cada estación fueron el pH superficial, la temperatura del aire y del agua en superficie, el viento y la turbidez tanto de superficie como de fondo.

En cambio el comportamiento de los flujos de CH_4 fue aleatorio, sin registrarse un patrón intradiario evidente y común, probablemente porque está asociado a la dinámica de la materia orgánica y su flujo hacia sitios de consumo anaeróbico, el que no depende directamente de parámetros con ciclos diarios. Los factores que permitieron distinguir el flujo de CH_4 entre una estación y otra, fueron el pH del agua superficial y la turbidez de la columna de agua.

En un contexto global, se puede concluir que los flujos de CO_2 registrados en dos de las tres estaciones de monitoreo indican, como promedio de los tres sitios, que el embalse tendría la capacidad de absorción de dicho gas. Al comparar los valores de estos flujos negativos con los de represas tropicales y boreales de la literatura (campañas en estación seca) superan por incluso en 3 órdenes de magnitud la capacidad de absorber CO_2 del resto.

Por otro lado, se puede concluir también que el embalse constituye una fuente emisora neta de CH₄, la que como valor promedio de emisión es comparable con otros embalses tropicales de Brasil. Por lo cual se le puede definir al embalse Rapel como una fuente antropogénica de dicho GEI, al igual que la totalidad de los embalses revisados en el presente estudio (en estación seca).

Resulta importante destacar en el análisis final la evidencia del ciclo del carbono en las estaciones emplazadas en los sectores El Muro y Alhué, donde se observó que los flujos de CO₂ y CH₄ estuvieron significativa y linealmente correlacionados ($R^2 > 0,87$). Lo que demuestra en algún grado la conexión que tiene la dinámica de los GEI en el ciclaje del C. Es a través de distintas vías tróficas y abióticas, que el carbono es ciclado entre ambientes óxicos y anóxicos, desde formas reducidas a oxidadas y viceversa. De esta forma el carbono es devuelto a su forma inorgánica para formar parte de un nuevo ciclaje.

En función de los análisis revisados en la literatura respecto a la emisión y funcionamiento de la dinámica de gases dentro de embalses hidroeléctricos, se puede concluir, desde el punto de vista de los flujos de GEI cuantificados en el embalse Rapel, que este cuerpo de agua debido a su antigüedad de embalsamiento (> 50 años) hoy en día constituye un sistema lacustre estable pero muy heterogéneo, cuya dinámica de gases se asemeja más a la de un lago mesotrófico natural.

VI. BIBLIOGRAFÍA

- Aberg, J., Bergstrom, A.K., Algesten, G., Soderback, K., and Jansson, M. 2004. A comparison of the carbon balances of a natural lake (L. Ortrasket) and a hydroelectric reservoir (L. Skinnmuddselet) in northern Sweden. *Water Research*, Vol. N° 38: 531 – 538.
- Abril G., Guérin, F., Richard, S., Delmas, R., Galy-Lacaux, C., Gosse, P., Tremblay, A., Varfalvy, L., Dos Santos M.A., and Matvienko, B. 2005. Carbon dioxide and methane emissions and the carbon budget of a 10-year old tropical reservoir (Petit Saut, French Guiana). *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. N° 19, GB4007, 16 pp.
- Adams D.D., Vila I., Pizarro J. and Salazar C. 2000. Gases in the sediments of two eutrophic Chilean reservoirs: potential sediment oxygen demand and sediment-water flux of CH₄ and CO₂ before and after an El Niño event. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*. Vol. N° 27: 1376 – 1381.
- Algesten, G., S. Sobek, A. K. Bergstro M., A. Jonsson, L. Tranvik, And M. Jansson. 2005. Contribution of sediment respiration to summer CO₂ emission from low productive boreal and subarctic lakes. *Microbiology Ecology*, Vol. N° 50: 529 – 535.
- Amaral, J.A., and Knowles, R. 1995. Growth of methanotrophs in methane and oxygen counter gradients. *FEMS Microbiology Letters*. Rev. 126: 215-220.
- American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21st Edition. APHA-AWWA-WEF, Washington DC, 1368 pp.
- Antenucci, J. 1996. Hidrobiological modeling of Rapel reservoir, Central Chile. Honours Thesis, Department of Environmental of Engineering, University of Western Australia, Crawley, Australia. 115 pp.
- Barnes, R.O. y Goldberg, E.D. 1976. Methane production and consumption in anoxic marine sediments. *Geology*, Rev. N° 4: 297 – 300.
- Barros, N.; Cole, J.J.; Tranvik, L.J.; Prairie, Y.T.; Bastviken, D.; Huszar, V.L.M.; Del Giorgio, P. and Roland, F. 2011. Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. *Nature Geoscience*, Vol. N° 4, N° 9: 593 – 596.
- Bastviken, D., Cole J. J., Pace, M., and Van de Bogert, M. C. 2008. Fates of methane from different lake habitats: Connecting whole-lake budgets and CH₄ emissions, *Journal Geophysics Research*, Vol. N° 113: 1 – 13.
- Bastviken, D., Cole J. J., Pace, M., and Van de Bogert, M. C. 2008. Fates of methane from different lake habitats: Connecting whole-lake budgets and CH₄ emissions. *Journal of Geophysics*, Rev. N° 113, G02024: 1 – 13.
- Bastviken, D., Cole, J., Pace, M. and Tranvik, L. 2004. Methane emissions from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate. *Global Biogeochemical Cycles*. Rev. N° 18, GB4009: 1 – 12.

