



Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales

**MAESTRÍA EN CIENCIAS DE LA INGENIERÍA
MENCIÓN RECURSOS HÍDRICOS**

“Procesos hidrodinámicos y su relación con floraciones algales en el embalse San Roque, Córdoba, Argentina.”

Autor: Esp. Ing. Civil Jonathan Muchiut

Director: Dr. Andrés Rodríguez

-2020-

"Nuestros indispensables recursos hídricos han demostrado tener una gran capacidad de recuperación, pero son cada vez más vulnerables y están más amenazados. A fin de obtener el agua que necesita para la alimentación, las materias primas y la energía, nuestra población creciente tiene que competir cada vez más con la demanda de agua de la propia naturaleza para sostener unos ecosistemas en grave peligro, así como los servicios de los que dependemos. Un día tras otro vertemos millones de toneladas de aguas residuales sin tratar y de desechos industriales y agrícolas en los sistemas hídricos del mundo. El agua limpia escasea y escaseará aún más a medida que avance el cambio climático. Y los pobres son las primeras y mayores víctimas de la contaminación, de la escasez de agua y de la falta de un saneamiento adecuado."

Ban Ki-moon, ex Secretario General de las Naciones Unidas.

22 de marzo del 2010, Día Mundial del Agua.

Resumen

La ciudad de Córdoba se encuentra abastecida de agua potable proveniente principalmente de los embalses San Roque y Los Molinos. Ambos se caracterizan por fuertes episodios de floraciones algales como resultado de la acumulación de nutrientes de origen antrópico. En particular, el embalse San Roque experimenta eventos de floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas *Microcystis aeruginosa* y de dinoflagelados *Ceratium hirundinella*, anoxia y mortandad de peces, liberación de olores desagradables y cambios de colores a lo largo del año. Los nutrientes llegan a este cuerpo de agua a través de sus tributarios y de la población circundante, Villa Carlos Paz, cuyos líquidos urbanos son parcialmente tratados en una planta depuradora y liberados en el embalse, mientras el resto llega al mismo clandestinamente o a través de escurrimiento subsuperficial y subterráneo.

En esta tesis se presenta una simulación numérica tridimensional de la floración algal en el embalse San Roque ocurrida en el año 2017, abarcando el período enero-mayo, configurada y calibrada a partir de otras modelaciones numéricas y de mediciones periódicas realizadas por el INA-CIRSA en dicho cuerpo de agua. Se han utilizado imágenes satelitales como apoyo para identificar patrones característicos de distribución de la biomasa fitoplanctónica en la superficie del embalse dentro de la ventana temporal estudiada. Además, mediante operaciones de manejo de embalse, se analizan los efectos de los niveles embalsados sobre el grado de eutrofización. Paralelamente, y con el mismo objetivo, se proponen cuatro modelaciones independientes en las que se modifican los aportes de nutrientes: a) sin planta depuradora, b) con trasvase de cuenca de los líquidos tratados en la planta, c) con la totalidad de líquidos generados en Villa Carlos Paz depurados en la planta, cumpliendo con los parámetros de vertido vigentes en la provincia, y d) con una disminución de un 10% del fósforo generado por dicha ciudad. Por último, se presenta dos análisis de la representatividad de los puntos de muestreos realizados en el embalse: un análisis espacial, a través de la cuantificación de la biomasa fitoplanctónica en todo el embalse y su comparación con los valores calculados numéricamente en dichos puntos, y un análisis temporal, a través de las variaciones horarias de la concentración de clorofila-a.

La simulación del evento de floración algal permitió la calibración de diversos parámetros de calidad de agua, reproduciendo valores medidos en campo y presentando patrones similares a los identificados en imágenes satelitales. Por otro lado, los resultados modelados muestran incrementos de la biomasa fitoplanctónica de hasta un 8% para niveles de embalse un metro por debajo de los simulados y reducciones de hasta un 12% para niveles un metro por encima. Con respecto a los escenarios en los que se modifican los aportes de nutrientes, en el que se tratan la totalidad de efluentes cloacales generados por Villa Carlos Paz se alcanzan amplias mejoras, con disminuciones de hasta un 65%.

Con respecto a la representatividad de los muestreos, el análisis espacial muestra que la clorofila-a superficial en el centro y en la zona de la garganta presentan correlaciones con respecto a la biomasa fitoplanctónica de todo el embalse mayores a 0.80. Estos valores se ven disminuidos a la mitad en las desembocaduras de los ríos San Antonio y Cosquín. Los coeficientes varían para los escenarios modelados, siendo el punto de la garganta y el de centro los más representativos. Por último, el análisis temporal indica variaciones horarias importantes a lo largo del día, con aumentos en promedio de hasta un 50% con respecto a los valores medidos a las 9:00 am en las desembocaduras de los tributarios, 30% en el centro del embalse y en las cercanías del cierre del mismo.

Palabras clave: embalse San Roque – eutrofización – modelación numérica 3D – monitoreo.

Abstract

The city of Córdoba is supplied with potable water mainly from the San Roque and Los Molinos reservoirs. Both are characterized by strong episodes of algal blooms as a result of the accumulation of nutrients of anthropic origin. In particular, San Roque reservoir experiences blooms of potentially toxic cyanobacteria *Microcystis aeruginosa* and dinoflagellates *Ceratium hirundinella*, anoxia and fish death, release of unpleasant odors and color changes throughout the year. Nutrients reach this body of water through its tributaries and the surrounding population, Villa Carlos Paz, whose urban fluids are partially treated in a purification plant and released into the reservoir, while the rest reaches it clandestinely or through subsurface and underground flow.

This thesis presents a tridimensional numerical simulation of the algal bloom in San Roque reservoir that occurred in 2017, covering the period January-May, configured and calibrated based on other numerical models and periodic measurements carried out by INA-CIRSA in the body of water. Satellite images have been used to identify characteristic patterns of distribution of phytoplankton biomass on the surface of the reservoir within the time window studied. In addition, through reservoir management operations, the effects of the levels on the eutrophication are analyzed. In parallel, and with the same objective, four independent models are proposed in which the nutrient inputs are modified: a) without a treatment plant, b) with basin transfer of the liquids treated in the plant, c) with all the liquids generated in Villa Carlos Paz treated at the plant, complying with the discharge parameters in force in the province, and d) with a 10% decrease in the phosphorus generated by said city. Finally, two analyzes of the representativeness of the sampling points carried out in the waterbody are presented: a spatial analysis, through the quantification of the phytoplankton biomass in the entire reservoir and its comparison with the values calculated numerically in said points, and a temporal analysis, through the hourly variations of the chlorophyll-a concentration.

The simulation of the algal blooming event allowed the calibration of various water quality parameters, reproducing values measured in the field and presenting patterns similar to those identified in satellite images. On the other hand, the modeled results show increases in phytoplankton biomass of up to 8% for reservoir levels one meter below those simulated and reductions of up to 12% for levels one meter above. With respect to the scenarios in which the nutrient inputs are modified, in which all the sewage effluents generated by Villa Carlos Paz are treated broad improvements are achieved, with decreases of up to 65%.

Regarding the representativeness of the samplings, the spatial analysis shows that the surface chlorophyll-a in the center and in the throat area have correlations with respect to the phytoplankton biomass of the entire reservoir greater than 0.80. These values are reduced by half at the mouths of the San Antonio and Cosquin rivers. The coefficients vary for the modeled scenarios, being the throat point and the center point the most representative. Finally, the temporal analysis indicates important hourly variations throughout the day, with increases on average of up to 50% with respect to the values measured at 9:00 am at the mouths of the tributaries, 30% in the center of the reservoir and in the vicinity of its closure.

Keywords: San Roque reservoir - eutrophication – 3D numerical modeling - monitoring.

Agradecimientos

En primer lugar, agradecer a la Universidad Nacional de Córdoba por la oportunidad de seguir formándome. Agradecer también a la Secretaría de Ciencia y Tecnología de la Universidad por financiar económicamente esta etapa. Agradecer también a cada docente de la Maestría en Ciencias de la Ingeniería con Mención en Recursos Hídricos por su tiempo y dedicación, particularmente al Ing. Santiago Reyna y a la Inga. Teresa Reyna. Agradezco a la Inga. Ana Cossavella, al Ing. Eduardo Zamanillo y a la Inga. Leticia Tarrab por los consejos compartidos para dar un cierre a esta etapa.

En segundo lugar, agradecer al Laboratorio de Hidráulica de la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales por abrirme las puertas hace ya unos años y a cada integrante del mismo. Al director de la institución, el Ing. Andrés Rodríguez, quien además ha sido director y guía en esta tesis, junto al Ing. Mariano Corral. Al Ing. Agustín Martina, por su paciencia como puente entre un ordenador y un teclado, y al Ing. Román Martino y a, nuevamente, la Inga. Leticia Tarrab, por señalarme desinteresadamente el camino.

Quiero agradecer al Ministerio de Servicios Públicos y a la Administración Provincial de Recursos Hídricos de Córdoba por abrir las puertas necesarias, y también al Instituto Nacional del Agua y a su Subgerencia Centro de la Región Semiárida, en particular a María Inés Rodríguez, Ana Laura Ruibal y Marcia Ruiz, cuya invaluable actividad permitieron esta tesis.

Quiero dar las gracias también a Gabriela Ponce, Matías Ragessi, Matías Eder, Gabriela Pintos y Gianina Leyria por los momentos compartidos en la oficina. Al alguna vez llamado “Grupo de Lagos”, a los de ayer, a los de hoy y también a los de mañana. En particular a Mayco Dagatti, Federico Prystupczuk y Reinaldo González Reyes, por los desafíos encontrados y superados de forma sobresaliente, y a Micaela Marasas, Helena Calvimonte, Paula Olivera y Micaela Juaneda por recordarme constantemente que no todo es un número.

Por último, agradezco a amigos de la vida y a familiares. A mi madre Isabel y a mi padre Carlos, por recordarme como seguir. A mis hermanos Mauricio e Iván y mis hermanas Belén, Laura y Pía, por recordarme cómo ser. Y a mis sobrinas Milagros y Alfonsina y a mi sobrino Daniel, por recordarme cómo volver.

Contenidos

1	CAPÍTULO PRIMERO. INTRODUCCIÓN	13
1.1	El recurso hídrico.....	13
1.2	Los productores primarios	14
1.3	El ecosistema limnológico y la eutrofización	15
1.4	Efectos de la eutrofización y estrategias de remediación	17
1.4.1	Acciones preventivas.....	18
1.4.2	Acciones correctivas	19
1.5	El embalse San Roque	20
1.5.1	Estado de urbanización de la cuenca	22
1.5.2	Batimetría, niveles y curvas características del embalse	25
1.5.3	Medición de variables hidrometeorológicas	26
1.5.4	Medición de variables de calidad de agua	27
1.5.5	Sistema de desestratificación de aire.....	33
1.5.6	Antecedentes de modelación numérica.....	34
1.6	Motivación	35
1.7	Objetivos	36
2	CAPÍTULO SEGUNDO. MARCO CONCEPTUAL.....	37
2.1	Eutrofización de lagos	37
2.1.1	Calificación trófica de lagos.....	37
2.1.2	Factores determinantes de la eutrofización	38
2.2	Procesos de transporte	50
2.3	Hidrodinámica de lagos.....	51
3	CAPÍTULO TERCERO. METODOLOGÍA.....	57
3.1	Escenarios de interés	57
3.2	Configuración del modelo numérico Delft3D	58
3.2.1	Batimetría	58
3.2.2	Volúmenes entrantes y salientes	59
3.2.3	Niveles medidos	59
3.2.4	Balance de masa	60
3.2.5	Discretización espacial y temporal	62
3.2.6	Géneros de fitoplancton modelados.....	63
3.2.7	Parámetros hidrodinámicos y de calidad	64
3.2.8	Condiciones de contorno. Puntos de observación	65
3.2.9	Condiciones iniciales.	66

3.2.10	Manejo de embalse.....	68
3.2.11	Emisario de la planta depuradora	68
3.3	Modelo numérico Delft3D	72
3.3.1	Hipótesis fundamentales.....	72
3.3.2	Módulo de mallado	73
3.3.3	Módulo hidrodinámico.....	73
3.3.4	Módulo de calidad de agua	86
3.4	Costo computacional.....	95
3.5	Variables y procesos no modelados.....	96
4	CAPÍTULO CUARTO. RESULTADOS.....	97
4.1	Variables calibradas	97
4.2	Resultados del grupo A	99
4.2.1	Hidrodinámica del embalse.....	99
4.2.2	Calidad de agua y eutrofización	108
4.3	Resultados del Grupo B.....	118
4.4	Resultados del Grupo C.....	124
4.5	Producción primaria.....	126
4.6	Representatividad de los muestreos.....	128
4.6.1	Representatividad espacial.....	128
4.6.2	Representatividad temporal.....	130
5	CAPÍTULO QUINTO. CONCLUSIONES, RECOMENDACIONES Y TRABAJOS FUTUROS	133
6	BIBLIOGRAFÍA.....	137

Índice de figuras

<i>Figura 1. Abastecimiento de agua en la ciudad de Córdoba, según su origen. Fuente: Aguas Cordobesas.</i>	20
<i>Figura 2. Visualización del cierre original, de cal hidráulica local, y del cierre actual, de cemento portland. Fuente: Archivo Eldor Bertorello.</i>	21
<i>Figura 3. Corte esquemático de presa San Roque. Fuente: Inventario de Presas y Centrales Hidroeléctricas de la República Argentina (2012).</i>	21
<i>Figura 4. Subcuencas de aporte al embalse San Roque.</i>	22
<i>Figura 5. A la izquierda, cobertura de la región norte de la Cuenca del río Cosquín –año 2019–. A la derecha, las plantas depuradoras de La Falda (arriba) y Valle Hermoso (abajo). Fuente: COOPI.</i>	24
<i>Figura 6. A la izquierda, cobertura de la región norte de la Cuenca del río San Antonio –año 2019–. A la derecha, la planta depuradora de la Variante Costa Azul. Fuente: COOPI.</i>	24
<i>Figura 7. Batimetría del embalse San Roque. Fuente: Secretaría de Recursos Hídricos (2016).</i>	25
<i>Figura 8. Curvas Cota-Área y Cota-Volumen del embalse San Roque. Fuente: INA-CIRSA.</i>	26
<i>Figura 9. Red pluviométrica de la cuenca del dique San Roque. Fuente: APRHI.</i>	26
<i>Figura 10. Curvas H-Q de los ríos San Antonio y Cosquín. Fuente: Ministerio de Servicios Públicos.</i>	27
<i>Figura 11. Curvas de caudales erogados por el descargador de medio fondo. Fuente: Inventario de Presas y Centrales Hidroeléctricas de la República Argentina (2012).</i>	27
<i>Figura 12. Puntos de muestreo de las campañas del INA-CIRSA. Basado en Rodríguez et al. (2013).</i>	28
<i>Figura 13. Esquema de la LDS original instalada en el embalse San Roque por el CWR de Australia.</i>	30
<i>Figura 14. Estación de Monitoreo de Lagos en el embalse San Roque.</i>	31
<i>Figura 15. Fotografías al comienzo –09:46 hs– y al final de la campaña de medición –14:49 hs–, tomadas desde el mismo muelle. Fuente: INA-CIRSA.</i>	32
<i>Figura 16. Series temporales anuales de áreas quemadas, clorofila-a, precipitación acumulada y temperatura (izquierda). Espectros de las series mencionadas (derecha). Fuente: Germán et al., 2018.</i>	32
<i>Figura 17. Clorofila-a en el período 2001-2017, calculada satelitalmente. Fuente: Germán, 2018.</i>	33
<i>Figura 18. A la izquierda, imagen satelital del Sentinel 2A MSI T20JLL. A la derecha, estimación del campo superficial de clorofila-a. Fecha: 22/02/2017. Fuente: German et al., 2019.</i>	33
<i>Figura 19. Campos de velocidad a 0 m, 1 m, 5 m y 8 m de profundidad y campo promediado en la vertical para el embalse San Roque con viento sur. Fuente: Buscaglia et al. (2000).</i>	34
<i>Figura 20. Perfil de la viscosidad turbulenta vertical. Fuente: Buscaglia et al. (2000).</i>	35
<i>Figura 21. Zonas biológicas. Basado en: Ji, 2008.</i>	40
<i>Figura 22. Estratificación en lagos. Basado en Kiely (1999).</i>	41
<i>Figura 23. Ciclo del nitrógeno. Basado en Ji (2008).</i>	44
<i>Figura 24. Ciclo de fósforo. Fuente: Ji (2008).</i>	45
<i>Figura 25. Carbono vs clorofila-a. La regresión naranja es la encontrada por Jakobsen y Markager (2016), la roja por Sathyendranath et al. (2009) y la azul por Buck (1996). Fuente: Jakobsen y Markager (2016).</i>	48
<i>Figura 26. Variación estacional típica de la concentración de diferentes grupos algales. Fuente: Ji (2008).</i>	49
<i>Figura 27. Esquema de agentes de mezcla en reservorios. Basado en Ji (2008) y Fischer et al. (1979).</i>	53
<i>Figura 28. Flujo en un lago estratificado para caudales de salida en el hipolimnio superiores al crítico. Basado en Fischer et al. (1979).</i>	54
<i>Figura 29. Flujo en un lago estratificado para caudales de salida en el hipolimnio inferiores al crítico. Basado en Fischer et al. (1979).</i>	54
<i>Figura 30. Nube de puntos de la batimetría 2018. Las cotas son relativas a los 35.35 m –cota local–.</i>	58
<i>Figura 31. Nivel del embalse (cota local).</i>	60

<i>Figura 32. Caudales de los ríos San Antonio, Cosquín, Los Chorrillos y Las Mojarras (año 2017).</i>	61
<i>Figura 33. Caudales erogados del embalse (año 2017).</i>	61
<i>Figura 34. Precipitación, evaporación y rosa de los vientos (año 2017).</i>	61
<i>Figura 35. Radiación solar y temperatura de aire (año 2017).</i>	61
<i>Figura 36. Comparación de los niveles alcanzados en el Escenario Base y los niveles medidos.</i>	62
<i>Figura 37. Malla numérica empleada en el Escenario Base de 25mx25m (izquierda) y en el Escenario Refinado de 12.5mx12.5m (derecha) junto a las superficies generadas. De fondo, el refinamiento en la zona de la garganta del embalse.</i>	63
<i>Figura 38. Condiciones de contornos en el modelo numérico.</i>	66
<i>Figura 39. Condición inicial de temperatura del agua.</i>	67
<i>Figura 40. Condición inicial de sedimentos suspendidos.</i>	67
<i>Figura 41. Mapa de las localidades ubicadas al sur del embalse San Roque y ubicación de la planta depuradora y emisario de descarga.</i>	69
<i>Figura 42. Curva de crecimiento poblacional de Villa Carlos Paz.</i>	70
<i>Figura 43. Coordenadas cartesianas (izquierda) y sigma (derecha). Fuente: Bijvelds (2001).</i>	74
<i>Figura 44. Nivel (ζ), profundidad (d) y profundidad total (H). Fuente: Delft3D Flow User Manual (2014).</i>	75
<i>Figura 45. Transformación del espacio físico (izquierda) en el espacio numérico (derecha). Fuente: Delft3D Flow User Manual (2014).</i>	84
<i>Figura 46. Niveles medidos y alcanzados en las simulaciones.</i>	99
<i>Figura 47. Campos de velocidad en la superficie y en el fondo de la Simulación Base (izquierda) y de la Simulación Refinada (derecha).</i>	101
<i>Figura 48. Perfiles de viscosidades turbulentas verticales en Simulación Base.</i>	106
<i>Figura 49. Perfiles de sólidos disueltos medidos y simulados en CENTRO de Simulación Base.</i>	107
<i>Figura 50. Perfiles de temperatura medidos y simulados en CENTRO de Simulación Base.</i>	107
<i>Figura 51. Gradientes térmicos en CENTRO y en DIQUE de Simulación Base.</i>	108
<i>Figura 52. Series simuladas de Clorofila-a, Temperatura y Oxígeno Disuelto (arriba), de nitrógeno de NO_2, NO_3 y NH_4, y de fósforo de PO_4 (medio) y de profundidad de Secchi (abajo) en CENTRO.</i>	109
<i>Figura 53. Series simuladas de Clorofila-a, Temperatura y Oxígeno Disuelto (arriba), de nitrógeno de NO_2, NO_3 y NH_4, y de fósforo de PO_4 (medio) y de profundidad de Secchi (abajo) en DSA.</i>	109
<i>Figura 54. Series simuladas de Clorofila-a, Temperatura y Oxígeno Disuelto (arriba), de nitrógeno de NO_2, NO_3 y NH_4, y de fósforo de PO_4 (medio) y de profundidad de Secchi (abajo) en DCQ.</i>	110
<i>Figura 55. Series simuladas de Clorofila-a, Temperatura y Oxígeno Disuelto (arriba), de nitrógeno de NO_2, NO_3 y NH_4, y de fósforo de PO_4 (medio) y de profundidad de Secchi (abajo) en DIQUE.</i>	110
<i>Figura 56. Series superficiales de clorofila-a en los puntos de observación.</i>	111
<i>Figura 57. Coeficientes de correlación para diferentes retrasos temporales.</i>	111
<i>Figura 58. Serie simuladas de composición algal y porcentaje relativo de cada especie en CENTRO.</i>	112
<i>Figura 59. Comparación de imágenes satelitales con campos superficiales de clorofila-a resultantes de Simulación Base, junto a campos de factores limitantes y un corte transversal.</i>	114
<i>Figura 60. Niveles alcanzados en el Escenario A y Escenario B con respecto al nivel del vertedero.</i>	118
<i>Figura 61. Comparación de campos de velocidad de fondo y superficial de Escenario A y Escenario B con respecto a Simulación Base.</i>	118
<i>Figura 62. Series de Clorofila-a modeladas para los escenarios del Grupo B.</i>	120
<i>Figura 63. Reducción de clorofila-a del Escenario A y del Escenario B con respecto a Simulación Final.</i>	121
<i>Figura 64. Comparación de campos superficiales de clorofila-a del Escenario A y del Escenario B con respecto a la Simulación Base. (*) La concentración es de un orden de magnitud menor al ilustrado.</i>	122
<i>Figura 65. Campos de temperaturas y oxígeno disuelto en el corte A-A, desde la desembocadura del San Antonio (izquierda de cada perfil) hasta la garganta del embalse (derecha de cada perfil).</i>	123