- Bastviken, D., Ejlertsson, J. and Tranvik, L. 2002. Measurement of methane oxidation in lakes: A comparison of methods. *Environmental Science & Technology*, Rev. N° 36: 3354 – 3361.
- Battin, T. J., Kaplan, L.A., Findlay, S., Hopkinson, C.S., Marti, E., Packman, A.I., Newbold, J.D., and Sabater, F. 2008. Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. *Nature Geoscience*, Vol. N° 1: 95 – 100.
- Bernard, B. 1978. Methane in marine sediments. *Deep-Sea Research*, Vol. N° 26-A: 429 – 443.
- Boetius, A., Ravensschlag, K., Schubert, C.J., Rickert, D., Widdel, F., Giesecke, A., Amann, R., Jørgensen, B.B., Witte, U., and Pfannkuche, O. 2000. A marine microbial consortium apparently mediating anaerobic oxidation of methane. *Nature*, Rev. N° 407: 623 – 626.
- Born, M., H. Dörr, and I. Levin. 1990. Methane consumption in aerated soils of the temperate zone, *Tellus*, Ser. B, Vol. N° 42: 2 – 8.
- Bryant, M.P. 1979. Microbial methane production – theoretical aspects. *Animal Science*, Rev. N° 48: 193 – 201.
- Buchmann, N. 2000. Biotic and abiotic factors controlling soil respiration rates in *Picea abies* stands. *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. N° 32: 1625 – 1635.
- Bussmann, I. 1994. Verteilung und Steuergrößen der Aktivität Methanoxidierender Bakterien in Randmeeren des Nordatlantiks. Ber. Sonderforschungsbereich 313 Univ. Kiel, 46, 128 pp.
- Casper, P. 1992. Methane production in lakes of different trophic state. *Archiv für Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, Vol. N° 37: 149 – 154.
- Centro de Ecología Aplicada Ltda (CEA). 2010. Informe Final Diagnóstico, Plan Monitoreo, Modelo Conceptual Funcionamiento Calidad Agua Embalse Rapel. Agrosuper S.A., Santiago de Chile, 50 pp.
- Chang, R. 2002. *Chemistry*. McGraw-Hill Companies Inc. 370 pp.
- Chanton, J.P., Martens, C.S. and Kelley, C.A. 1989. Gas transport from methane saturated, tidal freshwater and wetland sediments. *Limnology and Oceanography*, Rev. N° 34: 807 – 819.
- Chanudet, V.; Descloux, S.; Harby, A.; Sundt, H.; Hansen, B.H.; Brakstad, O.; Serça, D. and Guerin, F. 2011. Gross CO₂ and CH₄ emissions from the Nam Ngum and Nam Leuk sub-tropical reservoirs in Lao PDR. *Science of The Total Environment*, Vol. N° 409, N° 24: 5382 – 5391.
- Chen, H.; Wu, Y.Y.; Yuan, X.Z.; Gao, Y.H.; Wu, N. and Zhu, D. 2009. Methane emissions from newly created marshes in the drawdown area of the Three Gorges Reservoir. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, Vol. N° 114: 0148 – 0227.
- Cole, J. J., N. F. Caraco, G. W. Kling, and T. K. Kratz. 1994. Carbon dioxide supersaturation in the surface waters of lakes. *Science*, Vol. N° 265: 1568 – 1570.
- Cole, J.J., Prairie, Y.T., Caraco, W.H., McDowell, W.H., Tranvik, L.J., Striegl, R.G., Duarte, C.M., Kortelainen, P., Downing, J.A., Middelburg, J.J. and Melack, J. 2007. Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the

terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, Vol. N° 10: 171 – 184.