<i>Figura 66. Series de Clorofila-a modeladas para los escenarios del Grupo C.</i>	<i>124</i>
<i>Figura 67. Reducción de clorofila-a del escenario "Planta Mejorada" con respecto a "Simulación Final".</i>	<i>125</i>
<i>Figura 68. Campos superficiales de clorofila-a resultantes de "Planta Mejorada" en comparación con los de "Simulación Base", junto a campos de factores limitantes de nitrógeno y fósforo.</i>	<i>126</i>
<i>Figura 69. Carbono total (arriba), volumen almacenado (medio) y concentración media de carbono (abajo) en el embalse para los escenarios del Grupo B.</i>	<i>127</i>
<i>Figura 70. Carbono total (arriba), volumen almacenado (medio) y concentración media de carbono (abajo) en el embalse para los escenarios del Grupo C.</i>	<i>128</i>
<i>Figura 71. Superposición de las series de clorofila-a calculadas numéricamente en los puntos de observación y la sumatoria de todas ellas junto a la serie de carbono total, para Simulación Base.</i>	<i>129</i>
<i>Figura 72. Superposición de las series de clorofila-a calculadas numéricamente en los puntos de observación y la sumatoria de todas ellas junto a la serie de carbono total, para Planta Mejorada.</i>	<i>129</i>
<i>Figura 73. Cambios porcentuales de concentración de clorofila-a superficial simulada durante el período de crecimiento algal con respecto a las 09:00 hs.</i>	<i>131</i>
<i>Figura 74. Diagramas de caja de las variaciones horarias porcentuales de clorofila-a superficial modeladas con respecto a las 09:00 hs.</i>	<i>132</i>

Índice de tablas

<i>Tabla 1. Distribución de agua en la Tierra (fuente: Ji, 2008. Basado en Lvovich, 2001).....</i>	<i>13</i>
<i>Tabla 2. Caudales medios de los tributarios y áreas de las cuencas asociadas. Fuente: Wunderlin (2018).</i>	<i>22</i>
<i>Tabla 3. Habitantes y localización de municipios o comunas del Valle de Punilla. Fuente: INDEC, 2010. ...</i>	<i>23</i>
<i>Tabla 4. Inversión para materializar el conjunto de medidas estructurales por cuenca. Horizonte temporal: año 2039. Fuente: COOPI.</i>	<i>25</i>
<i>Tabla 5. Variables cualitativas determinadas mensualmente por el INA-CIRSA.</i>	<i>28</i>
<i>Tabla 6. Variables cuantitativas determinadas mensualmente por el INA-CIRSA.</i>	<i>29</i>
<i>Tabla 7. Lista de fitoplancton encontrados y medidas en el embalse San Roque, según su género.</i>	<i>29</i>
<i>Tabla 8. Características básicas de los sensores de la EML instalada en el embalse San Roque.</i>	<i>31</i>
<i>Tabla 9. Clasificación trófica de lagos. Fuente: Heinonen, 1980.</i>	<i>37</i>
<i>Tabla 10. Media y rango de la relación C: C₁₄ para diferentes grupos algales, utilizando el fluorómetro Turner y HPLC. Fuente: Sathyndranath et al. (2009).</i>	<i>48</i>
<i>Tabla 11. Escenarios simulados y modelados.</i>	<i>57</i>
<i>Tabla 12. Promedio mensual de caudales de cada tributario a partir de datos medidos por el INA-CIRSA.</i>	<i>59</i>
<i>Tabla 13. Lista de variables medidas o calculadas y descripción de las series de tiempos asociadas.</i>	<i>60</i>
<i>Tabla 14. Valores finales de la discretización espacial y temporal.</i>	<i>63</i>
<i>Tabla 15. Géneros medidos durante el evento, su agrupación taxonómica y su peso en carbono.</i>	<i>64</i>
<i>Tabla 16. Parámetros físicos de la simulación numérica.</i>	<i>64</i>
<i>Tabla 17. Parámetros de calidad de la simulación numérica.</i>	<i>65</i>
<i>Tabla 18. Condiciones iniciales del módulo de calidad DELWAQ.</i>	<i>68</i>
<i>Tabla 19. Maniobras propuestas de apertura y cierre de las válvulas del embalse.</i>	<i>68</i>
<i>Tabla 20. Población de Villa Carlos Paz. Fuente: INDEC.</i>	<i>69</i>
<i>Tabla 21. Población fija estimada para el año 2017.</i>	<i>70</i>
<i>Tabla 22. Población en el primer período de 2017. En blanco, los valores tomados directamente de la fuente y, en gris, valores estimados. Fuente: Departamento de Estadísticas de Villa Carlos Paz.</i>	<i>70</i>
<i>Tabla 23. Ponderaciones cualitativas para la determinación de densidad poblacional.</i>	<i>71</i>
<i>Tabla 24. Población total y caudales evacuados para la Costa Oeste y Costa Este.</i>	<i>71</i>
<i>Tabla 25. Parámetros del efluente volcado en el embalse durante los primeros 3 meses del año 2019, relevados en 32 muestreos. Fuente: Secretaría de Recursos Hídricos de la provincia de Córdoba.</i>	<i>72</i>
<i>Tabla 26. Número de Prandtl-Schmidt base para el transporte de distintas variables, según el modelo de cierre de la turbulencia empleado.</i>	<i>79</i>
<i>Tabla 27. Lista de esquemas numéricos del módulo WAQ.</i>	<i>92</i>
<i>Tabla 28. Variables y procesos no modelados.</i>	<i>96</i>
<i>Tabla 29. Variables para el modelado de temperatura y de sedimentación de sólidos suspendidos.</i>	<i>97</i>
<i>Tabla 30. Calibración de los parámetros de dispersión del módulo de calidad.</i>	<i>97</i>
<i>Tabla 31. Características físicas y estequiométricas del fitoplancton.</i>	<i>98</i>
<i>Tabla 32. Características fisiológicas del fitoplancton.</i>	<i>98</i>
<i>Tabla 33. Porcentajes relativos simulados, medidos e históricos de cada especie algal, en CENTRO.</i>	<i>112</i>
<i>Tabla 34. Escenarios simulados y modelados.</i>	<i>124</i>
<i>Tabla 35. Coeficientes de correlación de Pearson (r_P) y de Spearman (r_S) entre las series de clorofila-a superficial calculadas numéricamente en cada punto de observación y el carbono total en el embalse expresado en unidades de masa.</i>	<i>130</i>

Modeling is a little like art in the world of Pablo Picasso. It is never completely realistic; it is never the truth. But it contains enough of the truth, hopefully, and enough realism to gain understanding about environment systems.

Schnoor, 1996

1 CAPÍTULO PRIMERO. INTRODUCCIÓN

1.1 El recurso hídrico

Los embalses son proyectados, diseñados, construidos y usados para satisfacer diversos fines. Los requisitos para cada uno de éstos muchas veces difieren a tal punto que se alcanzan ciertos escenarios donde son contrapuestos. Así, por ejemplo, mientras el consumo humano, el riego de cultivos, la generación de energía hidroeléctrica y, en menor medida, las actividades recreacionales requieren de niveles embalsados relativamente altos, las operaciones de manejo de compuertas y válvulas los regulan para satisfacer las necesidades de amortiguación de crecidas y defensas costeras. El agua es, bajo este enfoque, un recurso finito que debe ser gestionado sustentablemente y garantizado al medio ambiental en general y a la sociedad en particular.

La disponibilidad del agua potable se encuentra limitada por su distribución, asociada al criterio *cantidad*, y su estado, asociado al criterio *calidad*. Si bien es la cantidad de agua la que generó la adjetivación incorrecta del ciclo hidrológico *infinito*, el concepto de calidad destruye tal percepción. Asumiendo constante la cantidad, la calidad del agua condiciona el fin que a la misma se le puede dar y al mismo tiempo dicho fin es el que define su concepto. La Tabla 1 presenta los volúmenes de agua de los sistemas de agua más importantes en nuestro planeta. Como puede verse, el agua potencialmente dulce en el mundo es de algo más del 5%, mientras que el porcentaje de agua dulce fácilmente disponible –asociada a lagos y ríos– es menor al 2%. La preservación de este pequeño volumen es, por tanto, esencial para garantizar tanto la salud humana como la del ecosistema y, además, asegurar el crecimiento y desarrollo económico y social.

Tabla 1. Distribución de agua en la Tierra (fuente: Ji, 2008. Basado en Lvovich, 2001)

Sistema	Volumen (10 ³ km ³)	Porcentaje [%]
Océanos	1.350.000	94,120
Agua Subterránea	60.000	4,180
Hielo	24.000	1,670
Lagos	230	0,016
Humedad del suelo	82	0,006
Atmósfera	14	0,001
Ríos	1	-

El recurso hídrico, por tanto, no puede tratarse independientemente del sistema en el que se encuentra inmerso. A su vez, el volumen de agua y su hidrodinámica limitan un espacio donde se desarrollan diversos fenómenos físicos, biológicos y químicos. Si bien los procesos naturales de contaminación, variabilidad y cambio climático repercuten en todo ecosistema, el tiempo en que lo hacen es el suficiente para permitir que los mecanismos de resistencia y resiliencia del mismo actúen, asegurando la supervivencia y adaptación del sistema biológico. Sin embargo, las acciones antrópicas en creciente ascenso afectan directamente al tiempo en que tales procesos ocurren dando lugar a los denominados *ecosistemas forzados*, cuya situación de estrés no es capaz de ser absorbida sin consecuencias (Margalef, 1983).

La calidad del agua se puede determinar cuantitativamente a través de las mediciones de concentraciones de diversas sustancias, tanto de origen orgánico como inorgánico. En muchos países los distintos usos que existen se encuentran normados, estableciendo los parámetros de calidad óptimos mínimos a cumplir para regular el ingreso de sustancias a los cuerpos de agua. Una vez en éste, sufren los denominados *procesos de mezcla*, resultado de la hidrodinámica, meteorología, reacciones físicas, biológicas y químicas. Si bien estos procesos

pueden describirse independientemente, existe tal interacción entre cada uno que el ensamble resulta complejo. Teniendo en cuenta tanto las variaciones espaciales –asociadas a la batimetría y a las cargas externas– como las temporales –asociadas a ciclos anuales, mensuales, diurnos–, el problema es aún mayor. Ji (2008) establece tres herramientas importantes que deben usarse en el manejo de la calidad de agua a través de las cuales sortear estos inconvenientes: la observación, el análisis teórico y el modelado numérico. La *observación* es el único camino para conocer las características reales del ecosistema y proveer la base para las otras dos herramientas. Las mediciones son invaluable, pero cuentan con la desventaja de estar siempre limitadas a áreas pequeñas, generalmente prefijadas y acotadas a ciertos intervalos de tiempo. La interpolación directa entre estos puntos espaciales y/o temporales no resulta siempre adecuada para comprender los procesos que intervienen en el problema. En estos casos, el *análisis teórico*, por un lado, y la calibración y verificación de un *modelo numérico*, por el otro, comienzan a tomar relevancia a la hora de reproducir y predecir diversos escenarios posibles y formar el apoyo para la futura toma de decisiones por parte de los organismos pertinentes.

1.2 Los productores primarios

Todo organismo vivo requiere alguna forma de energía para su supervivencia, crecimiento y reproducción. La fuente principal de energía del sistema tal y como lo conocemos es la *luz solar*, directamente usada por los llamados *productores primarios* a través de la *clorofila*. Junto a ciertos nutrientes y dióxido de carbono, que fijan del ambiente circundante, sintetizan nueva *materia orgánica*, que es consumida directa o indirectamente por los organismos que ocupan niveles tróficos superiores de la cadena alimenticia. El residuo de este proceso –denominado *fotosíntesis*– es el oxígeno y es liberado al ambiente. La importancia de esta reacción fisicoquímica es tal que el oxígeno presente en la biósfera terrestre es el resultado de la actividad de los organismos capaces de llevarla adelante, comenzado hace más de 2.45 mil millones de años a través de las *cianobacterias* presentes en los océanos (Holland, 2006).

Por lo mencionado en el párrafo anterior, es imposible pensar la vida en la Tierra como la conocemos sin los productores primarios. Éstos abarcan un amplio grupo de organismos capaces de llevar a cabo la fotosíntesis: todo tipo de plantas, algas e inclusive algunas bacterias. El plancton –nombre derivado de la palabra griega *planktos*, que significa “ambulante” o “errante”–, por su parte, es un conjunto de organismos pequeños que viven en el agua y flotan pasivamente, con baja capacidad de traslación por sí mismos. Este grupo incluye el *fitoplancton* –vegetal– y el *zooplancton* –animal–. El fitoplancton y las plantas macrófitas –con o sin sistema radicular– son productores primarios que funcionan como fuente de oxígeno de los cuerpos de agua en los que se encuentran. Es su abundancia y su tasa de producción lo que determina *a priori* la productividad de los niveles superiores de la cadena alimenticia. Se ha demostrado, por ejemplo, que lagos con bajos niveles de biomasa fitoplanctónica poseen menor concentración de zooplancton y ciertas especies de peces que lagos con niveles superiores (Gianuzzi, 2009). Por lo tanto, a mayor producción primaria, mayor biomasa generada por los consumidores y posteriormente por los descomponedores, denomina *producción secundaria*.

El fitoplancton es un conjunto de organismos primitivos de plantas. Requieren una cantidad considerable de energía solar, la cual debe compartirse entre todas las células que flotan en la columna de agua, donde también se dan los procesos de reflexión superficial y la absorción, junto a otros consumos de energía por parte de ciertas sustancias y organismos. Además, requieren de distintos elementos químicos para su normal desarrollo, como lo son el

nitrógeno, fósforo, silicio, azufre, calcio, potasio, magnesio y hierro. De todos estos, los primeros tres son denominados *macronutrientes*, ya que son esenciales. El nitrógeno es un componente básico de las proteínas de la célula, como las enzimas, y es necesario para producir material genético y pigmentos sensitivos a la luz como la clorofila. Ya que es vital para los procesos fisiológicos, la deficiencia de nitrógeno no puede ser tolerada por mucho tiempo. El fósforo es un componente importante de las proteínas, de los ácidos nucleicos y los lípidos. Las células fitoplanctónicas son usualmente menos sensitivas a las deficiencias del fósforo que a las del nitrógeno, por lo que la supervivencia a concentraciones extremadamente bajas de este nutriente es a menudo posible durante algún tiempo (Ji, 2008). El silicio, por último, es sólo utilizado por un grupo de algas para construir esqueletos que rodean las paredes celulares.

1.3 El ecosistema limnológico y la eutrofización

Klapper (1991) define el *ecosistema limnológico* como aquel sistema limitado por los contornos de un cuerpo de agua –lagos, lagunas y estuarios– y que consiste en un conjunto de organismos vivos acoplado a un conjunto de componentes inanimados. Se dice que este ecosistema es *estable* cuando las interacciones entre todos los componentes no provocan la extinción de alguno de ellos y cuando existe *equilibrio dinámico*, en el cual los componentes ingresantes, sus reacciones internas y los componentes salientes del cuerpo de agua se encuentran balanceados, despreciando las posibles variaciones estacionales.

Tanto la forma y el tamaño del lago como las características de los flujos entrantes y salientes al mismo provocan acumulación de sustancias de origen orgánico e inorgánico (Roldán Pérez y Ramírez Restrepo, 2008). En particular, el aumento de la concentración de nutrientes como el fósforo y el nitrógeno generan un espacio propicio para el desarrollo y sustentación de productores primarios. Este proceso de enriquecimiento de nutrientes en un ecosistema, reflejado por un incremento importante en los niveles de la biomasa fitoplanctónica –en otras palabras, la productividad primaria–, se conoce bajo el nombre de *eutrofización* (Schindler y Vallentyne, 2008). El crecimiento puede exacerbarse y acentuarse en el tiempo, dando paso al fenómeno conocido como desarrollo masivo de algas, floraciones algales o *algal blooms*, y continúa hasta que la concentración de los nutrientes en el agua no es la suficiente, la temperatura o luz no es la necesaria o debido a la sobrepoblación de predadores, momento a partir del cual la biomasa comienza a decaer y a decantar hacia las profundidades. La descomposición del fitoplancton se lleva a cabo mediante el consumo del oxígeno disuelto, generando hipoxia –que de continuar lleva a un estado de anoxia– y con ello la muerte de aquellas especies acuáticas que no cuentan con la resiliencia suficiente para sobrevivir a este proceso.

El fenómeno de eutrofización, como otras formas de contaminación, es el resultado de dos procesos diferenciados por el tiempo en el que se presentan. Por un lado, las bajas velocidades en los lagos y reservorios generan la precipitación de los sedimentos que ingresan en suspensión debido a las altas velocidades y turbulencia de los tributarios. La pérdida de volumen de agua por la colmatación continua del vaso, suponiendo constantes las tasas de descarga de nutrientes y menores a las entrantes, se traduce en un aumento de su concentración y, por tanto, la pérdida de calidad y un potencial incremento en el nivel de eutrofización. Por el otro, la contaminación de los cuerpos de agua como resultado de las actividades humanas que afectan directa o indirectamente al mismo, mediante el aporte de fuentes puntuales y no puntuales de residuos de diversos orígenes, es considerada una de las principales y más importantes causas del incremento de las floraciones algales a nivel mundial (Hudnell y Dortch, 2008). Los lagos afectados por acciones antrópicas suelen tener

concentraciones de los nutrientes básicos para el desarrollo de la floración mil veces mayores a las de un lago sin alteración antrópica (Klapper, 1991).