- Contreras, M., Villagrán H. y Salazar C. 1994. Características hidrodinámicas del embalse Rapel. *Medio Ambiente, Rev. N° 12*: 41 – 49.
- Daniels, L., Sparlmg, R., and Sprott, G.D. 1984. The bioenergetics of methanogenesis. *Biochemical and Biophysical, Rev. N° 768*: 113 – 163.
- Davidson, E.A., and Schimel, J.P. 1995. Microbial processes of production and consumption of nitric oxide, nitrous oxide and methane. En: P.A. Matson, R.C. Harriss (Eds.), *Biogenic trace gases: measuring emissions from soil and water*. pp 327-357. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Dean, W. E., and E. Gorham. 1998. Magnitude and significance of carbon burial in lakes, reservoirs, and peatlands. *Geology*, Vol. N° 26: 535 – 538.
- Del Sontro, T., McGinnis, D. F., Sobek, S., Ostrovsky I. and Wehrli, B. 2010. Extreme Methane Emissions from a Swiss Hydropower Reservoir: Contribution from Bubbling Sediments. *Environmental Science & Technology*, Vol. N° 44: 2419 – 2425.
- Delmas R., Richard R., Guérin F., Abril G., Galy-Lacaux C., Delon C. and Grégoire A. 2004. Long term greenhouse gas emissions from the hydroelectric reservoir of Petit Saut (French Guiana) and potential impacts. En A. Tremblay, L. Varfalvy, C. Roehm y M. Garneau (Eds.), *Greenhouse Gas Emissions: Fluxes and Processes. Hydroelectric Reservoirs and Natural Environments*. pp 293-312. Environmental Science Series, Springer-Verlag, Berlin, New York, USA.
- DICTUC. 2001. “Gases de Efecto Invernadero (GEI) para el caso de Chile”, Proyecto GEF/PNUD CHI/96/G31, Santiago, 2001.
- Diem, T.; Koch, S.; Schwarzenbach, S.; Wehrli, B. and Schubert, C.J. 2007. Greenhouse-gas (CH₄, N₂O and CO₂) emissions from hydroelectric reservoirs in Switzerland. *Biogeosciences Discuss*, Vol. N° 5: 3699 – 3736.
- Dos Santos, M.A.; Rosa, L.P.; Sikar, B.; Sikar, E. and Dos Santos, E.O. 2006. Gross greenhouse gas fluxes from hydro-power reservoir compared to thermo-power plants. *Energy Policy*, Vol. N° 34, N° 4: 481 – 488.
- Duchemin, E.; Lucotte, M.; Canuel, R. and Chamberland, A. 1995. Production of the greenhouse gases CH₄ and CO₂ by hydroelectric reservoirs of the boreal region. *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. N° 9, N° 4: 529 – 540.
- EINECS (European Inventory of Existing Commercial chemical Substances), 2009, <http://nrf.aux.eng.ufl.edu/files/msds/343.pdf>
- Eller, G., Känel L. and Krüger M. 2005. Cooccurrence of Aerobic and Anaerobic Methane Oxidation in the Water Column of Lake Plußsee. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. N° 71, N° 12: 8925 – 8928.
- Fossing, H., Ferdelman, T.G., and Berg, P. 2000. Sulphate reduction and methane oxidation in continental sediments influenced by irrigation (South-East Antlantik off Namibia). *Geochimica et Cosmochimica, Rev. N° 64*: 897 – 910.
- Gagnon L, and Chamberland, A. 1993. Emissions from hydroelectric reservoirs and comparison of hydroelectric, natural gas and oil. *Ambio*, Vol. N° 22: 568 – 569.

- Galy-Lacaux, C., Delmas, R., Jambert, C., Dumestre, J.F., Labroue, L., Richard, S. and Gosse, P. 1997. Gaseous emissions and oxygen consumption in hydroelectric dams: a case study in French Guyana, *Global Biogeochemical Cycles*. Rev. N° 11: 471 – 483.
- Galy-Lacaux, C., Delmas, R., Kouadio, G., Richard, S., and Gosse, P. 1999. Long-term greenhouse emissions from hydroelectric reservoirs in tropical forest regions. *Global Biogeochemical Cycles*, Rev. N° 13: 503–517.
- Gates, D.M. 1965. *Energy exchange in the biosphere*. New York, USA, 151 p.
- GTZ, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (Sociedad Alemana para la Cooperación Técnica). 2003. Estudio de estrategia nacional [NSS] para el Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) en Chile. Eschborn: GTZ, 211 p.
- Guérin, F., Abril, G., Richard, S., Burban, B., Reynouard, C., Seyler, P. and Delmas, R. 2006. Methane and carbon dioxide emissions from tropical reservoirs: significance of downstream rivers. *Geophysical Research letters*, Vol. N° 33, L21407: 1 – 6.
- Hanson, R. S., and T. E. Hanson. 1996. Methanotrophic bacteria, *Microbiology*, Rev. N° 60: 439 – 471.
- Hensen, C., and Zabel, M. 2000. Early diagenesis at the benthic boundary layer: oxygen and nitrate in marine sediments. En: H.D. Schulz y M. Zabel (Eds.), *Marine Geochemistry*. pp. 209-231. Springer, Heidelberg, NY, USA.
- Heyer, J. 1990. *Der Kreislauf des Methans*, Akademie-Verlag Berlin, pp. 250.
- Hope, D., Kratz, T.K., and Riera, J.L. 1996. Relationship between $p\text{CO}_2$ and dissolved organic carbón in northern Wisconsin lakes. *Journal of Environmental Quality*, Vol. N° 25: 1142 – 1445.
- Houghton, R.A. 2005. Tropical deforestation as a source of greenhouse gas emissions. En: P. Moutinho y S. Schwartzman (eds.), *Tropical Deforestation and Climate Change*. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, Belém du Pará, Brazil. Washington D.C., USA, 132 pp.
- Houghton, R.A., Boone, R.D., Fruci, J.R., Hobbie, J.E., Melillo, J.M., Palm, C.A., Peterson, B.J., Shaver, G.R., and Woodwell G.M. 1987. The flux of carbon from terrestrial ecosystems to the atmosphere in 1980 due to changes in land use: geographic distribution of the global flux. *Tellus*, Vol. N° 39: 122 – 139.
- Huttunen J.T., Väisänen T.S., Hellsten S.K., and Martikainen P.J. 2006. Greenhouse gas cycling in aquatic ecosystems - Methane in temperate lakes across an environmental gradient in NE Germany. *Boreal Environment Research*, Rev. N° 11: 27 – 34.
- Huttunen, J.T., Alm, J., Liikanen, A., Juutinen, S., Larmola, T., Hammar, T., Silvola, J., and Martikainen, P.J. 2003. Fluxes of methane, carbón dioxide and nitrous oxide in boreal lakes and potential anthropogenic effects on the aquatic greenhouse gas emissions. *Chemosphere*, Vol. N° 52: 609 – 621.
- Huttunen, J.T., Väisänen, T.S., Hellsten, S.K., and Martikainen, P.J. 2006. Greenhouse gas cycling in aquatic ecosystems - Methane in temperate lakes across an environmental gradient in NE Germany. *Boreal Environment Research*. Rev. N° 11: 27 – 34.

- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2013. Summary for Policymakers. En: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 29 pp.
- Iversen, N., and Blackburn, T.H. 1981. Seasonal rates of methane oxidation in anoxic marine sediments. *Applied Environmental Microbiology*, Rev. N° 41: 1295 – 1300.
- Kankaala, P., Huotari, J., Peltomaa, E., Saloranta, T. and Ojala, A. 2006. Methanotrophic activity in relation to methane efflux and total heterotrophic bacterial production in a stratified, humic, boreal lake. *Limnology & Oceanography*, Rev. N° 51: 1195 – 1204.
- Keller, M. and Stallard, R.F. 1994. Methane Emission by Bubbling from Gatun Lake, Panama. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, Vol. N° 99: 8307 – 8319.
- Kelly, C.A. and Chynoweth, D.P. 1981. The contributions of temperature and of the input of organic matter in controlling rates of sediment methanogenesis, *Limnology & Oceanography*, Rev. N° 26: 891 – 897.
- Kemenes, A.; Forsberg, B.R. and Melack, J.M. 2011. CO₂ emissions from a tropical hydroelectric reservoir (Balbina, Brazil). *Journal of Geophysical Research Biogeosciences*, Vol. N° 116: 0148 – 0227.
- Kiehl, J., and Trenberth, K. 1997. Earth's annual global mean energy budget. *Bulletin of American Meteorology Society*, Rev. N° 78: 197 – 206.
- Kimura, M. 2000. Anaerobic microbiology in waterlogged rice fields. In: Bollag J-M and Stotzky G (Eds.) *Soil Biochemistry* Vol. 10, Marcel Dekker, Inc., New York, USA. pp. 35-138.
- King, G.M. 1992. Ecological aspects of methane oxidation, a key determinant of global methane dynamics. *Advantage in Microbiologic Ecology*. Rev. N° 12: 431 – 468.
- Kling, G. W., G. W. Kipphut, and M. C. Miller. 1991. Arctic lakes and streams as gas conduits to the atmosphere: Implications for tundra carbon budgets. *Science*, Vol. N° 251: 298 – 301.
- Kortelainen P. And Saukkonen S. 1998. Leaching of nutrients, organic carbón and iron from finish forestry land. *Water Air Soil Pollution*, Vol. N° 105: 239 – 250.
- Kortelainen, P., And Others. 2006. Sediment respiration and lake trophic state are important predictors of large CO₂ evasion from small boreal lakes. *Global Change Biology*, Vol. N° 12: 1554 – 1567.
- Kortelainen, P., Huttunen, J.T., Väisänen, T., Mattsson, T., Kajalainen, P., and Martikainen, P.J. 2000. CH₄, CO₂ y N₂O supersaturation in 12 Finish lakes before and after icemelt. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, Vol. N° 27: 1410 – 1414.