El problema de eutrofización puede entonces definirse como un exceso de nutrientes orgánicos e inorgánicos acumulados en un cuerpo de agua que, junto a condiciones ambientales y meteorológicas adecuadas, estimulan el aumento de la producción primaria. Genera inconvenientes para ciertos usos y usuarios de dicho recurso y amenaza al equilibrio y el bienestar del medio socio-ambiente-económico. Es necesario resaltar que el incremento del aporte de nutrientes y el aumento de la productividad primaria raramente tienen una relación lineal directa, ya que existen otros factores que la condicionan (Klapper, 1991). Desarrollados en el próximo capítulo, a continuación se mencionan los más importantes:

a. **Luz solar:** necesaria para la fotosíntesis de las plantas. Se encuentra controlada por la nubosidad del cielo y la materia orgánica e inorgánica en suspensión y disuelta en el agua.

b. **Temperatura:** regulada por la geografía y el clima, condiciona el desarrollo tanto de la hidrodinámica –flujo convectivo– como las tasas de reproducción y mortalidad de ciertas especies animales y vegetales. Asimismo, regula ciertos procesos químicos que pueden alterar las tasas de diferentes reacciones.

c. **Concentración y biodisponibilidad de nutrientes:** la disponibilidad de cada nutriente para la biomasa algal estará en función de los componentes que formen y, si lo tiene, del grado de disolución en el ambiente acuoso.

d. **Concentración de oxígeno disuelto:** resulta esencial para la respiración de todos los organismos vivos que componen el sistema acuático. Además, regula ciertas reacciones fisicoquímicas, particularmente en zonas con bajo contenido de oxígeno.

e. **Forma y profundidad del lago:** condiciona la hidrodinámica y la capacidad de estratificación del lago y los volúmenes del epilimnio, donde la mezcla es suficiente para mantener la sustentabilidad de las especies vegetales y animales, y del hipolimnio, donde la mezcla suele no ser capaz de hacerlo.

f. **Especies algales:** en general, las floraciones algales están conformados por un amplio espectro de especies, con predominancia de ciertos grupos como respuesta de la capacidad de cada uno durante la competencia por espacio –relacionado a la preferencia de zonas de baja turbulencia y gran luminosidad– y nutrientes, alcanzando distintos niveles de resiliencia.

g. **Presencia de zooplancton, herbívoros y otros peces:** alteran la tasa de mortandad de los productores primarios. A su vez, se encuentran influenciados por la presencia de la luz y oxígeno, por lo que en general se desenvuelven en la zona fótica del epilimnio.

h. **Macrófitas:** presentes en la zona fótica, sumergidas o flotantes, consumen nutrientes y luz, compitiendo así con las algas. Sin embargo, generan zonas de flujos menos turbulentos, contribuyendo con el crecimiento de aquellas especies algales que no soportan altas velocidades.

i. **Metales pesados:** los metales pesados tienden a favorecer o acelerar el proceso de decantación de los nutrientes, en particular el del fósforo. Por esta razón, son usados en ciertas metodologías de remediación de lagos eutrofizados. Sin embargo, la excesiva concentración de los mismos puede provocar inconvenientes tanto para otros organismos vivos como para instalaciones de tomas, conducción y distintas partes de los equipos de generación hidroeléctrica.

El carácter antrópico del origen de los nutrientes –principalmente nitrógeno y fósforo– hace que su control y regulación los transformen convenientemente en el factor limitante. Lo mismo se logra de diversas formas: mediante el tratado del agua residual cuyo cuerpo

receptor es el reservorio, cambios de prácticas en actividades humanas como la agrícola en la cuenca de aporte, distribución de nutrientes en diferentes cuerpos receptores, modificación de la composición de los productos que generan nutrientes, aumento y mejora de los procesos de mezcla, modificación de reacciones físicas, químicas y biológicas que contribuyen al crecimiento descontrolado de la floración algal, entre otros. Estos instrumentos, usados como técnicas de remediación para evitar la formación de escenarios eutrofizados, merecen los estudios necesarios para ser implementados (Schindler y Vallentyne, 2008; Klapper, 1991).

1.4 Efectos de la eutrofización y estrategias de remediación

Las floraciones algales generan impactos sanitarios, económicos y ambientales negativos. Presentan riesgos para los seres humanos al desarrollarse en agua usada para consumo y para uso recreacional. Al liberar sabores y olores desagradables, como así también la capacidad de liberar toxinas –propio de algunas *cianobacterias*–, incrementan fuertemente los costos de tratamiento para su potabilización. A su vez, generan desequilibrio del sistema ecológico debido a la potencial pérdida de la biodiversidad, lo que repercute en cambios en los niveles tróficos inmediatamente superiores. Podemos sintetizar algunos de los inconvenientes más importantes de eutrofización según los efectos que producen en los ámbitos ecológico y económico, con clara incidencia en la sociedad y en el ambiente:

- Elevada producción primaria y secundaria;
- Acumulación de sustancias en el cuerpo de agua y transferencia hacia los sedimentos;
- Incremento de la comunidad bacteriana;
- Reducción de la transparencia;
- Escenario de hipoxia en las profundidades, potencialmente prolongado hasta la anoxia;
- Aumento de los costos de tratamiento del agua para consumo;
- Pérdida potencial de ciertas actividades recreacionales;
- Inconvenientes en las instalaciones como obras de toma, de conducción y generación de energía hidroeléctrica;
- Obstrucciones para la navegación;
- Tratamientos adicionales para la remoción bacteriana y compuestos nitrogenados;
- Alteración de la tasa de evaporación.

En rehabilitación de lagos y embalses se ha demostrado repetidamente que, más allá de los agentes externos, tanto los agentes internos provenientes de los sedimentos como aquellos que resultan de las diversas reacciones dentro de la columna de agua deben ser tenidos en cuenta. Aun así, cualquier intento para controlar la eutrofización sin restringir el ingreso de fósforo al cuerpo de agua es inefectivo (Schindler y Vallentyne, 2008). La principal razón para darle más importancia al fósforo que a cualquier otro nutriente es que, de todos los elementos químicos requeridos por las plantas, es el más controlable por el hombre y el que más influye su crecimiento. Esto no es trivial: geoquímicamente hablando, el fósforo tiende a precipitar hacia las profundidades (Ji, 2008).

En el 29º Congreso de la Sociedad Internacional por la Limnología Teórica y Aplicada, celebrado en Finlandia en agosto del 2004, el Dr. Erik Jeppesen presentó los esfuerzos en remediación llevados a cabo en un gran número de lagos y embalses de Dinamarca: luego de la reducción del aporte de nutrientes, se necesitaban más de 10 años para que la biomasa

fitoplanctónica sintiera el efecto de la reducción de fósforo (Jeppesen, 2005). Vázquez (2004), por su parte, concluyó sus investigaciones sobre el embalse La Fe (Antioquía, Colombia) estableciendo una demora de 9 años de estabilización de carga interna de fósforo en sedimento luego de la eliminación total de las cargas del nutriente desde fuentes externas.

Existen técnicas de remediación relacionadas con el origen del aporte de estos nutrientes y cuyo objetivo es eliminar o al menos minimizar sus tasas de entrada al cuerpo de agua. Como es común, se puede distinguir entre estrategias *preventivas* y *correctivas* al fenómeno de eutrofización. A su vez, el análisis de beneficio-costos implicará el estudio de medidas estructurales y no estructurales. Se debe destacar que cada cuerpo de agua responderá de diversas formas a cada acción o conjunto de acciones concretadas (Klapper, 1991; Ji, 2008; Roldán Pérez y Ramírez Restrepo, 2008; Schindler y Vallentyne, 2008).

1.4.1 Acciones preventivas

Una técnica que puede presentar ventajas en casos particulares, sin ser solución definitiva, es la de crear un sistema a partir del cual el agua contaminada no ingrese al lago, sino que es liberada aguas abajo en otro cuerpo receptor, en cuyo volumen la proliferación de la biomasa algal y la contaminación propia del agua vertida tengan menores efectos adversos que en el cuerpo original. Caso típico de estos cuerpos de agua "suplentes" es el de volcamiento en los mares, donde el volumen de la masa de agua y la circulación son suficientes para lograr la *autodepuración*, siempre que se evite la contaminación de zonas con potencial uso o interés ambiental, como bahías y estuarios.

En lagos con batimetría suave, donde la población de macrófitas es considerable, la remoción de esta biomasa es una estrategia de eliminación directa de nutrientes del cuerpo de agua. Se debe tener en cuenta que la deposición de las macrófitas extraídas se debe realizar fuera de la cuenca de aporte al lago, ya que su descomposición provoca la incorporación de nutrientes inorgánicos al suelo que pueden llegar nuevamente al cuerpo de agua mediante flujo superficial y subterráneo.

La reducción de nutrientes de origen antrópico puede –y debe– darse en plantas de tratamiento de líquidos cloacales e industriales. La eficiencia del sistema dependerá del diseño de las instalaciones, los recursos bioquímicos utilizados y el tiempo en el cual se lleva adelante cada proceso –tratamiento primario, secundario y terciario–. Debe tenerse en cuenta, sin embargo, que existen plantas que no cuentan con suficiente capacidad para tratar la totalidad del caudal líquido que les llega –típico en casos de un sistema combinado de red cloacal y pluvial durante una tormenta–, por lo que realizan un *bypass* y descargan directamente en el cuerpo de agua receptor.

Cabe mencionar en esta sección técnicas de remediación llevadas a cabo en diversos lagos alrededor del mundo mediante la aplicación de medidas no estructurales. Tal es el caso del lago de Zúrich, en Suiza –considerado actualmente como el más limpio de la región– y de los lagos Erie y Ontario –dos de los Grandes Lagos–, compartidos entre Estados Unidos y Canadá. En estos países se crearon organismos destinados al estudio y remediación de sus cuerpos de agua altamente eutrofizados. Considerando al fósforo como el nutriente desencadenante del problema, el análisis determinó que más del 50% del nutriente provenía del uso de detergentes y jabones de uso domiciliario, volcado en los lagos luego de los tratamientos en plantas depuradoras. La situación llevó a la toma de medidas preventivas drásticas: se prohibió la venta de productos sanitarios cuyo contenido de fósforo sobrepasase límites establecidos. Los resultados alcanzados mostraron un 90% de reducción de la biomasa fitoplanctónica en menos de cinco años.

Se citan también técnicas que impiden el crecimiento algal mediante la eliminación total o parcial de la luz solar sobre la superficie del lago. Además de este beneficio, cuentan con la ventaja de reducir drásticamente los valores de evaporación, por lo que son de gran utilidad en cuerpos de agua de uso consuntivo. Usado ampliamente en los Estados Unidos y cuya cara visible es el departamento de Agua y Energía de Los Ángeles –LADWP–, es común para lagos de poca superficie taparlos mediante membranas. Para lagos de mayor envergadura, se utilizan actualmente esferas de polietileno de alta densidad, de unos 10 cm de diámetro y una vida útil de 10 años.

Los resultados de aplicar estas metodologías en cuerpos de agua pequeños y medianos han sido satisfactorios. Sin embargo, aun aplicando combinaciones de las diferentes estrategias presentadas, la remediación total es inalcanzable (Cooke et al., 2005). Para grandes cuerpos de agua, por otro lado, cualquier acción de este tipo resulta económicamente inviable. No obstante, la reducción del aporte de nutrientes desde fuentes externas sigue siendo la mejor técnica en cuanto a beneficio-costeo esperado, incluso cuando los síntomas de la eutrofización tardan décadas en desaparecer (Schindler y Vallentyne, 2008).

1.4.2 Acciones correctivas

Antes de la segunda guerra mundial, el fenómeno de eutrofización era tratado como un proceso irreversible. Desde comienzos del siglo XX las principales técnicas de remediación estaban basadas en la incorporación de agentes químicos y compuestos orgánicos a lagos eutrofizados. Ejemplo de ello es el uso de sulfato de cobre – $CuSO_4$ –, formado a partir de la acción de ácido sulfúrico – SO_4^{2-} – sobre el ion de cobre – Cu^{2+} –, el cual es un pesticida biológico. Usado en bajas concentraciones, es capaz de causar la muerte de la biomasa algal sin comprometer a otros organismos vivos. También se menciona la incorporación de alumbre de potasio o sulfato de aluminio potásico – $KAl(SO_4)_2$ –, utilizado como coagulante y cuya función principal es la de acelerar la precipitación del fosfato presente en la zona eufótica, de tal manera que no se encuentre disponible para el desarrollo de la floración algal. Este fenómeno puede también provocarse incorporando hierro y manganeso al sistema.

El inconveniente principal de las técnicas señaladas en el párrafo anterior radica en la pequeña escala temporal en la que son eficaces, lo que se refleja en un retraso de la floración de sólo algunos días o hasta unas semanas. Por otro lado, técnicas más duraderas en el tiempo implican el uso de compuestos formados por mercurio y arsénico. Sin embargo, los niveles de toxicidad son tan elevados que provocan estrés en todos los organismos vivos, aún en bajas cantidades.

Las técnicas más recientes evitan el uso de compuestos químicos para la mitigación de la biomasa algal y se basan en fenómenos hidrodinámicos. Entre ellos se destaca la desestratificación de la columna de agua mediante la incorporación de aireadores localizados a niveles inferiores al de la termoclina. El objetivo principal de éstos es el de provocar la circulación vertical de la columna de agua y romper la estratificación, con el consiguiente aumento de la concentración de oxígeno en el fondo. Paralelamente, el aumento de turbulencia trae aparejado un cambio de la especie algal dominante: mientras las *cianobacterias* tienden a desplazarse a las profundidades y morir, las *diatomeas* tienden a la superficie y a proliferar, lo que representa una ventaja teniendo en cuenta la diferencia de toxicidad entre ambos grupos. En un total de 26 operaciones de desestratificación en los Estados Unidos llevadas a cabo en 1970, no se han encontrado cambios cualitativos en el 81% de los casos, mientras que en un 7% se ha observado una reducción de la masa fitoplanctónica y en el restante 12% se ha incrementado. Sin embargo, no puede dejar de mencionarse que en todos los casos las operaciones han llevado al aumento del oxígeno disuelto en el fondo

proveniente de la superficie, lo que demuestra que son suficientes para provocar mezcla completa en la columna de agua (Klapper, 1991).

1.5 El embalse San Roque

El embalse San Roque se encuentra en la ciudad de Villa Carlos Paz –provincia de Córdoba, Argentina–, a los $31^{\circ} 22' 56'' S$, $64^{\circ} 27' 46'' W$ y a 643 m sobre el nivel del mar. El embalse es del tipo multiuso: abastece de agua potable a la ciudad de Córdoba junto al embalse Los Molinos –Figura 1 –, atenúa inundaciones aguas abajo, provee de suministro de agua para riego, es usado con fines recreacionales y explotado para la generación de energía hidroeléctrica mediante 4 turbinas tipo Francis Horizontal de 6 MW.

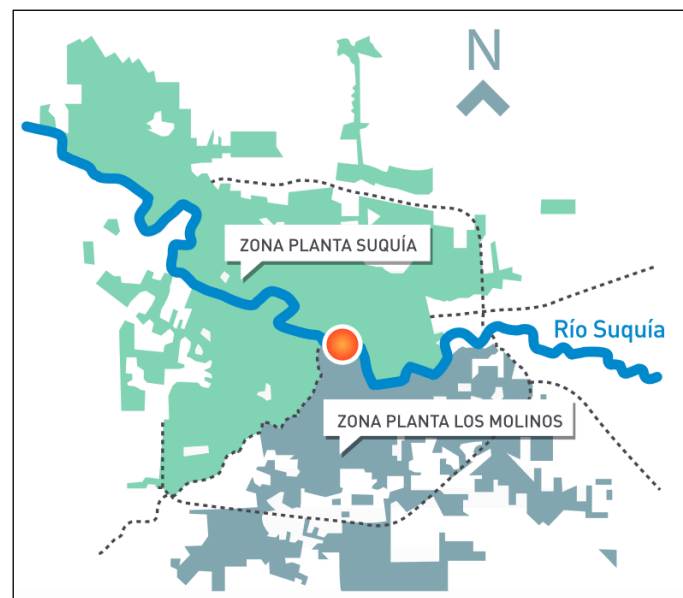


Figura 1. Abastecimiento de agua en la ciudad de Córdoba, según su origen. Fuente: Aguas Cordobesas.

Proyectado por el ingeniero Carlos Casaffousth con colaboración del ingeniero Eugenio Dumesnil y bajo el encargo de la compañía constructora formada por el doctor Biale Massé y el diputado Félix Funes –Funes, Biale Massé & Cía–, el dique San Roque original era una presa de gravedad constituida por agregados ligados mediante *cal hidráulica local*. Inaugurada en septiembre de 1891, alcanzaba una altura de coronamiento de 35.00 m y con ello un volumen almacenado de 200 Hm³. Contaba con dos vertederos sobre el cuerpo de la misma, seguidos por una rápida para cada uno.

Razones políticas, económicas, legales y sociales llevaron a la revisión y mejora de la presa ya construida. Las opciones barajadas en aquel entonces se dividían entre la consolidación del paredón ya existente –con la misma altura o algún recrecimiento– y la construcción de un nuevo dique aguas abajo del mismo, donde el ligante de los agregados sea esta vez el *cemento portland*, comercializado por los ingleses. Esta última alternativa, propuesta por una comisión formada por los ingenieros Huergo, Ballester y Suárez, sería luego la licitada por la *Dirección General de Hidráulica*. La presa de gravedad final fue inaugurada en 1944. De 145 m de longitud de coronamiento, 5 m de ancho y 200 m de radio de curvatura, se ubica a 150 m aguas abajo de la original y permite un nivel máximo de 43.00 m –cota 651 m.s.n.m.–, cuya superficie y volumen asociados son de 2480 Ha y 350 Hm³, respectivamente. El órgano de alivio principal es un vertedero *Morning Glory*, cuyo labio embalsa 35.30 m de agua

y una capacidad utilizable de 201 Hm³, y se ubica entre el cierre nuevo y el cierre original. En la Figura 2 se observan ambos cierres durante la operación de llenado del embalse.



Figura 2. Visualización del cierre original, de cal hidráulica local, y del cierre actual, de cemento portland.
Fuente: Archivo Eldor Bertorello.

Si bien la cota máxima extraordinaria es de 651.00 m.s.n.m., se ha establecido un límite máximo de 0.70 m de agua por encima del umbral del vertedero debido a la ciudad de Villa Carlos Paz que rodea el sur del embalse. Esto se traduce a una cota máxima de 644.00 m.s.n.m. y un volumen de aproximadamente 215 Hm³. Cuenta con un descargador de medio fondo a los 623.00 m.s.n.m. de 41 m³/s de capacidad máxima, y con dos tomas de conducción a los 621.25 m.s.n.m. de 24 m³/s de caudal, siendo la altura entre el labio de las tomas y el grupo de turbinas alimentado de 99.80 m. En la Figura 3 se puede observar un esquema de la presa, con sus principales dimensiones y la posición de las estructuras antes mencionadas.

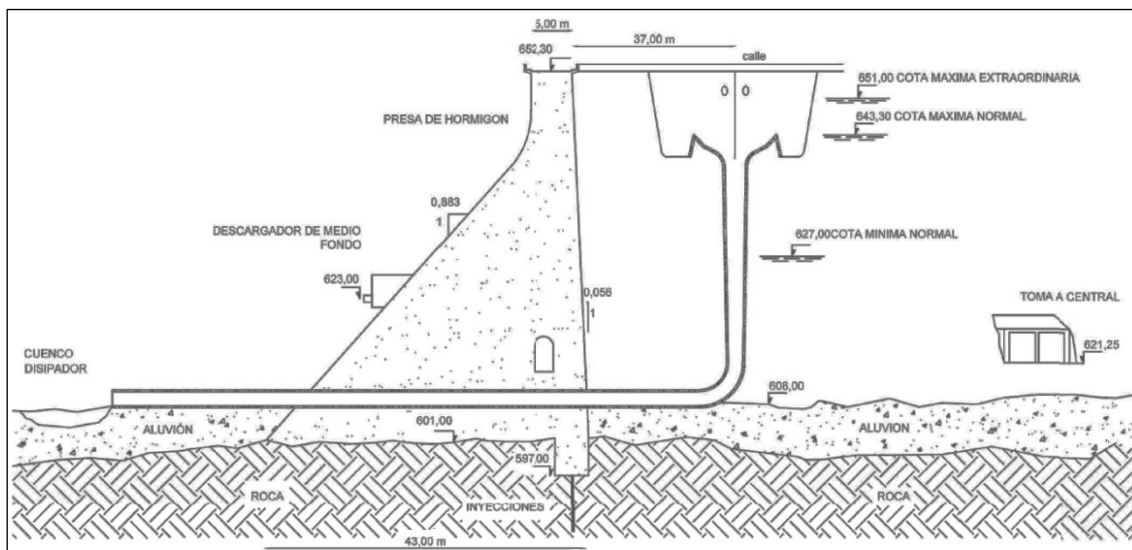


Figura 3. Corte esquemático de presa San Roque. Fuente: Inventario de Presas y Centrales Hidroeléctricas de la República Argentina (2012).