- Krüger, M., Treude T., Wolters H., Nauhausc K. and Boetius A. 2005. Microbial methane turnover in different marine habitats. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, Vol. N° 227, Issues 1-3: 6 – 17.
- Kuivila, K.M., Murray, J.W., y Devol, A.H. 1989. Methane production, sulfate reduction and competition for substrates in the sediments of Lake Washington. *Geochimica et Cosmochimica. Rev.* N° 53: 409 – 416.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change, *Review. Geoderma*, Vol. N° 123: 1 – 22.
- Lal, R., Follett, R.F., Stewart, B.A., y Kimble, J.M. 2004. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science*, Vol. N° 304: 1623 – 1626.
- Lavanderos, L.H., Villagrán, C. and Mühlhauser, H. 1994. Temporal and spatial changes in primary biomass as a diagnosis and prognosis in environmental impact (Rapel reservoir, central Chile). *Environmental Monitoring and Assessment*, Rev. N° 29: 53 – 64.
- Le Treut, H., Somerville, R., Cubasch, U., Ding, Y., Mauritzen, C., Mokssit, A., Peterson, T., and Prather, M. 2007. Historical Overview of Climate Change. En Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, USA. 77 pp.
- Lelieveld, J. 2006. Climate change: A nasty surprise in the greenhouse. *Nature*, Rev. N° 443: 405 – 406.
- Lelieveld, J., P. J. Crutzen, and C. Bruhl, 1993. Climate effects of atmospheric methane, *Chemosphere*, Vol. N° 26: 739 – 768.
- Lerman, A. 1979. *Geochemical processes. Water and Sediment Environments*. John Wiley, New York, USA. 481 pp.
- Liikanen, A., Huttunen, J.T., Murtoniemi, T., Tanskanen, H., Väisänen, T., Silvola, J., Alm, J. and Martikainen, P.J. 2003. Spatial and seasonal variation in greenhouse gas and nutrient dynamics and their interactions in the sediments of a boreal eutrophic lake. *Biogeochemistry*. Rev. N° 65: 83 – 103.
- Liikanen, A., Huttunen, J.T., Valli, K. and Martikainen, P.J. 2002. Methane cycling in the sediment and water column of mid-boreal hyper-eutrophic lake Kevätön. *Archiv für Hydrobiologie*, Rev. N° 154: 585 – 603.
- Lovley, D.R., y Klug, M.J. 1983. Sulfate reducers can outcompete methanogens at freshwater sulfate concentrations. *Applied Environmental Microbiology*. Rev. N° 45: 187 – 192.
- MacIntyre, S., Wanninkof, R. y Chanton, J.P. 1995. Trace gas exchange across the air-water interface in freshwater and coastal marine environments. En P.A. Matson y R.C. Harriss, R.C. (eds.). *Biogenic trace gases: Measuring emissions from soil and water. Methods in ecology*. pp 52–97, Blackwell Science, Cambridge, USA.

- Madigan, M.T., Martino, J.M. and Parker, J. 2000. Brock Biology of Microorganisms 9/eH Prentice-Hall, New Jersey. pp. 1175.
- Martínez, G., Contreras, M. and Vila, I. 2003. Conceptual models of phytoplankton abundance associated to spatial heterogeneity at the Rapel reservoir (central Chile). *Revista Chilena Historia Natural*. Rev. N° 76: 255 – 266.
- Mattsson T., Finér, L., Kortelainen, P., and Sallantausta, T. 2003. Brook water quality and background leaching from unmanaged forested catchments in Finland. *Water Air Soil Pollution*, Vol. N° 147: 275 – 297.
- McGuire, A.D., Melillo, J.M., Kicklighter, D.W., and Joyce, L.A. 1995. Equilibrium responses of soil carbon to climate change: empirical and process-based estimates. *Journal of Biogeography*, Vol. N° 22: 785 – 796.
- McInerney, M.J. 1988. Anaerobic degradation of proteins and lipids. En A.J.B. Zehnder (eds.), *Biology of anaerobic microorganisms*. pp 373–415. John Wiley & Sons, Inc., New York, USA.
- Michmerhuizen, C.M., Striegl, R.G. y McDonald, M.E. 1996. Potential methane emission from north-temperate lakes following ice melt, *Limnology and Oceanography*, Rev. N° 41: 985 – 991.
- Montecino, V. and Cabrera, S. 1982. Phytoplankton activity and standing crop in an impoundment of Central Chile. *Journal of Plankton Research*, Rev. N° 4: 943 – 950.
- Montheith, J.L. 1973. *Principles of Environmental Physics*. Edward Arnold Limited. London, UK, 241 pp.
- Naguib, M., and Overbeck, J. 1970. On methane oxidizing bacteria in fresh waters. I. Introduction to the problem and investigations on the presence of obligate methane oxidizers. *Zeitschrift für Allgemeine Mikrobiologie*. Rev. N° 10: 17 – 36.
- O’Ryan R., Díaz M. y Clerc J. 2010. Consumo de Energía y Emisiones de Gases de Efecto Invernadero en Chile 2007-2030 y Opciones de Mitigación. Programa de Gestión y Economía Ambiental (Progea), Universidad de Chile. Santiago, Chile. 97 pp.
- Olesen, J.E., y Bindi, M. 2002. Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy, *Review. European Journal of Agronomy*, Vol. N° 16: 239 – 262.
- Oremland, R.S., Marsh, L.M., y Polcm, S. 1982. Methane production and simultaneous sulphate reduction in anoxic, salt marsh sediments. *Nature*, Rev. N° 296: 143 – 145.
- Orphan, V.J., House, C.H., Hinrichs, K.U., McKeegan, K.D., and De Long, E.F. 2001. Methane-consuming Archaea revealed by directly coupled isotopic and phylogenetic analysis. *Science*, Rev. N° 293: 484 – 487.
- Panganiban Jr, A.T., Patt, T.E., Hart, W., and Hanson, R.S. 1979. Oxidation of methane in the absence of oxygen in lake water samples. *Applied and Environmental Microbiology*. Rev. N° 37: 303 – 309.
- Poch Ambiental S.A. 2008. Redefinición de la Red Mínima de Lagos. Gobierno de Chile, Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas, Departamento de Conservación y Protección de Recursos Hídricos. Santiago, Octubre 2009.

- PRIEN. 1997. "Inventario de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero Sector Energía Año 1993". Universidad de Chile y CONAMA. Santiago, Chile.
- PRIEN. 1999. "Inventario de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero Energía, Procesos Industriales y Uso de Solventes 1993-1994". Universidad de Chile y CONAMA. Santiago, Chile. 73 pp.
- Quinn, G. and Keough, M. 2002. Experimental design and data analysis for biologist. Cambridge University Press. 537 pp.
- Ramanathan, V., Cicerone, R.J., Singh, H. B. and Kiehl, J. T. 1985. Trace gas trends and their potential role in climate change. *Geophysics, Rev.* N° 90: 5547 – 5566.
- Reeburgh, W.S., Whalen, S.C., and Alperin, M.J. 1993. The role of methylotrophy in the global methane budget. En J.C. Murrell y D.P. Kelly (eds.), *Microbial growth on C-1 compounds*. Intercept Press, Andover, UK. Pp: 1 – 14.
- Rochette, P, Ellert, B, Gregorich, E. G., Desjardins R. L., Pattey, E., Lessard, R., Johnson, B. G. 1997. Description of a dynamic closed chamber for measuring soil respiration and its comparison with other techniques. *Canadian Journal of Soil Science*, Vol. N° 77: 195 – 203.
- Rosa, L.P. & Schaeffer, R. 1994. Greenhouse-Gas Emissions from Hydroelectric Reservoirs. *Ambio*, Vol.23. No.2, Mar, pp. 164-165, 0044-7447.
- Rosa, L.P., Matvienko Sikar, B., dos Santos, M.A., and Matvienko Sikar, E. 2002. Emissões de dióxido de carbono e de metano pelos reservatórios hidroelétricos brasileiros, Relatório de referência – Inventário brasileiro de emissões antropicas de gás de efeito de estufa, Ministério da Ciência e tecnologia, Brazil, 199 pp.
- Rosemberg, N.J. 1974. *Microclimate: the biological environment*. John Wiley and Sons. New York, USA, 315 pp.
- Rudd, J.M.W. and Hamilton, R.D. 1978. Methane cycling in a eutrophic shield lake and its effects on whole lake metabolism. *Limnology and Oceanography, Rev.* N° 23: 337 – 349.
- Rudd, J.W.M., and Taylor C.D. 1980. Methane cycling in aquatic environments. *Advantage Aquatic Microbiology, Rev.* N° 2: 77 – 150.
- Rudd, J.W.M.; Harris, R.; Kelly, C.A. and Hecky, R.E. 1993. Are hydroelectric reservoirs significant sources of greenhouse gasses? *Ambio*, Vol. N° 22, N° 4: 246 – 248.
- Sahores, J.J., y Witherspoon, P.A. 1970. Diffusion of light paraffin hydrocarbons in water from 2°C to 80°C. *Advances in organic chemistry*. Pergamon, pp: 219 – 230.
- Santilli, M., Moutinho, P., Schwartzman, S., Nepstad, D., Curran, L., y Nobre, C. 2005. Tropical Deforestation and the Kyoto Protocol. An Editorial Essay. *Climatic Change*, Vol. N° 71: 267 – 276.
- Schink, B. 1991. Syntrophism among prokaryotes. En A. Balows, H.G. Trüper, M. Dworkin, y K.H. Schleifer (eds.), *The prokaryotes*, 2nd ed. pp 276–299. Springer-Verlag, New York, USA.
- Schink, B. 1997. Energetics of Syntrophic Cooperation in Methanogenic Degradation. *Microbiology and Molecular Biology, Rev.* June 1997: 262 – 280.