La cuenca del embalse San Roque, también denominada “cuenca alta del Río Suquía”, tiene una superficie de 1750 km², de 70 km en el sentido Norte-Sur a lo largo del Valle de Punilla, con un ancho medio de 25 km. Su ubicación geográfica le confiere de un clima templado de carácter eminentemente continental, con grandes variaciones de temperatura

que oscila entre varios grados bajo cero en invierno hasta 42 °C en verano. La evapotranspiración alcanza los 7 mm/día en verano, mientras que en período invernal disminuye a 2 mm/día. Con un promedio anual de precipitación de 780 mm, la cuenca está expuesta a un período seco –entre abril y septiembre, alcanzando los 80 mm– y un período lluvioso –de octubre a marzo, alcanzando los 620 mm–. Estos períodos se encuentran, a su vez, en un ciclo de años secos –cuya precipitación anual raramente supera los 400 mm– y años húmedos –en los que se superan los 1000 mm de lámina–. Esta marcada diferencia influye en la variabilidad de los niveles del embalse, cuya fluctuación anual es aproximadamente de 8.00 m, restringiendo su manejo (Rodríguez et al., 2005).

La red hidrográfica está conformada principalmente por los Ríos Cosquín, al norte, y San Antonio, al sur. Existen, además, dos aportes secundarios: los arroyos Las Mojarras y Los Chorrillos, al oeste del embalse. En la Figura 4 se observan las cuencas de cada tributario. En la Tabla 2 se muestran sus caudales medios anuales y el área de cada subcuenca.

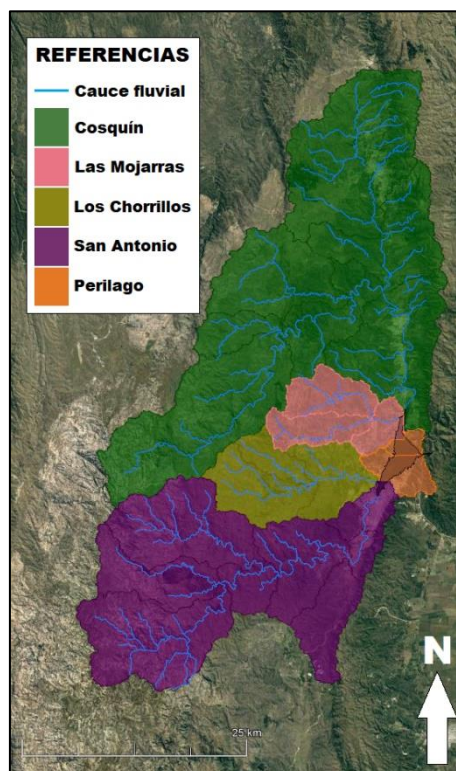


Figura 4. Subcuencas de aporte al embalse San Roque.

Tabla 2. Caudales medios de los tributarios y áreas de las cuencas asociadas. Fuente: Wunderlin (2018).

Tributario	Caudal [m ³ /s]	Área [km ²]
Cosquín	5.5	905
Las Mojarras	0.3	84
Los Chorrillos	0.3	130
San Antonio	3.5	530

1.5.1 Estado de urbanización de la cuenca

El Valle de Punilla está constituido por una red de municipios y comunas. La Tabla 3 lista cada uno de estos centros poblacionales, distinguiendo su ubicación según la cuenca de aporte al embalse San Roque. A partir de la cantidad de habitantes (INDEC, 2010) y los porcentajes relativos, resulta evidente que las cuencas más densamente pobladas son las

pertenecientes a las cuencas del río Cosquín –44%– y del río San Antonio –39%–. La zona se caracteriza por tener al turismo como actividad económica fundamental. El paisaje, el clima y la tranquilidad que ofrecen las sierras de Córdoba son, entre otras, las características más buscadas. Con demanda a nivel local, nacional y hasta internacional, la población turística total llega incluso a duplicar la población permanente de todo el Valle de Punilla.

Tabla 3. Habitantes y localización de municipios o comunas del Valle de Punilla. Fuente: INDEC, 2010.

Municipio/Comuna	Habitantes	Porcentaje	Subcuenca del Embalse	Conexión
Capilla del Monte	11281	6%	-	-
Los Cocos	1245	1%	-	-
San Esteban	857	<1%	-	-
Charbonier	553	<1%	-	-
Bialet Massé	5449	3%	Cosquín	NO
Casa Grande	701	<1%	Cosquín	NO
Cosquín	19815	11%	Cosquín	NO
Huerta Grande	5933	3%	Cosquín	SI
La Cumbre	7761	4%	Cosquín	NO
La Falda	16379	9%	Cosquín	SI
Santa María de Punilla	9691	5%	Cosquín	NO
Valle Hermoso	6252	4%	Cosquín	SI
Villa Giardino	6810	4%	Cosquín	SI
San Roque	1128	1%	Cosquín/Perilago	NO
Tanti	6841	4%	Las Mojaras/Los Chorrillos	NO
Villa Santa Cruz del Lago	2472	1%	Las Mojaras/Los Chorrillos	NO
Villa Parque Siquiman	1888	1%	Las Mojaras/Perilago	NO
Cabalango	475	<1%	Los Chorrillos	NO
Estancia Vieja	909	1%	Los Chorrillos	NO
Cuesta Blanca	510	<1%	San Antonio	NO
Mayu Sumaj	1383	1%	San Antonio	NO
San Antonio de Arredondo	3930	2%	San Antonio	NO
Tala Huasi	147	<1%	San Antonio	NO
Villa Río Icho Cruz	1921	1%	San Antonio	NO
Villa Carlos Paz	62750	35%	San Antonio/Los Chorrillos/Perilago	SI
TOTAL	177081	100%		

La cobertura regional actual de conducción y tratamiento de líquidos cloacales no es completa en todos los centros urbanos. En la Figura 5 se muestra la zona cubierta en el norte de la cuenca del río Cosquín. La planta depuradora de La Falda cuenta con una capacidad de 12600 m³/día –aproximadamente 0.150 m³/s– y descarga sobre el arroyo Los Quinteros. La planta depuradora de Valle Hermoso tiene una capacidad de 1400 m³/día –aproximadamente 0.015 m³/s– y lo hace sobre el arroyo Vaquería. La cuenca del río San Antonio se encuentra cubierta principalmente en la zona céntrica de Carlos Paz a través de la planta depuradora de la Variante Costa Azul, la que cuenta con una capacidad máxima de 28000 m³/día –aproximadamente 0.320 m³/s– y descarga, mediante un emisario, en las profundidades del embalse San Roque.



Figura 5. A la izquierda, cobertura de la región norte de la Cuenca del río Cosquín –año 2019–. A la derecha, las plantas depuradoras de La Falda (arriba) y Valle Hermoso (abajo). Fuente: COOPI.



Figura 6. A la izquierda, cobertura de la región norte de la Cuenca del río San Antonio –año 2019–. A la derecha, la planta depuradora de la Variante Costa Azul. Fuente: COOPI

Para el año 2039 se espera tanto la ampliación de la cobertura en todos los centros urbanos localizados en la cuenca del embalse San Roque como el reacondicionamiento de las redes, estaciones de bombeo y plantas ya existentes. Estas medidas estructurales implicarán una inversión estimada de U\$S 340.160.178. En la Tabla 4 se encuentra discriminado este presupuesto por cada subcuenca: la Alta abarca desde Villa Giardino hasta Valle Hermoso; la Media y Oeste comprende desde Tanti y desde El Retiro hasta el embalse San Roque; por último, la Baja comprende desde Cuesta Blanca hasta dicho espejo de agua. Básicamente, existen tres ítems por cada una de éstas, asociados a las redes colectoras, a las Cañerías Máximas –conexión entre diferentes localidades y con la planta depuradora correspondiente– junto al bombeo necesario, y a la ampliación de la planta depuradora existente –o construcción en caso de ser inexistente–.

Tabla 4. Inversión para materializar el conjunto de medidas estructurales por cuenca. Horizonte temporal: año 2039. Fuente: COOPI.

Cuenca	Ítem	Inversión	
		Total, por ítem [U\$S]	Total, por cuenca [U\$S]
Alta	Redes colectoras	18.967.410	
	Cañería Máxima y bombeos	2.285.565	25.689.953
	Ampliación de la Planta Depuradora	4.436.978	
Media y Oeste	Redes colectoras	121.830.586	
	Cañería Máxima y bombeos	38.713.357	232.739.087
	Construcción de la Planta Depuradora	72.195.144	
Baja	Redes colectoras	54.811.684	
	Cañería Máxima y bombeos	6.919.454	81.731.138
	Ampliación de la Planta Depuradora	20.000.000	
TOTAL			U\$S 340.160.178

1.5.2 Batimetría, niveles y curvas características del embalse

En el año 2016 el Instituto Argentino de Oceanografía –IADO–, a pedido del Centro de Excelencia en Productos y Procesos de Córdoba –CEPROCOR–, llevó adelante un proyecto a través del cual se ha actualizado la batimetría del embalse de la década de 1980 –Gómez, 2016–. En la Figura 7 se encuentra procesada la misma mediante el software *Delft3D*. La “cota 0” de esta nube de puntos corresponde a la cota relativa de 35.35 m –643.35 m.s.n.m.–. Los niveles del embalse son diariamente medidos por la Secretaría de Recursos Hídricos y publicados por el Ministerio de Servicios Públicos de la provincia de Córdoba en su página oficial –<https://www.cba.gov.ar/niveles-de-presas/>–. Por otra parte, las curvas cota-área y cota-volumen obtenidas de la batimetría de 1980 son las que se presentan en la Figura 8.

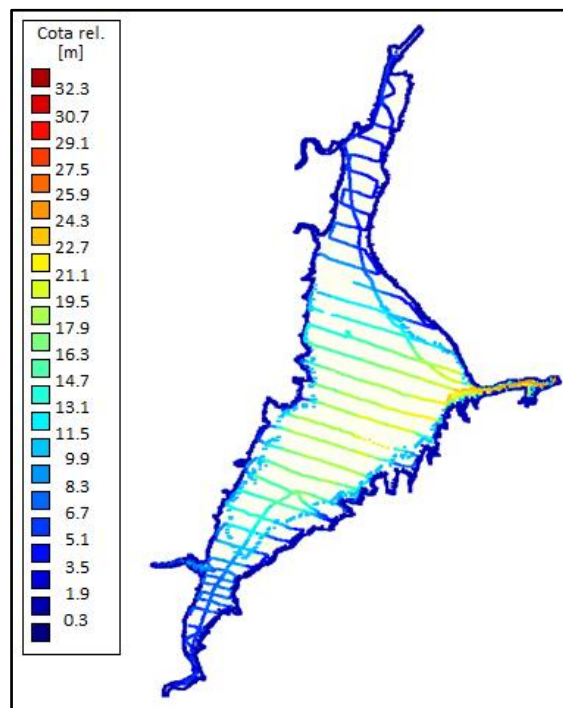


Figura 7. Batimetría del embalse San Roque. Fuente: Secretaría de Recursos Hídricos (2016).

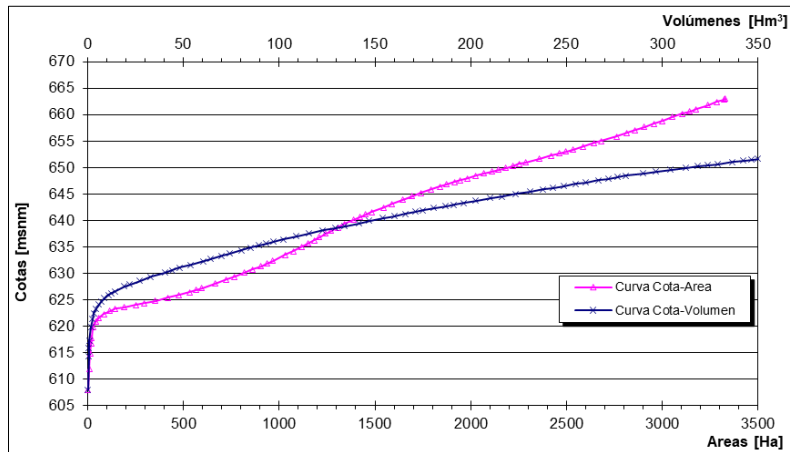


Figura 8. Curvas Cota-Área y Cota-Volumen del embalse San Roque. Fuente: INA-CIRSA.

1.5.3 Medición de variables hidrometeorológicas

La cuenca cuenta con una extensa red pluviométrica –Figura 9–. Además, el INA-CIRSA dispone de la Estación 1100, que mide de forma continua la temperatura del aire, la radiación solar, y la dirección y velocidad del viento. Con respecto a los caudales entrantes, existen estaciones de medición automática del tirante de agua en el río San Antonio y en el río Cosquín –Estaciones 604 y 2903, respectivamente–. Las curvas altura-caudal – $H-Q$ – de cada una se pueden observar en la Figura 10. Por su parte, los ríos Las Mojarras y Los Chorrillos no cuentan con sistema de medición alguno. Estudios realizados por Silber (1985), asocian caudales medios de $0.67 \text{ m}^3/\text{s}$ y de $0.69 \text{ m}^3/\text{s}$ para cada uno, respectivamente.

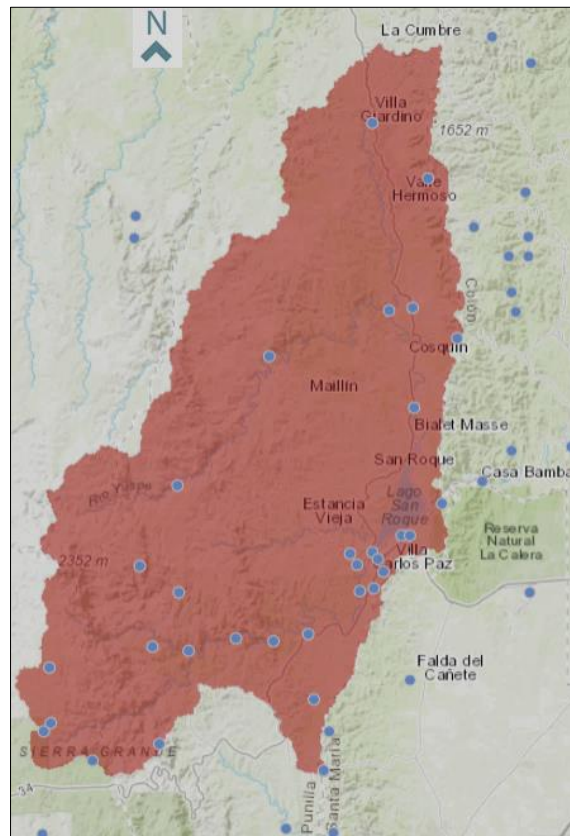


Figura 9. Red pluviométrica de la cuenca del dique San Roque. Fuente: APRHI.

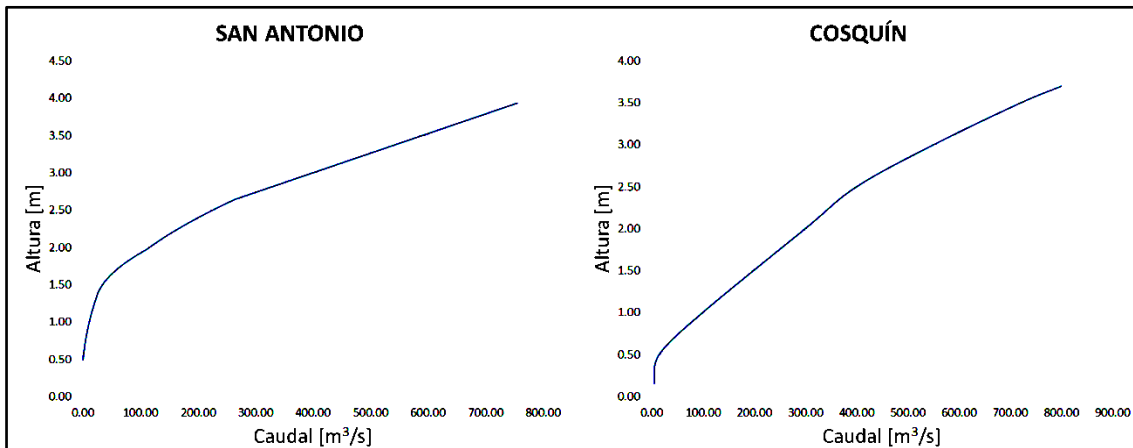


Figura 10. Curvas H-Q de los ríos San Antonio y Cosquín. Fuente: Ministerio de Servicios Públicos.

Los caudales salientes, por otro lado, no cuentan con un sistema de medición directo. La descarga del vertedero *Morning Glory* es función del tirante de agua sobre su labio: hasta cierto valor trabaja como un *vertedero libre* de longitud igual al perímetro eficaz y por encima de éste se encuentra ahogado, comportándose como un *orificio*. Morillo (2002) ha calculado la curva de descarga, donde la altura a la que cambia su comportamiento es a 1.60 m por sobre el labio del vertedero. Siendo h el tirante local [m] y Q el caudal evacuado [m^3/s], se tiene:

$$Q = 0.07519(100h)^{1.5874}, \text{ para } h < 1.60 \text{ m (644.9 m.s.n.m.)} \quad \text{Ecuación 1}$$

$$Q = 176.606(100h)^{0.07465}, \text{ para } h > 1.60 \text{ m (644.9 m.s.n.m.)} \quad \text{Ecuación 2}$$

Los caudales erogados por el descargador de medio fondo dependen tanto del tirante por sobre el mismo como de la apertura de las dos válvulas que se encuentran al otro lado del cierre. Estas curvas características se encuentran tabuladas y graficadas –Figura 11– en el *Inventario de Presas y Centrales Hidroeléctricas de la República Argentina* (2012).

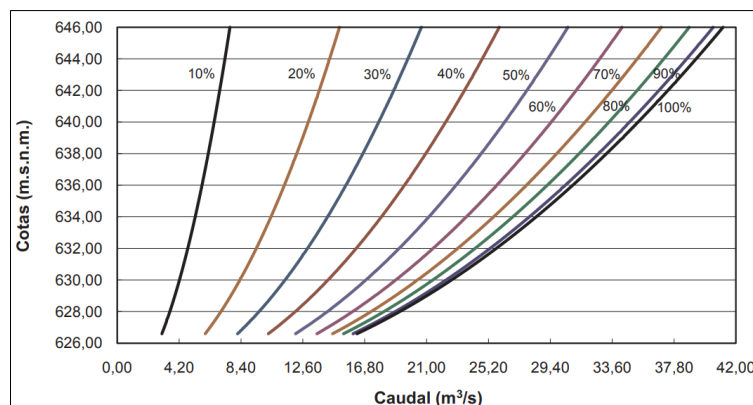


Figura 11. Curvas de caudales erogados por el descargador de medio fondo. Fuente: Fuente: Inventario de Presas y Centrales Hidroeléctricas de la República Argentina (2012).

1.5.4 Medición de variables de calidad de agua

1.5.4.1 Actividad Permanente de muestreo

A partir del año 1999 el Centro de la Región Semiárida del Instituto Nacional del Agua – INA-CIRSA– realiza campañas mensuales de monitoreo tanto del embalse San Roque como de

sus tributarios. Definidas como una Actividad Permanente y coordinadas junto a la empresa Aguas Cordobesas S.A. y la Dirección Náutica de la Provincia de Córdoba, contribuye a formar una base útil para la gestión del recurso hídrico. Esta tarea se ha valorizado como una herramienta indispensable para la implementación de medidas de control y seguimiento de la problemática de eutrofización del embalse, describiendo la evolución de la calidad del cuerpo de agua y destacando la necesidad de cooperación interinstitucional para la prevención y mitigación de los impactos ambientales (Rodríguez et al., 2013).