- Schlesinger, W. H., *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*, 2nd ed., Academic, San Diego, California 592 pp.
- Segers, R. 1998. Methane production and methane consumption—a review of processes underlying wetland methane fluxes. *Biogeochemistry*, Rev. N° 41: 23 – 51.
- Sikar, E., Santos, M.A., Matvienko, B., Silva, M.B., Rocha, C.H., Santos, E., Bentes Junior, A.P., and Rosa, L.P. 2005. Greenhouse gases and initial findings on the carbon circulation in two reservoirs and their watersheds. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, Vol. N° 29: 573 – 576.
- Smith, V.H., Tilman, G.D. and Nekola, J.C. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, Vol. N° 100: 179 – 196.
- Sobek, S., Algesten, G., Bergström, A.-k., Jansson, M., and Tranvik, L.J. 2003. The catchment and climate regulation of pCO₂ in boreal lakes. *Global Change Biology*, Vol. N° 9: 630 – 641.
- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Alley, R.B., Bernsten, T., Bindoff, N.L., Chen, Z., Chidthaisong, A., Gregory, J.M., Hegerl, G.C., Heimann, M., Hewitson, B., Hoskins, B.J., Joos, F., Jouzel, J., Kattsov, V., Lohmann, U., Matsuno, T., Molina, M., Nicholls, N., Overpeck, J., Raga, G., Ramaswamy, V., Ren, J., Rusticucci, M., Somerville, R., Stocker, T.F., Whetton, P., Wood, R.A., y Wratt, D. 2007. Resumen Técnico. En S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor y H.L. Miller (eds.), *Cambios Climáticos 2007: Base Física de la Ciencia. Aportes del Grupo de Trabajo I al Cuarto Informe de Evaluación del Panel Intergubernamental sobre Cambios Climáticos*. Cambridge University Press, Cambridge, UK y New York, USA. 77 pp.
- Soumis, N.; Duchemin, E.; Canuel, R. & Lucotte, M. 2004. Greenhouse gas emissions from reservoirs of the western United States. *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. N° 18, N° 3: 0886 – 6236.
- Strayer, R.F. and Tiedje, J.M. 1978. In situ methane production in small, hypereutrophic, hard-water lake: Loss of methane from sediments by vertical diffusion and ebullition. *Limnology and Oceanography*, Rev. N° 23: 1201 – 1206.
- Striegl, R.G., Kortelainen, P., Chanton, J.P., Wickland, K.P., Bugna, G.C. and Rantakari, M. 2001. Carbon dioxide partial pressure and ¹³C content of north temperate and boreal lakes at spring ice melt. *Limnology and Oceanography*, Vol. N° 46: 941 – 945.
- Svensson, B. S., and S. O. Ericsson. 1993. Does hydroelectric power increase global warming? *Ambio*, Vol. N° 22: 569 – 570.
- Therrien, J. 2004. Flux de gaz à effet de serre en milieux aquatiques - Suivi 2003. Rapport de GENIVAR Groupe Conseil Inc. présenté à Hydro-Québec. 52 p. et annexes.
- Thorton, K.W., Kimmel, B.L. & Payne, F.E. [Eds.] 1990. *Reservoir Limnology: Ecological perspectives*. John Wiley & Sons, Inc., Somerset, New Jersey, 246 pp.
- Tremblay, A., Therrien, J., Hamlin, B., Wichmann, E., and LeDrew, L.J. Chapter 8: GHG Emissions from Boreal Reservoirs and Natural Aquatic, pp.: 209 – 232.