En la Figura 12 se observan los puntos de medición en el embalse San Roque y en sus ríos tributarios. Las desembocaduras de cada uno de éstos, el centro y la zona de cierre de la presa son sitios estratégicos de muestreo como resultado de la variabilidad de calidad de agua en el embalse. Las desembocaduras presentan valores críticos con respecto a otros puntos, mientras que la existencia de un cierre antiguo sumergido provoca eventos puntuales entre el mismo y el cierre actual. En el centro usualmente se suavizan las variables y es, por tanto, tomado con un valor medio de todo el embalse (Rodríguez et al., 2006). Para cada uno de estos puntos se toman varias muestras en la columna de agua, según las condiciones de estratificación térmica del embalse. En la Tabla 5 y en la Tabla 6 se enumeran las variables y cualitativas y cuantitativas determinadas, respectivamente, siendo algunas calculadas in situ a través de equipos de medición correspondientes, mientras otras son medidas en laboratorio. En la Tabla 7 se enumeran la totalidad de géneros fitoplanctónicos encontrados en estos 20 años de medición durante las campañas.

Mensualmente, el INA-CIRSA elabora y publica informes relacionados a la última campaña realizada. En todos ellos concluye con la aplicación del Índice de Calidad de Agua – ICA–, estimado a partir de la ponderación valores ambientales asignados al oxígeno disuelto, a la transparencia, al color y al olor.



Figura 12. Puntos de muestreo de las campañas del INA-CIRSA. Basado en Rodríguez et al. (2013).

Tabla 5. Variables cualitativas determinadas mensualmente por el INA-CIRSA.

Determinación	N	Variable	N	Variable
In situ, cualitativa	1	Condiciones meteorológicas	4	Olor del agua
	2	Macrófitas	5	Aspecto de algas
	3	Color del agua	6	Turbidez no algal

Tabla 6. Variables cuantitativas determinadas mensualmente por el INA-CIRSA.

Determinación	N	Variable	Unidad	N	Variable	Unidad
In situ, cuantitativa	1	Transparencia de Secchi (DS)	m	6	Potencial redox (P redox)	mV
	2	Temperatura (Tº)	ºC	7	Turbiedad	UTN
	3	Conductividad	µS/cm	8	Sólidos disueltos totales (SDT)	g/l
	4	Oxígeno disuelto (OD)	mg/l	9	Temperatura ambiente	ºC
	5	Saturación de Oxígeno (Sat. OD)	%	10	Cota relativa	m
Laboratorio	1	Nitrógeno de amonio (N-NH4)	µg/l	12	Potasio (K)	mg/l
	2	Nitrógeno de nitrato (N-NO3)	mg/l	13	Sulfato (SO4)	mg/l
	3	Nitrógeno de nitrito (N-NO2)	µg/l	14	Cloruro (Cl)	mg/l
	4	Fósforo soluble total (PST)	µg/l	15	Fluoruro (Fl)	mg/l
	5	Fósforo reactivo soluble (PRS)	µg/l	16	Hierro total (FeT)	mg/l
	6	Fósforo hidrolizable total (PHT)	µg/l	17	Manganeso total (MnT)	mg/l
	7	Alcalinidad total	mg/l	18	Carbono orgánico total (COT)	mg/l
	8	Dureza	mg/l	19	Clorofila a (Cl a)	µg/l
	9	Calcio (Ca)	mg/l	20	Sólidos en suspensión (Ss)	mg/l
	10	Magnesio (Mg)	mg/l	21	Abundancia total de fitoplancton	Cél/l
	11	Sodio (Na)	mg/l	22	Abundancia genérica de fitoplancton	Cél/l

Tabla 7. Lista de fitoplancton encontrados y medidas en el embalse San Roque, según su género.

Nº	GÉNERO	Nº	GÉNERO	Nº	GÉNERO	Nº	GÉNERO	Nº	GÉNERO
1	Actinastrum	17	Chroomonas	33	Fortiella	49	Nitzschia	65	Selenastrum
2	Amphipleura	18	Closterium	34	Fragillaria	50	Oocystis	66	Sphaerocystis
3	Amphora	19	Cocconeis	35	Gomphonema	51	Oscillatoria	67	Spirogyra
4	Anabaenopsis	20	Coelastrum	36	Gyrosigma	52	Pandorina	68	Spirulina
5	Ankitrodesmus	21	Crucigenia	37	Hantzschia	53	Pediastrum	69	Staurastrum
6	Aphanizomenon	22	Cryptomonas	38	Kirchneriella	54	Peridinium	70	Staurodesmus
7	Aphanocapsa	23	Cyclotella	39	Lobocystis	55	Pinnularia	71	Stephanodiscus
8	Aphanothece	24	Cyclotella 1	40	Mallomonas	56	Planctonema	72	Surirella
9	Aulacoseira	25	Cymatopleura	41	Melosira	57	Planktosphaeria	73	Tabellaria
10	Aulacoseira 1	26	Cymbella	42	Melosira 1	58	Planktothrix	74	Tetraedron
11	Biddulphia	27	Diatoma	43	Merismopedia	59	Pseudoanabaena	75	Trachelomonas
12	Botryococcus	28	Dictyosphaerium	44	Micractinium	60	Raphydiopsis	76	Ulothrix
13	Carteria	29	Dolichospermun	45	Microcystis	61	Raphydiopsis 1	77	Volvocales
14	Ceratium	30	Dolichospermun1	46	Microcystis 1	62	Romeria	78	Volvox
15	Chlamydomonas	31	Epithemia	47	Monoraphidium	63	Scenedesmus		
16	Chlorella	32	Euglena	48	Navicula	64	Schroederia		

1.5.4.2 La Estación de Monitoreo de Lagos

Las variables relevadas mensualmente por el INA-CIRSA en puntos estratégicos no son suficientes para inferir sobre las variaciones intermensuales. Los costos económicos y esfuerzos institucionales para llevar a cabo estas tareas no permiten el aumento de la resolución temporal. Sin embargo, es posible lograr mediciones continuas en el tiempo a costa de la pérdida de resolución espacial mediante la instalación de algún mecanismo sobre el cual se monte una serie de sensores capaces de medir ciertas variables de interés. Este sistema, utilizado en gran cantidad de lagos, estuarios y costas norteamericanas, europeas y australianas, ha sido replicado en el embalse San Roque en mayo del año 2001 por la institución australiana *Water Research Centre* bajo la coordinación de Jörg Imberger (Imberger, 2004). Denominado LDS –*Lake Diagnostic System*, Figura 13–, está compuesto por una boya de poliestireno que suspende sobre la superficie del embalse una estructura metálica sobre la cual se instalan sensores meteorológicos, una cadena de temperatura sumergida y un

datalogger en un recipiente metálico. De la estructura se desprenden cabos con pesos suspendidos a profundidad media, mientras que del centro cuelga un muerto que funciona como ancla en el fondo del embalse. Para que esta última funcione como tal, era de vital importancia un sistema mecánico –malacate– capaz de ascender o descender el ancla con la periodicidad necesaria para mantener estable el sistema según el nivel de la superficie del reservorio.

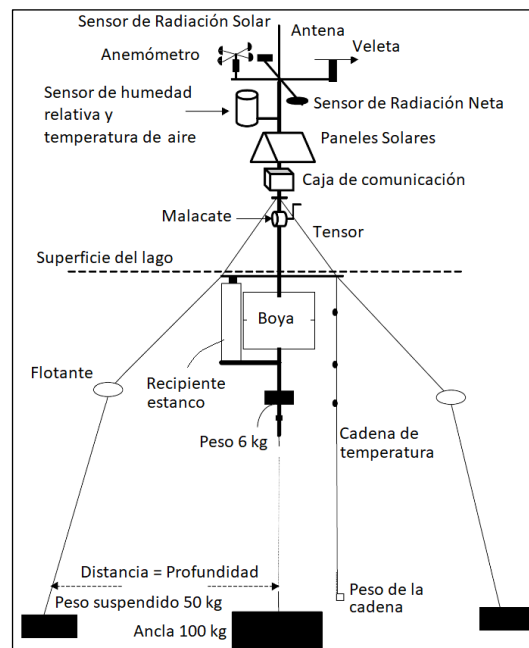


Figura 13. Esquema de la LDS original instalada en el embalse San Roque por el CWR de Australia.

La estación australiana duraría sólo algunos meses en el embalse San Roque por falta de mantenimiento y seguridad. El proyecto, financiado por el Ministerio de Obras Públicas del Gobierno de la Provincia de Córdoba a través de DiPAS –Dirección Provincial de Agua y Saneamiento–, culminaría con la remoción total de la LDS del embalse, que sería guardada en sus instalaciones. En septiembre del año 2016, bajo la coordinación conjunta del Laboratorio de Hidráulica de la Universidad Nacional de Córdoba –LH-UNC–, el Centro de la Región Semiárida del Instituto Nacional del Agua –INA-CIRSA– y el Centro de Investigaciones Aplicadas de la Fuerza Aérea Argentina –CIA-FAA–, se propondría retomar las tareas de mediciones continuas en embalses de la provincia de Córdoba al Ministerio de Agua, Ambiente y Servicios Públicos. De la LDS australiana original se rescataría la estructura metálica, la boya de poliestireno y un gabinete plástico IP67 acoplado a la cadena de temperatura. Esta última sería reemplazada luego por una nueva cadena, junto a la totalidad de los sensores meteorológicos. El nuevo sistema recibe el nombre de Estación de Monitoreo de Lagos –EML–, y se define como un conjunto de sensores hidrometeorológicos, biológicos y químicos montados sobre una boya que, correctamente anclada en un punto de conveniencia dentro de un lago o reservorio, es capaz de recibir y almacenar datos para ser transmitidos de forma inalámbrica a un servidor remoto para ser procesados (Prystupczuk et al., 2018).

Instalada en febrero de 2018 en el embalse San Roque –Figura 14–, los parámetros físicos que se miden con la EML desde entonces en superficie son la temperatura y humedad del aire, velocidad y dirección del viento, presión atmosférica, radiación solar incidente y radiación solar neta. Por debajo de la superficie se cuenta con una cadena de 18 sensores térmicos, distribuidos cada 50 cm los primeros 6 m, y el resto cada 100 cm. Asimismo, se dispone de una sonda multiparamétrica *Aqua Troll 400*, aun no instalada, capaz de medir pH,

conductividad, salinidad, sólidos totales disueltos, resistividad, densidad, presión hidrostática, oxígeno disuelto, potencial redox y temperatura.



Figura 14. Estación de Monitoreo de Lagos en el embalse San Roque.

El desarrollo electrónico del sistema incluye un módulo GPS que suministra la hora en que los sensores registran los datos. Se almacenan luego en una memoria no volátil –tarjeta micro SD– y son transmitidos al servidor mediante un módulo GPRS, permitiendo utilizar una red de telefonía para establecer una conexión por Internet. Mediante el uso del protocolo de transferencia de archivos –FTP– se escriben y almacenan en un archivo en el servidor remoto, permitiendo su acceso desde cualquier terminal conectada a Internet. La energía eléctrica necesaria para su funcionamiento es provista mediante un panel solar de 20 W, un regulador de carga y una batería plomo-ácido de 12V/7Ah. Todos los procesos que se llevan a cabo son gobernados por la computadora de a bordo basada en un microcontrolador ARM Cortex-M3 de 32 bits y procesador de 84 MHz. El software desarrollado permite seleccionar el período de recolección y de transmisión de los datos, habilitar o deshabilitar sensores, monitorear el consumo de energía del sistema, entre otras prestaciones (Prystupczuk et al., 2018).

Tabla 8. Características básicas de los sensores de la EML instalada en el embalse San Roque.

Variable	Sensor	Rango de medición	Exactitud
Temperatura del agua	DS18B20	-10°C a 80°C	±0.5°C
Velocidad del viento	TS231	0 a 66.67 m/s	+/- 0.3 m/s
Dirección del viento	TS232	0 a 360 °	± 3 °
Precipitación	TS221	-	+/- 1% (50 mm/h)
Radiación Solar	TS304	0 a 1400 W/m ²	± 5%
Humedad y Temperatura del aire	TS251	0 a 100% -20 a +60 °C	+/-2% +/- 0.25 °C
Presión Atmosférica	TS290	600 a 1100 hPa	+/- 0.5 hPa

1.5.4.3 Utilización de sensores remotos

La utilización de imágenes satelitales es una herramienta en creciente desarrollo (Ferral, 2012, Germán et al., 2018, Germán et al, 2019). Las escalas espacial y temporal alcanzadas de los análisis son una ventaja robusta frente a mediciones puntuales. Con respecto al embalse San Roque, se destacan diversos estudios en el campo de calidad de sus aguas y su eutrofización principalmente desde el Instituto Gulich –CONAE-UNC–.

Ferral (2012) logró estimar la concentración de clorofila a lo largo del ciclo anual y clasificar eutróficamente el embalse mediante la utilización de imágenes satelitales, con valores promedio de 58.9 g/l y 117.0 g/l según la ausencia y presencia de estratificación térmica y determinó una correlación de 0.97 entre la concentración de algas totales y las cianobacterias, indicando que son las que más contribuyen, en promedio, en las floraciones algales. A partir de un experimento realizado en el centro del embalse, confirma que la hora de muestreo influye significativamente en los valores de clorofila-a, lo que se ha visto durante las campañas de medición. Por último, mediante análisis estadísticos de datos de campo e imágenes satelitales, remarca positivamente la influencia de los aireadores al romper la estratificación, pero con efecto sólo local.

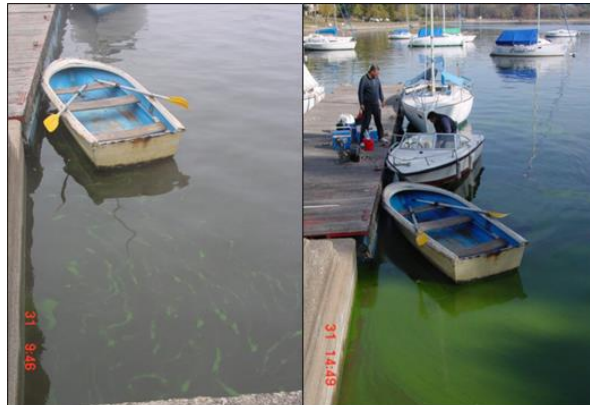


Figura 15. Fotografías al comienzo –09:46 hs– y al final de la campaña de medición –14:49 hs–, tomadas desde el mismo muelle. Fuente: INA-CIRSA.

German et al. (2018), tomando datos del período 2001 al 2017, remarcan una relación directa entre los incendios en zonas específicas de la cuenca del embalse y los aumentos importantes de clorofila en el año siguiente, respuesta del lavado de la cuenca por las precipitaciones cíclicas anuales. Los espectros de las series temporales de clorofila-a, precipitación, temperatura y área quemada –Figura 16– muestran resonancia entre los picos de la primera con respecto a las demás. Los autores asocian períodos de aproximadamente 4 años al fenómeno del Niño, mientras que los de 1 año son claramente resultado del ciclo anual hidrometeorológico. Por último, el período de clorofila-a de 0.5 años es el reflejo de las floraciones algales que suceden en otoño debido al rompimiento de la estratificación y ascenso de los nutrientes provenientes del fondo. Por otro lado, las series de clorofila y precipitación poseen un desfase de 15 días, lo que es un indicador del tiempo de arrastre de la materia orgánica por la escorrentía superficial. Se destaca también el aumento general de los valores medios de clorofila-a y los valores atípicos partir del año 2010 –Figura 17–.

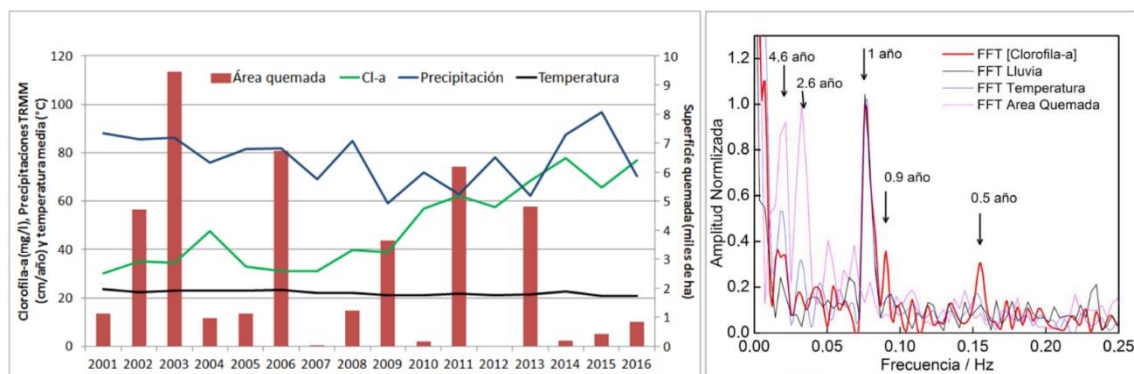


Figura 16. Series temporales anuales de áreas quemadas, clorofila-a, precipitación acumulada y temperatura (izquierda). Espectros de las series mencionadas (derecha). Fuente: Germán et al., 2018.

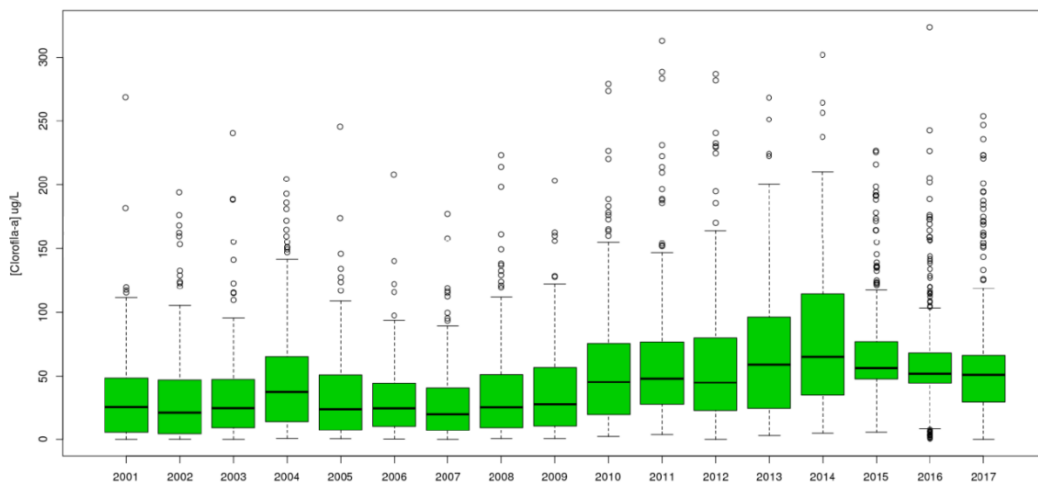


Figura 17. Clorofila-a en el período 2001-2017, calculada satelitalmente. Fuente: Germán, 2018.

Por último, se enfatiza la utilización de imágenes satelitales para la determinación de clorofila-a y la descomposición del total de la misma en diferentes especies algales (Germán et al., 2019). El algoritmo fue creado a partir de la comparación entre el espectro de reflectancia de las imágenes obtenidas del *Sentinel 2A MSI T20JLL* y las mediciones de campo puntuales. En la Figura 18 se puede observar la transformación de la imagen satelital en un campo de concentración de clorofila-a para la floración algal de febrero del año 2017.

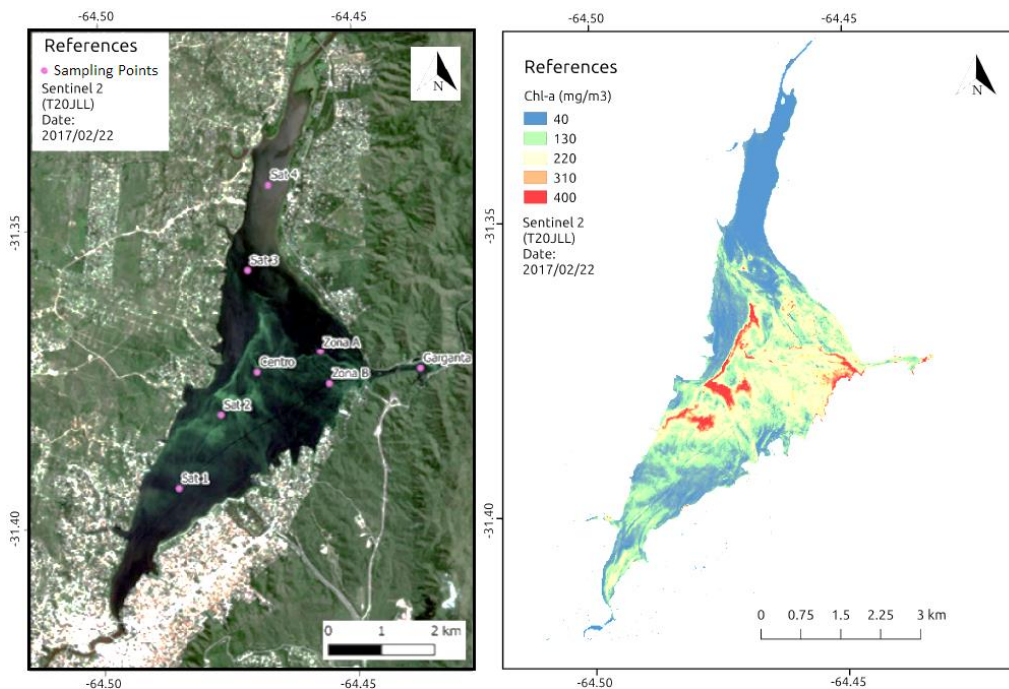


Figura 18. A la izquierda, imagen satelital del *Sentinel 2A MSI T20JLL*. A la derecha, estimación del campo superficial de clorofila-a. Fecha: 22/02/2017. Fuente: German et al., 2019.

1.5.5 Sistema de desestratificación de aire

A comienzos de la década del 2000 se realizaron una serie de estudios orientados a la reducción de la biomasa algal –principalmente de las cianobacterias– mediante la rotura de la estratificación del embalse San Roque. Para ello se propuso la instalación de siete difusores de aire, permitiendo suavizar los gradientes térmicos, generar turbulencia suficiente para oxigenar las profundidades del embalse y contribuir con la mortandad de diversas especies

algales. Esta idea fue numéricamente modelada con CAEDYM –*Computational Aquatic Ecosystem Dynamic Model*– y DYRESM –*Dynamic Reservoir Simulation Model*–. Los resultados positivos incentivaron el proyecto. Así, en el año 2008 se ha instalado en el embalse este sistema de desestratificación artificial, que continúa operando hasta la actualidad. Partiendo desde la zona de la garganta, suministran un caudal de 233 l/s de aire inyectado mediante un sistema de bombeo localizado en la costa. La disposición de los mismos es tal que seis de ellos presentan sentido este-oeste hacia el centro del embalse y el restante oeste-este, hacia el cierre. Debido a los efectos de la batimetría local, la presión inicial para los primeros es de 328 kPa, mientras que para el segundo es de 492 kPa.

1.5.6 Antecedentes de modelación numérica

Existen una serie de trabajos llevados a cabo por Niño et al. (2000), López y Niño (1997), López y Pirard (1997) y López (1997) en el que se estudian casos unidimensionales utilizando modelos de cierre $k-\epsilon$ teniendo en cuenta la estratificación del embalse San Roque. Son trabajos orientativos en cuanto al desarrollo de la viscosidad turbulenta vertical en la capa límite superficial y su relación con el *número de Richardson*. Con respecto a la hidrodinámica, Buscaglia et al. (2000) utiliza el *Princeton Ocean Model*, considerando como único agente forzante el viento –para lo cual se ha aplicado una tensión de corte– y despreciando los efectos de estratificación. En la Figura 19 se pueden ver los resultados originales alcanzados con respecto al campo de velocidades en el embalse, mientras que en la Figura 20 se presenta el desarrollo del perfil de viscosidad turbulenta vertical. El trabajo concluye con una serie de observaciones: a) el efecto de Coriolis es despreciable; b) la desviación de la corriente de deriva superficial respecto de la dirección del viento es de sólo pocos grados; c) la viscosidad turbulenta vertical alcanza los $0.006 \text{ m}^2/\text{s}$ a 6 m de profundidad; d) el tiempo característico de la difusión vertical de *momentum* es aproximadamente 5 horas; e) existe una fuerte contracorriente cercana al lecho; y f) existen dos giros a favor del viento.

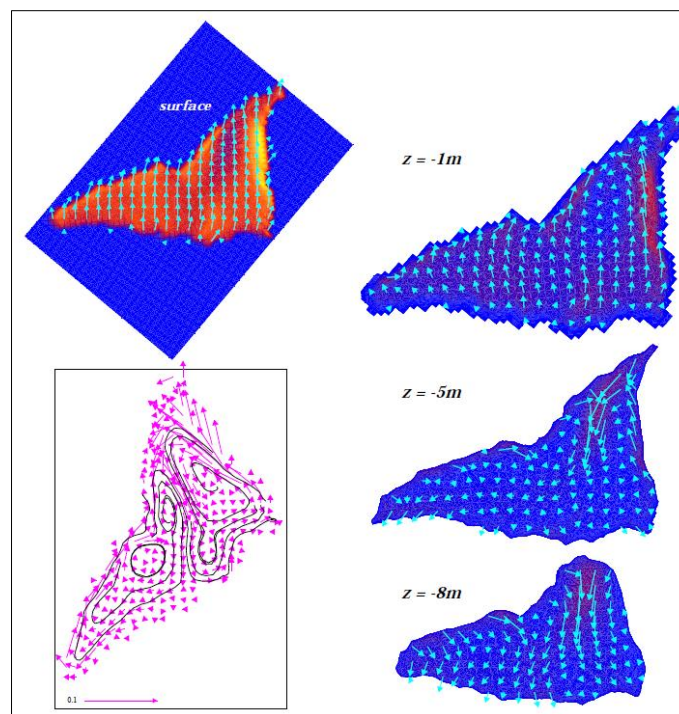


Figura 19. Campos de velocidad a 0 m, 1 m, 5 m y 8 m de profundidad y campo promediado en la vertical para el embalse San Roque con viento sur. Fuente: Buscaglia et al. (2000).

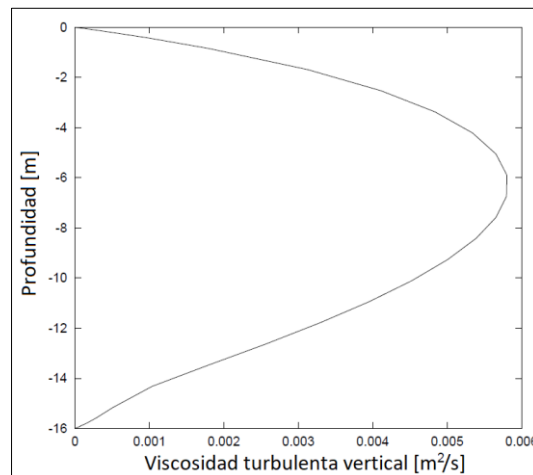


Figura 20. Perfil de la viscosidad turbulenta vertical. Fuente: Buscaglia et al. (2000).

Con respecto a calidad de agua, Morillo (2002) y meses más tarde Bustamante et al. (2002), calibrarían un modelo numérico hidrodinámico DYRESM –*Dynamic Reservoir Simulation Model*– y de calidad CAEDYM –*Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model*– y lo presentarían en el Seminario de Calidad de Agua en los Embalses de Córdoba. La componente hidrodinámica se asumió como unidimensional e incluye procesos de intercambio de calor y de masa, transferencia de *momentum*, dinámica de las mezclas en los diferentes estratos, mezcla en el hipolimnion e intercambio de agua a través de los tributarios y evacuaciones por descargadores. Se han modelado, en un período de 12 meses desde junio del año 2000, la temperatura, el oxígeno disuelto, el pH y los nutrientes fósforo y nitrógeno en forma de fosfato y nitrato, respectivamente. Se rescata de los resultados la tasa de liberación de fósforo desde los sedimentos, que alcanza valores de 1.33 mgPRS/m²/día hacia principios del mes de septiembre, momento en el que la concentración de OD en la zona profunda alcanza el umbral de anoxia.

Por último, en el año 2009 se han desarrollado estudios tridimensionales para verificar el comportamiento del sistema de difusores instalado en el embalse. Plasmado en Hidalgo (2009), los estudios se llevaron adelante con el modelo ELCOM-CAEDYM, demostrando el efecto positivo sobre los perfiles de temperatura a nivel local. Sin embargo, la incidencia del intento de rehabilitación no ha sido probada en tiempo suficiente como para determinar los efectos sobre otras variables principales, como el oxígeno disuelto, carga de fósforo y nitrógeno y, en última instancia, la biomasa algal.

1.6 Motivación

La mayoría de los embalses de la provincia de Córdoba presentan niveles de eutrofización elevados (Corral, 2006; Licera, 2006), teniendo como principal causa la falta de regulación y control de la cuenca de aporte vinculados a la producción de nutrientes provenientes de residuos urbanos, industriales y agrícolas que llegan de manera directa o indirecta al cuerpo de agua. En particular, el embalse San Roque experimenta eventos de floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas *Microcystis aeruginosa* y de los dinoflagelados *Ceratium hirundinella*, con concentraciones de clorofila-a que superan los 50 mg/m³ durante los meses de verano y otoño (Rodríguez, 2017). Existe una base de datos que abarca campañas de muestreo discontinuas desde el año 1946 a 1997 (Guarrera, 1948; Cachi, 1975; Ormeño y Busso, 1986; García de Emiliani, 1977; Gavilán, 1981; Ruibal et al., 1999). Con ausencia de estudios en las décadas de 1950 y 1960, son distinguibles dos etapas bien

diferenciadas. La primera, que llega hasta la década de 1970, consistía en mediciones y análisis posteriores sólo de carácter biológico. La segunda, a partir de entonces, pondera también variables físicas y químicas. Este cambio en las exigencias de muestreo es la respuesta a los niveles de eutrofización que comenzaba a experimentar el embalse.

Si bien se han realizado modelaciones numéricas bidimensionales –Niño et al. (2000), López y Niño (1997), López y Pirard (1997), López (1997) – y tridimensionales –como Buscaglia et al. (2000) – para estudiar la hidrodinámica del embalse San Roque, ninguna ha sido utilizada para estudiar la problemática de la eutrofización. Aunque Morillo (2002) y Bustamante et al. (2002) realizaron estudios bidimensionales en diferentes planos verticales del embalse para estudiar la distribución de nutrientes entrantes desde la desembocadura de los tributarios, no existe hasta la fecha un estudio numérico tridimensional compuesto que involucre no sólo la hidrodinámica del embalse y su calidad relacionada al fenómeno de eutrofización, sino también al área política a través de la proyección de medidas estructurales y no estructurales. Esta tesis pretende, haciendo uso de los antecedentes, trabajos, informes y diversas bases de datos, ser el primero de este tipo.

1.7 Objetivos

El objetivo general de este trabajo es contribuir a la mejora del conocimiento de los procesos hidro-bio-geo-químicos y su relación con los fenómenos de floraciones algales en el embalse San Roque de la provincia de Córdoba a través de la implementación de un modelo numérico hidrodinámico tridimensional, para generar una herramienta que forme parte de un sistema de alerta utilizado por organismos competentes relacionados a la gestión del recurso hídrico.

Como objetivos específicos se plantean:

- a) Estudiar los aspectos principales relacionados al fenómeno de la eutrofización en embalses y analizar el estado de arte asociado a esta problemática en el embalse San Roque.
- b) Simular numéricamente un evento de floración algal, calibrado cuantitativamente a partir de mediciones en campo y otros resultados numéricos, y cualitativamente mediante imágenes satelitales.
- c) Evaluar el evento de floración algal sobre otros escenarios hidrodinámicos y diversas condiciones de aporte de nutrientes al embalse a fines de elaborar recomendaciones que permitan a los organismos competentes mejorar la calidad de agua del embalse
- d) Estimar la representatividad espacial y temporal de los puntos de muestreo en el embalse y la frecuencia con que se llevan adelante las tareas de medición por el INA-CIRSA.

2 CAPÍTULO SEGUNDO. MARCO CONCEPTUAL

En este capítulo se desarrollan nociones básicas relacionadas a la problemática de la eutrofización en embalses. Se presentan los procesos de transporte a los que se somete –en mayor o menor medida– toda sustancia en estos cuerpos de agua, relacionados a su hidrodinámica resultante del accionar de agentes externos e internos al mismo. Por último, se enuncian las ecuaciones que describen su comportamiento y las hipótesis más importantes para abordar un estudio justificadamente simplificado.

2.1 Eutrofización de lagos

Eutrofización es la palabra usada por los científicos para describir la sobrefertilización de cuerpos de agua lénticos con nutrientes y los cambios que ocurren como resultado. Deriva de la palabra germana *eutrophe*, que a su vez toma su origen en la palabra griega *eutrophia*, que significa “saludable”, “nutrición” o “desarrollo adecuado”. En sus orígenes fue acuñado para describir la apariencia del lago, la concentración de oxígeno en las profundidades y las especies de insectos que viven en los sedimentos del fondo (Schindler y Vallentyne, 2008). Con el paso del tiempo, el término incluyó las características de la cuenca, las especies y sus relaciones entre los niveles tróficos de la cadena alimenticia, y más tarde contemplaría las concentraciones de nutrientes necesarios para el desarrollo del ecosistema en general.

2.1.1 Calificación trófica de lagos

La discriminación entre los diferentes niveles tróficos ha sido empleada tradicionalmente para establecer las características de un lago. Existen tres escalas tróficas que pueden determinarse según aumenta el nivel de la productividad primaria en el cuerpo de agua: oligotrófico, mesotrófico y eutrófico. La generalidad de estas escalas ha llevado con el tiempo a generar subgrupos. Tal vez la categorización más conocida es la propuesta por Vollenweider en 1968, en la que considera el fósforo como el nutriente limitante (Vollenweider, 1976). Así, para concentraciones de fósforo menores a 10 µg/l el lago es oligotrófico, mientras que para mayores a 20 µg/l es eutrófico. Valores intermedios corresponde a la clasificación de mesotrófico. Más tarde, en 1980, Pertti Heinonen distinguiría un total de ocho subgrupos para los niveles de biomasa y fitoplancton en lagos de Finlandia (Tabla 9), asignándoles seis clases tróficas y estableciendo así una base para un inventario de lagos.

Tabla 9. Clasificación trófica de lagos. Fuente: Heinonen, 1980.

Grupo	Biomasa fitoplanctónica (seca) [mg/l]	Clasificación
I	< 0.20	Ultra Oligotrófico
II	0.21 - 0.50	Oligotrófico
III	0.51 - 1.00	Débilmente Mesotrófico
IV	1.01 - 1.50	Mesotrófico
V	1.51 - 2.50	Fuertemente Mesotrófico
VI	2.51 - 5.00	Débilmente Eutrófico
VII	5.01 - 10.00	Eutrófico
VIII	> 10.00	Híper Eutrófico

Los lagos oligotróficos se caracterizan por su baja concentración de nutrientes, por lo que la producción primaria se encuentra limitada. La biomasa fitoplanctónica reducida implica una futura necesidad baja de consumo de oxígeno para la descomposición de la materia orgánica y profundidades de disco de Secchi mayores a los 3 m, pudiendo llegar incluso a superar los 30 m en lagos ultra oligotróficos. Los lagos eutróficos caen en la otra punta del

espectro: presentan grandes concentraciones de nutrientes, lo que favorece el crecimiento y sustentabilidad de una gran biomasa fitoplanctónica en la zona eufótica. La densidad desarrollada es tal que impide que la radiación solar alcance profundidades mayores a 1 m, por lo que impacta directamente en los demás organismos vivos. Los lagos mesotróficos son aquellos que presentan características que los posicionan en una zona intermedia entre lagos oligotróficos y lagos eutróficos. Es decir, es sólo un grupo conveniente para unir aquéllos dos.

Un lago oligotrófico no es capaz de proveer las condiciones para que una floración algal ocurra (Klapper, 1991). Entrando a la región mesotrófica, es posible observar blooms algales esporádicos. En lagos eutróficos, los niveles de nutrientes son suficientes como para que el factor limitante sea la radiación solar y la temperatura del agua, situación en la cual el principal mecanismo que impide el crecimiento ilimitado es la pérdida de luz debido a las mismas algas en la capa superior del lago: es decir, la concentración algal llega a tal punto que la región eufótica comienza a disminuir su espesor hasta alcanzar un punto de equilibrio.

Un lago oligotrófico estratificado resiste al fenómeno de eutrofización e inmoviliza el fósforo en los sedimentos del fondo debido al oxígeno disuelto en la profundidad. Cuando el lago se vuelve mesotrófico y eutrófico, cualquier ingreso de fósforo es activador del incremento de la productividad biológica. Sin embargo, posteriores aumentos de niveles de nutrientes no traen aparejado un aumento en esta productividad a partir de cierto grado de eutrofización –lagos hipertróficos– por efecto de otros factores, como la competencia entre las distintas especies por la luz, lo que lleva a que la biomasa fitoplanctónica se concentre en la superficie y sólo hasta unos metros por debajo de la misma (Klapper, 1991).

Por último, se debe remarcar que no existen registros históricos de lagos oligotróficos que hayan evolucionado a lagos eutróficos mediante procesos naturales. La mayoría de los lagos se formaron a partir del desplazamiento de los glaciares. Los sedimentos transportados por los ríos y depositados en estos lagos alcanzan a formar capas de varios metros sólo en escalas geológicas, por lo que el aumento de concentración de nutrientes debido a la pérdida de volumen útil hace que un lago de características oligotróficas pueda transformarse en un lago de características eutróficas sólo en estas escalas. Por tanto, *un lago oligotrófico mantiene sus características oligotróficas siempre que la cuenca de aporte –junto a los factores climatológicos de la región– se mantengan constantes. Como corolario puede establecerse que el verdadero proceso por el cual un lago de características oligotróficas comienza a presentar características eutróficas no es otro que el accionar humano, fenómeno denominado como “eutrofización cultural”, y que nos ha llevado sólo pocas décadas (Schindler y Vallentyne, 2008).*

2.1.2 Factores determinantes de la eutrofización

El fósforo juega un papel principal en el desarrollo de la floración algal. Aún para aquellos cuerpos de agua donde el nitrógeno o el silicio son los factores limitantes, los valores de la concentración de fósforo son suficientemente cercanos a los críticos, por lo que siempre es el nutriente que debe ser estudiado. La resiliencia de cada especie algal frente a condiciones de estrés es también un factor decisivo y dependerá del período de la floración. En un primer momento todas las especies algales crecen a tasas constantes que le son propias. A medida que, por ejemplo, el nitrógeno escasea, las especies menos resilientes comienzan a desaparecer. Otras, como las *cianobacterias*, son capaces de fijar el nitrógeno atmosférico, por lo que sus concentraciones aumentan rápidamente. A su vez, esta proliferación aumenta la tasa de secreción de nitrógeno, que es rápidamente consumido por otras especies, y de esa manera se consigue la sustentabilidad de la toda la biomasa. Otras algas son capaces de descender hacia el fondo de la columna de agua, donde se depositan durante un intervalo de

tiempo en el cual almacenan fósforo para consumirlo en períodos donde este nutriente escasea. El movimiento descendente y ascendente es facilitado por una válvula que regula la flotabilidad del fitoplancton, denominada *vacuola* (Klapper, 1971; Ji, 2008; Minchen et al., 2019; Chen et al., 2019).

El concepto de *nutriente limitante* se incluye dentro del concepto más amplio *factor limitante*. Éste tiene en cuenta, además, otras variables que controlan el crecimiento de la producción primaria. La *Ley de Mínimos de Liebig* resulta importante en el momento del estudio de los fenómenos de eutrofización y, por tanto, de las técnicas de remediación posibles para un cuerpo de agua en particular. A continuación, se describen resumidamente los factores más importantes que regulan el crecimiento de la biomasa fitoplanctónica en cuerpos de agua continentales.

2.1.2.1 Luz solar

La luz solar provee la energía base para la mayoría de los procesos biológicos y físicos en cualquier ecosistema conocido. Su disponibilidad es el factor más importante que gobierna la intensidad de la producción primaria en un cuerpo de agua (Klapper, 1991) y también condiciona, por ende, la producción secundaria (Gianuzzi, 2009). Para las plantas, la intensidad de la luz a diferentes profundidades limita la zona y el tiempo en el cual pueden llevar a cabo la fotosíntesis, mientras que para cada especie animal –desde zooplancton a peces– modifica sus capacidades de supervivencia y depredación con respecto a un nivel más alto y un nivel más bajo en la cadena alimenticia.