- Treude, T., Niggemann, J., Kallmeyer, J., Wintersteller, P., Schubert, C., Boetius, A. and Jorgensen, B. 2005. Anaerobic oxidation of methane and sulfate reduction along the Chilean continental margin. *Geochimica et Cosmochimica Rev.* N° 69: 2767 – 2779.
- UNESCO – IHA. 2008. GHG Measurement Guidelines for Freshwater Reservoir. The International Hidropower Association (IHA), London, UK. 154 pp.
- UNESCO – IHA. 2008. Scoping paper: Assessment of the GHG Status of Freshwater Reservoirs. Working Group on Greenhouse Gas Status of Freshwater Reservoirs. Rev. April 2008.
- UNESCO – IHA. 2010. GHG Measurement Guidelines for Freshwater Reservoir. The International Hidropower Association (IHA), London, UK. 154 pp.
- Utsumi, M., Nojiri, Y., Nakamura, T., Nozawa, T., Otsuki, A., y Seki, H. 1998. Oxidation of dissolved methane in a eutrophic, shallow lake: Lake Kasumigaura, Japan. *Limnology and Oceanography*, Rev. N° 43: 471 – 480.
- Valentine, D.L. 2002. Biogeochemistry and microbial ecology of methane in anoxic environments: a review. *Antonie Leeuwenhoek*, Rev. N° 81: 271 – 282.
- Valentine, D.L., and Reeburgh, W.S. 2000. New perspectives on anaerobic methane oxidation. *Environmental Microbiology*, Rev. N° 2: 477 – 484.
- Vila, I. y Pardo, R. 2003. Perturbaciones antrópicas de un embalse templado. *Limnetica*, Rev. N° 22: 93 – 102.
- Vila, I., Contreras, M. y Pizarro, J. 1997. Eutrophication and phytoplankton selective responses in a temperate reservoir. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, Rev. N° 26: 798 – 802.
- Vila, I., Contreras, M., Montecino, V., Pizarro, J. y Adams, D.D. 2000. Rapel: A 30 years temperate reservoir. Eutrophication or contamination? *Arch. Archiv für Hydrobiologie Special Issues Advances in Limnology*, Rev. 55: 31-44.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, Vol. N° 277: 494 – 499.
- Wang, F.; Wang, B.; Liu, C.Q.; Wang, Y.; Guan, J.; Liu, X. and Yu, Y. 2011. Carbon dioxide emission from surface water in cascade reservoirs-river system on the Maotiao River, southwest of China. *Atmospheric Environment*, Vol. 45, N° 23: 3827 – 3834.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology*. Third edition. Academic Press. San Diego California USA. 1006 pp.
- Whiticar, M.J., Faber, E., y Schoell, M. 1986. Biogenic methane formation in marine and freshwater environments: CO₂ reduction vs. acetate fermentation-Isotope evidence. *Geochimica et Cosmochimica. Rev.* 50: 693-709.
- Whorf, T., and C. D. Keeling. 1998. Rising carbon. *New Scientist*, Vol. N° 157: 54.
- Willem G. Mook. *Isótopos Ambientales en el Ciclo Hidrológico. Principios y Aplicaciones*, Sección I, Introducción, Teoría • Métodos • Correcciones, Capítulo 9: Química del Ácido Carbónico del agua. ISBN: 84-7840-465-1. Centro de Investigación Isotópica, Groningen, Países Bajos.

- Yamamoto, S., Alcauskas, J.B. and Crozier, T.E. 1976. Solubility of methane in distilled water and seawater. *Journal of Chemical & Engineering Data*, Rev. N° 21: 78 – 80.
- Zehnder, A.J.B. 1978. Ecology of methane formation. En R. Mitchell (ed.), *Water pollution microbiology*, vol. 2. pp 349–376. John Wiley & Sons, Ltd., London, UK.
- Zehnder, A.J.B. 1988. *Biology of anaerobic microorganisms*, Wiley, New York, 872 pp.
- Zehnder, A.J.B., Ingvorsen, K. y Marti, T. 1982. Microbiology of methane bacteria. En D.E. Hughes y col. (eds.), *Anaerobic digestion*. pp 45–68. Elsevier Biomedical Press, Amsterdam, Netherlands.
- Zeikus, J.G. 1977. The biology of methanogenic bacteria. *Bacteriology*, Vol. N° 41: 514 – 541.
- Zheng, H.; Zhao, X.J.; Zhao, T.Q.; Chen, F.L.; Xu, W.H.; Duan, X.N.; Wang, X.K. & Ouyang, Z.Y. 2011. Spatial-temporal variations of methane emissions from the Ertan hydroelectric reservoir in southwest China. *Hydrological Processes*, Vol. 25. N° 9: 1391 – 1396.