Tres partes del espectro de la luz solar son directamente significantes en la estructura y el metabolismo de los ecosistemas acuáticos. La radiación ultravioleta *UV* –que consiste en longitudes de onda más cortas que las visibles a ojo humano–, la radiación visible y la radiación infrarroja *IR* –compuesta por longitudes de onda más largas que las visibles a ojo humano–. Del total de la radiación solar, aproximadamente la mitad que llega a la superficie terrestre es de tipo infrarroja y visible. La radiación ultravioleta es atenuada por la atmósfera, más precisamente en la capa de ozono.

De la totalidad de radiación solar que llega a su superficie de un cuerpo de agua, parte es reflejada, parte es absorbida –y transformada en energía calórica, contribuyendo a diversos procesos biofísicoquímicos– y la restante es transmitida hacia la zona más profunda. La presencia de material orgánico e inorgánico disuelto y en suspensión –como por ejemplo sedimento mineral y fitoplancton– reducen esta radiación solar transmitida, alterando así el espesor de la *zona eufótica*, que se define como aquella capa superficial de agua cuya profundidad corresponde a un nivel de luz solar del 1% de la incidente, por lo que es la zona en la que la fotosíntesis puede llevarse a cabo y la biomasa algal se desarrolla.

Basado en las comunidades biológicas y la disponibilidad de luz, el lago puede ser separado en tres zonas: la zona litoral, la zona pelágica y la zona béntica –Figura 21–. La *zona litoral* se encuentra cercana a la costa, donde la luz solar penetra toda la profundidad de agua hasta llegar al fondo con al menos 1%, permitiendo así el crecimiento de las macrófitas sumergidas con sistema radicular fijado al sustrato. Estas plantas proveen de hábitat para los peces, los invertebrados y otros organismos. Se encuentran influenciadas fuertemente por los vientos y flujos entrantes, como así también por los cambios de temperatura. La *zona pelágica*, por su parte, es la región en la que la luz solar no penetra toda la profundidad de agua. Si bien la zona eufótica se encuentra dentro del epilimnio, es común que en lagos suficientemente transparentes su profundidad atraviese el hipolimnio (Ji, 2008), con la consiguiente sustentabilidad del fitoplancton en esta capa generalmente rica en nutrientes. Por último, la *zona béntica* corresponde a una capa de pocos centímetros de espesor en el fondo del lago.

Está caracterizada por la presencia de invertebrados y por su alto contenido de nutrientes acumulados en los sedimentos ya depositados. La mezcla entre este volumen y la capa de agua inmediatamente por encima dependerá de la presencia de oxígeno y de metales pesados, y básicamente sigue la ley de difusión molecular o de Fick (Klapper, 1991; Fischer et al., 1979; Ji, 2008), que será presentada más adelante.

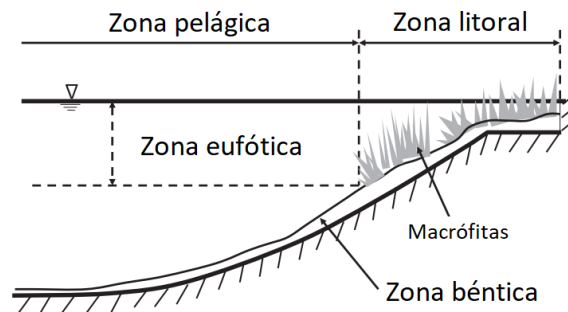


Figura 21. Zonas biológicas. Basado en: Ji, 2008.

Formulada para líquidos y sólidos homogéneos, la conveniente *Ley de Beer-Lambert* describe la radiación solar $I(D)$ a la profundidad D a partir de la radiación solar superficial I_s , siendo atenuada por un coeficiente de extinción K_e :

$$I(D) = I_s e^{-K_e D} \quad \text{Ecuación 3}$$

Ahora bien, existe una relación inversamente proporcional entre el coeficiente de extinción y la *profundidad de Secchi* Z_s . Según Beeton (1958), puede expresarse como:

$$K_e = \frac{C}{Z_s} \quad \text{Ecuación 4}$$

Donde C es una constante que varía entre 1.7 y 1.9. Reemplazando la Ecuación 4 en la Ecuación 3, entonces es posible resolver la resultante para la profundidad arbitraria D :

$$D = -\ln \left(\frac{I(D)}{I_s} \right) \frac{Z_s}{C} \quad \text{Ecuación 5}$$

La profundidad de la zona eufótica D_e se obtiene reemplazando $I(D)/I_s = 0.01$ –ya que, por definición, es donde se alcanza el 1% de la radiación total incidente–. Para $C = 1.7$, la profundidad es de 2.7 veces la profundidad de Secchi, mientras que para $C = 1.9$, es de 2.4 veces. En conclusión, podría suponerse la profundidad de la zona eufótica entre dos y tres veces la profundidad de Secchi (Ji, 2008).

2.1.2.2 Temperatura

La absorción de la radiación de onda larga en la capa superficial es la principal responsable del calentamiento del cuerpo de agua, junto a las condiciones de flujos entrantes. La transferencia de calor ocurre principalmente por convección en dirección vertical, de arriba hacia abajo. Las pérdidas, por su parte, se deben a flujos salientes, la evaporación y el calor retransmitido a la atmósfera. Con respecto a la eutrofización, el aumento de temperatura trae aparejado un aumento en la biomasa fitoplanctónica. La *regla de Van't Hoff* es aplicable: para niveles iguales de otros factores que determinan la productividad primaria, la tasa de crecimiento aumenta con esta variable (Klapper, 1991). Los cambios de temperatura son uno de los principales factores que causan las variaciones estacionales de los diferentes grupos de algas (Ji, 2008), ya que cada uno presenta rangos óptimos para su desarrollo.

Debido a que el agua alcanza su densidad máxima a los 4°C, el lago en verano tiende a formar una capa superficial caliente que flota sobre una más fría, mientras que en invierno puede alcanzar menores temperaturas que la del resto del cuerpo de agua. Asumiendo temperaturas siempre mayores a este valor, al iniciar el invierno las capas superiores expuestas a las cada vez más bajas temperaturas y radiación solar comienzan a enfriarse. Debido a la mayor densidad relativa con respecto a las capas inferiores, descienden hasta llegar a un nivel de equilibrio. A su vez, las de menor densidad ascienden a la superficie, momento a partir del cual el ciclo se repite –Figura 22–. Junto a la continua acción de los vientos –generalmente predominantes en esta época del año– y luego de un tiempo suficientemente prolongado, se logra un proceso de mezcla completa controlado por convección y se dice que el lago es *homogéneo*, donde el gradiente térmico vertical es prácticamente nulo. Esta uniformidad favorece el intercambio de cantidad de movimiento en toda la profundidad del lago, y con ello el transporte y mezcla de ciertas sustancias.

Acercándonos al verano, la temperatura del aire y la radiación solar se incrementan. Esta vez, las capas superiores tienden a mantenerse en la superficie y la transferencia de calor es la debida básicamente sólo al proceso de difusión, si bien pueden existir ciertas ondas internas que aumentan la turbulencia local y con ello el intercambio de cantidad de movimiento (Fischer et al., 1979). A medida que la temperatura aumenta, la discontinuidad de densidad crece hasta lograr la estratificación en dos zonas: el epilimnio, templada en la superficie, y el hipolimnio, fría en el fondo. Entre ambas existe una capa, metalimnio, en donde la temperatura varía rápidamente con la profundidad, es decir, donde existe un gradiente térmico notable –conocida es la referencia de 1°C por metro de profundidad–. Para esta nueva configuración vertical, se observa que los procesos de mezcla originados en una zona –sea en su interior o en sus límites– tienden a permanecer en dicha zona.

La estratificación térmica genera una serie de ventajas y desventajas con respecto al transporte de ciertas sustancias. La mezcla vertical fuerte en el epilimnio es importante para mantener en suspensión las algas, de manera que las mismas permanezcan en la zona eufótica, mientras que la termoclina actúa como barrera para el transporte vertical de los nutrientes presentes en el hipolimnio, de forma que no alcanzan la zona eufótica del epilimnio. Es durante el comienzo de la primavera que los vientos son más frecuentes y pueden llevar a una mezcla en toda la columna, provocando que los nutrientes retenidos en la zona profunda asciendan y se encuentren disponibles para el desarrollo de la biomasa algal.

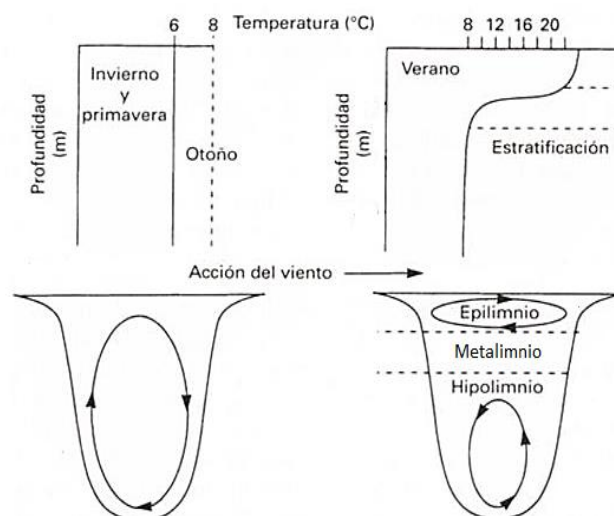


Figura 22. Estratificación en lagos. Basado en Kiely (1999).

2.1.2.3 Concentración y biodisponibilidad de nutrientes

Un contaminante es una sustancia que, dada su concentración, es potencialmente capaz de producir efectos adversos sobre las propiedades físicas, químicas o biológicas relacionadas al cuerpo de agua. Algunos contaminantes entran al sistema directamente desde descargas industriales o municipales, mientras otros provienen del lavado de la cuenca de aporte, tanto de áreas urbanas como agrícolas. Al ser tomado por organismos vivos, algunos contaminantes pueden ser bioacumulados y, mediante la cadena alimenticia, escalar hacia niveles tróficos superiores, donde la concentración es aún mayor debido a la biomagnificación.

Los nutrientes son considerados como contaminantes cuando sus concentraciones son capaces de generar un escenario propicio para el desarrollo de la eutrofización, estimulando el crecimiento descontrolado del fitoplancton. Si bien la cantidad de nutrientes puede ser la adecuada, su biodisponibilidad es decisiva: el fitoplancton consume nutrientes en su forma inorgánica, aunque algunas especies algales son capaces de usar nutrientes orgánicos (Darley, 1982). Algunos nutrientes, denominados *macronutrientes*, son requeridos en grandes cantidades. El carbono, el oxígeno, el nitrógeno, fósforo, azufre, silicio y el hierro son los más importantes. Existen otros que son requeridos en cantidades menores, denominados *micronutrientes*, como el magnesio, el cobre y el zinc. En general, la modelación de calidad de agua se enfoca en cuatro macronutrientes: fósforo, nitrógeno, carbono y silicio (Chapra, 1997). El nitrógeno y el carbono, a diferencia del fósforo, están presentes en la atmósfera y pueden ser incorporados al lago en su interacción con la superficie del mismo, por lo que no suelen ser factores limitantes. Algunas especies algales usan el silicio y el hierro para constituir su estructura, por lo que han de ser tenidos en cuenta.

El ciclo de nutrientes tiene cuatro fuentes bien definidas: los nutrientes inorgánicos disueltos, los nutrientes inorgánicos no disueltos, la materia orgánica viva y la materia orgánica detrítica. Al morir los productores primarios, parte de los nutrientes son liberados como nutrientes inorgánicos disueltos nuevamente en un proceso denominado *autólisis*. La materia orgánica detrítica se descompone mientras desciende por la columna de agua e incluso mientras se encuentra depositada en el fondo, liberando nutrientes en sus formas inorgánicas disueltas. La acumulación de materia orgánica en las profundidades y su descomposición producen gas metano y dióxido de carbono, lo que consume oxígeno disuelto y puede llevar a la hipoxia y mortandad de ciertas especies.

Las algas consumen nutrientes según relaciones estequiométricas ya establecidas y relativamente constantes (Ji, 2008). La relación entre el nitrógeno y fósforo –N/P– es usado como un indicador de las condiciones necesarias para el desarrollo de la biomasa algal. Teniendo en cuenta el peso molecular del nitrógeno (14) y el del fósforo (31), la relación entre pesos para que se produzca este desarrollo resulta:

$$\frac{N}{P} = \frac{16 \times 14}{1 \times 31} = 7.2 \quad \text{Ecuación 6}$$

Considerando la relación de carbono (12) y fósforo (31):

$$\frac{C}{P} = \frac{106 \times 12}{1 \times 31} = 41 \quad \text{Ecuación 7}$$

A partir de las ecuaciones anteriores es posible establecer una relación de pesos de cada nutriente: 1P:7N:41C. El primero de estos que sea insuficiente para producir la reacción es el denominado *nutriente limitante*. Dado que es la base de muchas técnicas de control, su identificación es significativa para la remediación del cuerpo de agua. El carbono es un constituyente principal de todo compuesto orgánico. Sin embargo, no es común su modelación

debido a que su biodisponibilidad hace que no sea limitante. El silicio, por su parte, es usado por las diatomeas para la formación de una pared celular, la frústula, y es también un macronutriente que no suele modelarse por la misma razón (Chapra, 1997).

La fuente de nutrientes más difícil de cuantificar es la proveniente de los sedimentos (Ji, 2008), causada por difusión, resuspensión y flujo subterráneo. En lagos con estratificación estable, el incremento de la biomasa algal en el epilimnio es limitada por la cantidad de fósforo disponible, ya que la recirculación del nutriente desde las profundidades a la superficie se encuentra impedido (Klapper, 1991). Así, es durante el invierno –donde los vientos son capaces de generar la mezcla completa– que los nutrientes son resuspendidos y se vuelven el soporte para el próximo bloom algal. Para lagos con altos niveles tróficos, aún eliminado las cargas externas de fósforo, existe un retraso importante en la rehabilitación del cuerpo de agua debido a esta carga interna, que se mantiene activa durante gran cantidad de años.

Es conclusión, los nutrientes a considerar son el nitrógeno y el fósforo. Estos no se encuentran de forma libre en el seno del líquido, sino que conforman compuestos más complejos. El amonio (NH_4^+), el nitrito (NO_2^-), el nitrato (NO_3^-) y el ortofosfato (PO_4^{3-}) son los comúnmente usados para la modelación (Ji, 2008). A continuación se presenta un resumen de los ciclos que describen el comportamiento de ambos entre sus fases orgánicas e inorgánicas.

Ciclo de nitrógeno

El nitrógeno es un constituyente del protoplasma celular de todos los organismos vivos. El ciclo de nitrógeno se encuentra abierto a la atmósfera y, aunque es posible fijar el nitrógeno desde la superficie del agua, la mayor proporción del nutriente es consecuencia del uso de fertilizantes en la cuenca (Ji, 2008; Klapper, 1991). La sorción del nitrógeno en los sedimentos es débil, por lo que se encuentra en continuo movimiento en la columna de agua.

El material nitrogenado consiste en proteínas, urea, amonio y nitratos. Mediante procesos de hidrólisis sucesivos llevados a cabo por enzimas, los más complejos se descomponen en *aminoácido* y luego en *amoníaco*. Paralelamente, existen algunas especies de cianobacterias y de bacterias capaces de tomar el nitrógeno de la atmósfera, proceso denominado *fijación de nitrógeno*, y cuyo producto es el amoníaco (NH_3). Este compuesto es transformado en amonio (NH_4^+), aumentando el pH. La *nitrificación* es la oxidación del amonio, que da lugar a nitrito (NO_2^-). La posterior oxidación del nitrito da lugar a los nitratos (NO_3^-) que, a su vez, puede gasificarse en un proceso anaeróbico denominado *desnitrificación*, capaz de llevarse a cabo en condiciones de bajo oxígeno disuelto –OD– y que se caracteriza por ocupar el lugar del oxígeno durante el fenómeno de oxidación de la materia orgánica. Así, el gas de nitrógeno se eleva en la columna de agua y se pierde en la atmósfera. El amonio, el nitrito y el nitrato son removidos del agua por las algas y otras plantas acuáticas durante la fotosíntesis y reincorporan los nutrientes, ahora orgánicos, a la cadena alimentaria. A la muerte de los organismos, los procesos de hidrólisis del nitrógeno orgánico particulado y la mineralización del nitrógeno orgánico disuelto completan el ciclo del nutriente –Figura 23–.

Fijación de nitrógeno:



Nitrificación del amonio:



Nitrificación del nitrito:



Desnitrificación del nitrato:

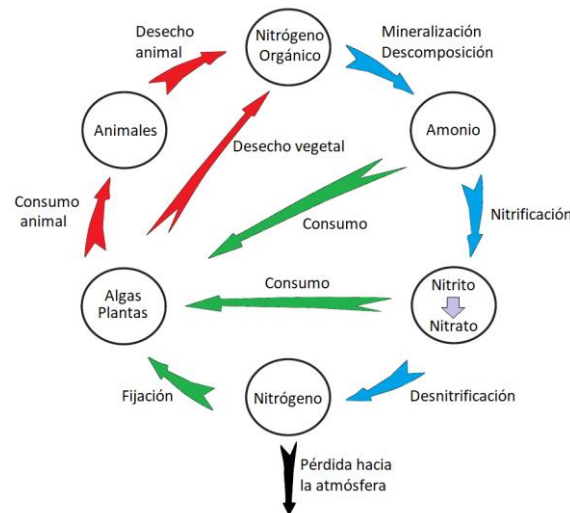
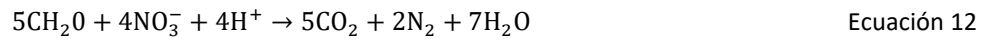


Figura 23. Ciclo del nitrógeno. Basado en Ji (2008).

En lagos estratificados el contenido de nitrógeno disminuye con el aumento de temperatura en el epilimnio. En el hipolimnio puede aumentar debido a los procesos de *desnitrificación*. En lagos eutróficos y contaminados orgánicamente, el nitrato tiene un rol positivo como estabilizador del régimen de oxígeno, ya que puede prevenir la liberación del fósforo de los sedimentos (Ripl, 1986).

Ciclo de fósforo

El fósforo es un constituyente del ácido nucleico, de los huesos y agente de reacciones de energía, ya que es necesario para convertir la luz solar en energía utilizable por el fitoplancton. En particular, en lagos oligotróficos y mesotróficos es el fósforo el que determina el nivel de productividad biológica, por lo que es el limitante por excelencia en muchos de cuerpos de agua dulce (Ji, 2008). El fósforo total incluye el fósforo particulado y el disuelto. A diferencia del ciclo de nitrógeno, su ciclo no contiene una fase gaseosa. Puede encontrarse como ortofosfato (PO_4^{3-}) –directamente disponible para el desarrollo del fitoplancton–, como polifosfato o metafosfato –provenientes de detergentes y capaces de convertirse en ortofosfato– y como fosfato orgánico –en organismos vivos y convertidos en ortofosfato luego de la descomposición mediante los procesos de hidrólisis y mineralización–. Aunque está presente en muchos minerales, su baja solubilidad explica sus pequeñas concentraciones y su frecuente rol como factor limitante del crecimiento de la biomasa. La disponibilidad del fósforo es reducida por su adsorción como anión tanto en los sedimentos del fondo como en carbonatos e hidróxidos presentes en la columna de agua. Con el incremento de la eutrofización, la fracción de fósforo orgánico en los sedimentos aumenta (Williams et al., 1976). Sin embargo, la suposición ampliamente aceptada sobre que el fósforo es inmovilizado totalmente en escenarios aeróbicos debe ser replanteada (Ripl, 1982) ya que existen otros factores –como el pH, la temperatura y la presencia de burbujas de gas metano– que, combinados con los procesos de transporte, pueden liberar el nutriente a la columna de agua.

En épocas de suficiente fósforo disponible, numerosas algas son capaces de almacenarlo en forma de polifosfato –grupo de ortofosfatos unidos mediante átomos de oxígenos compartidos–, permitiéndoles sobrevivir en épocas en las que el nutriente escasea. Las cianobacterias, equipadas con vacuolas de gas, cuentan con la ventaja de nadar hacia las profundidades donde existen capas de agua ricas en fósforo, e incluso pueden asentarse sobre los sedimentos para hacerlo. Para la *Microcystis aeruginosa*, Sirenko (1987) ha reportado un ritmo diurno regular: entre las 18:00 hs y las 24:00 hs, las colonias descienden hasta los sedimentos, para luego volver a la superficie.

El fósforo orgánico puede presentarse en forma de partícula (POP) o disuelto en el agua (DOP). Los procesos de hidrólisis transforman el primero en el segundo, mientras que posteriores procesos de mineralización terminan convirtiéndolo en ortofosfato total (PO_4^{3-}), que a su vez se pueden presentar formando partículas o simplemente disuelto. En general, a partir de muestreos realizados, lo que se mide en laboratorio es el denominado *fósforo reactivo soluble* (SRP) mediante el método descrito en APHA (2000), e incluye tanto el ortofosfato disuelto –directamente disponible para el alga– como también algo de particulado de bajo peso molecular –relativamente disponible para el alga–, por lo que trabajar con este valor para la confección de modelos matemáticos o numéricos puede llegar a la sobreestimación de la biomasa fitoplanctónica. Sin embargo, este particulado es rápidamente disuelto, por lo que el error es aceptable (Sheng y Chen, 1993). Parte de este compuesto puede sedimentar –lo que representa una pérdida en el sistema–, mientras que el resto potencialmente es asimilado por las plantas, comenzando el ciclo nuevamente –Figura 24–.

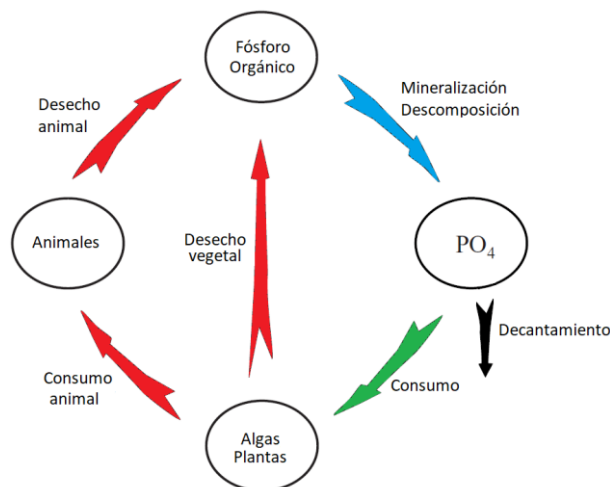


Figura 24. Ciclo de fósforo. Fuente: Ji (2008).

Durante el invierno, los nutrientes no pueden ser convertidos en materia orgánica –al menos no en cantidades adecuadas– debido a la baja radiación solar y temperatura asociada. Como resultado de esto y los procesos de mezcla, los niveles más altos de ortofosfato en el agua se encuentran entre el final del invierno y el comienzo de la primavera, lo que representa una condición inicial de la siguiente floración algal y permite clasificar al lago. La relación entre este fósforo y el estado trófico esperado del lago en el próximo verano ha sido ampliamente estudiada por Vollenweider y Kerekes (1981).

2.1.2.4 Oxígeno Disuelto

El oxígeno disuelto –OD– es uno de los requerimientos básicos de todo sistema acuático e indica su capacidad para mantener un ecosistema balanceado. Depende de la temperatura, ya que afecta el grado de saturación del gas. Para concentraciones de OD < 5.0

mg/l la vida acuática se encuentra bajo estrés. Para concentraciones menores a 2 mg/l, se dice que se está frente a un escenario de hipoxia (U.S. EPA, 2000b).

El aumento de temperatura en la superficie provoca una disminución del OD en el verano. Las capas más profundas, con alta inercia térmica, cuentan con un OD todavía elevado, lo que genera un gradiente a partir del cual comienza a disminuir. Transcurrido el verano y formada la estratificación, la descomposición de la materia orgánica en el fondo disminuye el OD hasta la hipoxia, formando un escenario típico de ecosistemas sin balance y provocando la liberación de ciertas sustancias como el sulfuro de hidrógeno y la removilización de fósforo, hierro y manganeso del fondo. Esta fertilización interna estimula el crecimiento de las algas, mientras que aquellas que mueren aumentan la tasa de consumo de oxígeno en el hipolimnio al descomponerse. El lago se transforma completamente bajo este proceso denominado *creeping eutrophication* (Ohle, 1953), el cual es considerado irreversible (Klapper, 1991). Paralelamente, a medida que se forma una capa de sedimentos, el material orgánico del volumen cubierto sufre de una descomposición anaeróbica, liberando CO₂, CH₄ y H₂S a la columna de agua.

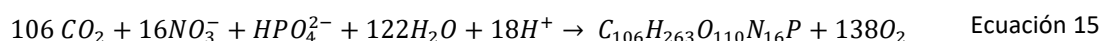
La dinámica de la concentración de oxígeno disuelto en el lago está gobernada por la *reaireación* desde la atmósfera, la concentración proveniente de los tributarios –F– y la *fotosíntesis*. A su vez, existen pérdidas generadas por los requerimientos de oxidación de los residuos carbónicos –*demanda carbónica de oxígeno*, DCO– y nitrogenados –*demanda nítrica de oxígeno*, DNO– en la columna de agua, y de sedimentos –*demanda de oxígeno de sedimentos*, DOS– en el fondo del lago, junto a la *respiración* de los organismos vivos y a los sumideros por donde fluyen los caudales evacuados –S–. Planteando una ecuación de concentración de OD con respecto al tiempo en diferencias finitas independiente de las coordenadas espaciales, se tiene el siguiente balance:

$$\frac{\Delta OD}{\Delta t} = \text{reaireación} + \text{fotosíntesis} - \text{respiración} - \text{DCO} - \text{DNO} - \text{DOS} + F - S \quad \text{Ecuación 13}$$

En particular, la respiración y la fotosíntesis de las especies vegetales pueden ser consideradas como la misma reacción, pero en direcciones contrarias. Mientras la fotosíntesis ocurre de día, cuando la planta absorbe dióxido de carbono y agua para producir glucosa y liberar oxígeno, durante la noche sólo respira, convirtiendo glucosa y oxígeno en dióxido de carbono y agua:



El consumo de dióxido de carbono trae aparejado el aumento del pH del agua durante la fotosíntesis, mientras que el consumo de oxígeno lo hace disminuir. Una ecuación más general, que representa a la vez el proceso de fotosíntesis como el de la remineralización es la propuesta por Stumm y Morgan (1981), donde matemáticamente demuestra que es posible tener en cuenta la respiración como la inversa del crecimiento algal (Ji, 2008).



Es común hablar de la demanda bioquímica de oxígeno –DBO–, que resulta ser una medida del oxígeno disuelto consumido por los microorganismos aeróbicos durante la oxidación de sustancias reducidas en el agua. Parte se debe a la oxidación de componentes carbónicos, liberando dióxido de carbono junto a otros productos finales oxidados, y componentes nitrogenados, liberando nitratos (Ajayi et al., 2016). El consumo de oxígeno difiere según el componente: para el carbono es prácticamente instantáneo y llega a su máximo en los primeros días, siendo común el uso de la demanda a los cinco días, mientras

que para el nitrógeno se requieren alrededor de los 7 días debido al lento crecimiento de la bacteria nitrificante (Penn et al., 2009).

2.1.2.5 Forma y profundidad del lago

La relación entre el volumen de agua de un lago y el área superficial del mismo es la denominada *profundidad media*. Esta variable está inversamente correlacionada con la productividad en todos los niveles tróficos de los lagos grandes, aunque la relación se pierde para lagos pequeños (Wetzel, 1981 y 2001). También hay una correlación inversa entre esta variable con respecto a la densidad fitoplanctónica (LeCren y Lowe-McConnell, 1980) y con el coeficiente de difusión vertical de la temperatura (Cole, 1983).

Los lagos pueden clasificarse en poco profundos y profundos. Para lagos profundos, los vientos en invierno no suelen ser suficientes para provocar la mezcla completa –al menos con periodicidades anuales–, por lo que los escenarios de hipoxia y anoxia hipolimnética son más frecuentes. Para lagos poco profundos y de suficiente superficie, los efectos de enfriamiento nocturno pueden inducir la mezcla total por convección. Las bajas velocidades en el fondo del lago provocadas por el viento en la superficie del mismo pueden ser la suficiente para favorecer el intercambio de compuestos entre el sedimento y la columna de agua. Por otro lado, la turbulencia en el agua es importante para la suspensión y resuspensión de la biomasa fitoplanctónica que tienen gravedad específica mayor a la del agua y carecen de mecanismos naturales de movilidad, como las diatomeas.

A mayor espesor del epilimnio, donde la descomposición de la biomasa libera nutrientes directamente disponibles por la biomasa remanente, mayor productividad. A menor volumen del hipolimnio, donde se acumula la biomasa que no ha llegado a descomponerse en la capa superior, mayor será el riesgo de anoxia. Así, la productividad primaria de lagos poco profundos tiende a ser mayor que para lagos profundos debido a que la mezcla completa se alcanza fácilmente y los nutrientes tienden a permanecer en suspensión, siendo accesibles para las algas (Ji, 2008). Puede afirmarse que existe una correlación directa entre la profundidad media y la resiliencia del ecosistema (Vollenweider, 1976).

2.1.2.6 Especies de fitoplancton

La biomasa puede definirse como la cantidad de organismos vivos que se encuentran en cierto volumen o área de un ecosistema, y generalmente se mide en peso mojado, peso seco o biovolumen. Para las algas, la unidad típica en estudios de investigación es el carbono por unidad de volumen, obtenidos a partir de ecuaciones que relacionan el biovolumen con la cantidad de carbono presente para cada especie. Resulta común, asimismo, utilizar en modelos matemáticos y numéricos el pigmento verde presente en todas, la *clorofila*. La clorofila es un grupo de pigmentos –compuesto por clorofila *a*, *b*, *c*, *d* y *f*– que transforma la energía solar en energía química para llevar adelante la fotosíntesis. Existe, pues, una relación entre la cantidad de *clorofila-a* y la cantidad de carbono, tal que:

$$B = \alpha Cl_a^\beta \quad \text{Ecuación 16}$$

Donde B es la concentración de la biomasa algal en unidades de carbono [mgC/l], Cl_a es la concentración de clorofila [$mgCl_a/l$] y tanto α como β son coeficientes de ajuste entre ambas variables, propio de cada especie algal. Jakobsen y Markager (2016) analizaron 7578 muestras recolectadas en aguas danesas entre 1990 y 2014. La relación α [gC/gCl_a] es aproximadamente 15 en invierno, mientras que para verano varía entre 20 y 96, dependiendo de la concentración media de nitrógeno. En la Figura 25 se puede observar la regresión calculada por los autores nombrados junto a las de Sathyendranath et al. (2009) y Buck (1996).

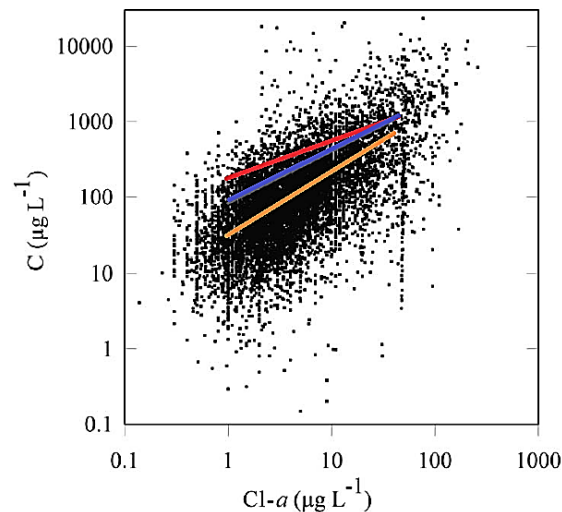


Figura 25. Carbono vs clorofila-a. La regresión naranja es la encontrada por Jakobsen y Markager (2016), la roja por Sathyendranath et al. (2009) y la azul por Buck (1996). Fuente: Jakobsen y Markager (2016).

Sathyndranath et al. (2009), ya mencionado en el párrafo anterior, distinguiría la relación $C:Cl_a$ entre diversos grupos algales. En la Tabla 10 se encuentran tabulados los resultados para cada uno, distinguiendo la media y el rango según dos técnicas para la determinación de la clorofila: fluorómetro Turner y HPLC.

Tabla 10. Media y rango de la relación $C:Cl_a$ para diferentes grupos algales, utilizando el fluorómetro Turner y HPLC. Fuente: Sathyndranath et al. (2009).

Fitoplancton	Relación $C:Cl_a$ [g/g]			
	Media		Rango	
	Turner	HPLC	Turner	HPLC
Diatomeas	34	47	15-75	20-107
Dinoflageladas	34	45	22-62	27-80
Cianobacterias	93	130	74-126	95-176
Clorófitas	99	137	80-126	122-159

Por último, es necesario remarcar que es común la cuantificación de células fitoplanctónicas [NMP/l] luego de campañas de monitoreo. La cantidad de carbono por cada organismo varía según la especie y la época del año (Wetzel y Likens, 1991; Jakobsen y Markager, 2016; Ketchum y Redfield, 1949; Bellinger y Sigee, 2015, Hu, 2014), siendo los valores estimados entre 1.5×10^{-11} y 2.5×10^{-11} gramos de carbono por célula.

El comportamiento del fitoplancton varía de especie a especie, por lo que la capacidad de adaptación de cada una es diferente según el cuerpo de agua, estación del año y biodisponibilidad de nutrientes. Los cambios de temperatura del agua son uno de los factores más importantes que ocasionan la dominancia de los diferentes grupos algales—Figura 26—.

Las *cianófitas* son extremadamente tolerantes a situaciones de estrés: pueden cambiar su flotabilidad mediante el uso de vacuolas para alcanzar zonas en la columna de agua con mayor concentración de nutrientes, temperatura o luminosidad. Además, algunas pueden fijar nitrógeno desde la superficie libre o desde el mismo medio acuoso, para luego ser utilizado en períodos donde la concentración del nutriente no sea la suficiente. Las cianófitas fueron consideradas como *algas verdeazules* durante mucho tiempo, aunque en la actualidad su particularidad como *células procariontas* provocó su redefinición en el dominio de las *Bacterias* bajo el nombre de *cianobacterias*. En esta tesis, el término *algas* agrupará, como término no genérico y no taxonómico, una gran diversidad de organismos que incluye a las cianobacterias.

Las *dinoflageladas* se presentan en verano. Poseen dos flagelos con los que son capaces de dos movimientos: mediante un flagelo transversal a la célula, son capaces de rotar sobre sí mismos, mientras que con un flagelo longitudinal son capaces de desplazarse, de forma tal que pueden evitar en cierto grado la sedimentación fuera de la zona eufótica.

Las *diatomeas* son sumamente útiles para elaborar un historial del lago debido a que existen diversas especies que se desenvuelven en lagos oligotróficos, mesotróficos y eutróficos. La pared celular que forman a partir de silicio, la *frústula*, sirve de barrera para su conservación incluso después de muertas y depositadas en el fondo del lago, por lo que su estudio como fósil permite reconstruir las etapas por las que han pasado (Schindler y Vallentyne, 2008). Debido a sus formas poseen una elevada relación superficie-volumen, lo que le confiere una potencial alta tasa metabólica, inclusive a bajas temperaturas (Unrein, 2001). Para mantenerse en la zona eufótica necesitan de cierto nivel de turbulencia, por lo que son el grupo algal usual a mediados de la primavera y otoño –Figura 26–.

Las *clorófitas* son productores primarios en sistemas de agua dulce. Si bien no producen floraciones densas como lo hacen las cianófitas o las diatomeas, suelen ser dominantes a comienzos de verano. Pueden presentar flagelos, pero aún con éstos no logran la adaptación de las cianobacterias, por lo que durante la competencia son desplazadas.

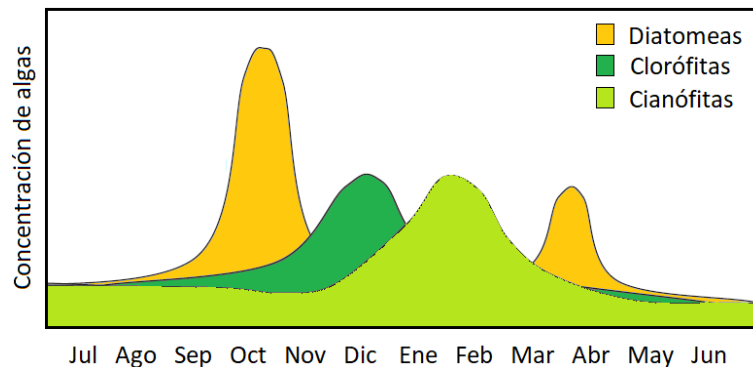


Figura 26. Variación estacional típica de la concentración de diferentes grupos algales. Fuente: Ji (2008).

2.1.2.7 Zooplancton, herbívoros y otros peces

El zooplancton es un grupo de consumidores de productores primarios y forma parte del plancton en un ecosistema. Se alimenta de algas, bacterias, detritos y hasta de otros organismos del zoopláncton. A su vez, pueden ser consumidos por peces pequeños del siguiente nivel trófico. La tasa de crecimiento del zooplancton está influenciada por la temperatura. Además, tienen preferencias por ciertos grupos algales, basadas en la facilidad para su ingesta: aquellas algas individuales, como las diatomeas y las clorófitas, son consumidas primero. La disminución de la biomasa fitoplanctónica y el aumento de la biomasa zooplanctónica traen aparejados incrementos en los niveles de nutrientes disueltos y en la visibilidad –profundidad de Secchi– en el cuerpo de agua, lo que repercute directamente en el aumento inmediato de la población de macrófitas (Ji, 2008). Por lo tanto, estos organismos son capaces de regular y equilibrar el ecosistema acuático en el que se encuentran.

2.1.2.8 Microorganismos

Muchos de los microorganismos son necesarios para el mantenimiento del equilibrio del ecosistema acuático. Bacterias, virus, hongos unicelulares y protozoos son incluidos en este grupo. En particular, resultan de interés aquellos encargados de la descomposición química y de llevar adelante los ciclos de nutrientes, transformando la materia orgánica en inorgánica. A su vez, existen microorganismos patógenos introducidos por actividades tanto naturales como

antrópicas. Las fuentes principales incluyen el lavado de cuencas destinadas a la ganadería y al desarrollo urbano, a tanques sépticos o plantas depuradoras en mal funcionamiento y a los recurrentes *bypass* a los que estas últimas suelen recurrir durante episodios de lluvia cuando los sistemas de desagüe pluvial y cloacal se encuentran combinados. Es común utilizar como indicador de contaminación bacterias asociadas a la materia fecal de animales y humanos, como las bacterias coliformes totales, las bacterias coliformes termotolerantes, *Escherichia coli* y enterococos. La presencia de estos responde a cambios en el oxígeno disuelto, pH y en las concentraciones de nutrientes. Además, su cuantificación determina las zonas de riesgo para ciertos usos del recurso hídrico.

2.1.2.9 Otros contaminantes y toxinas

Existe un sinnúmero de otros contaminantes que son bioacumulados y biomagnificados en un lago. Las toxinas, en particular, son contaminantes que causan daño directo al ecosistema del que forma parte. En general, se habla de toxinas orgánicas y de metales pesados. Mientras las primeras son compuestos sintéticos o naturales que contienen carbono –como los pesticidas–, los segundos son compuestos minerales relacionados con aquellos metales que presentan número atómico entre 21 y 84. Si bien las toxinas orgánicas sintéticas presentan gran resistencia a la degradación y permanecen durante largos períodos en el cuerpo de agua, los metales pesados son aún más persistentes y provienen de la composición mineralógica del suelo de la cuenca de aporte. Pueden estar disueltos en el agua, asociados física o químicamente a partículas en suspensión o ya depositados en el fondo mediante el proceso denominado *sorción*. Los sedimentos contaminados pueden, bajo ciertas circunstancias de temperatura, oxígeno disuelto y pH, liberar los contaminantes mediante el proceso denominado *desorción* y afectar los organismos que viven en el fondo y, por tanto, reducir la población del nivel trófico del cual se alimenta el nivel superior. Incluso después de la eliminación de las fuentes de contaminación primaria, los contaminantes que se encuentran en el fondo de un lago hacen que éste sea la mayor fuente de contaminación por tiempos prolongados (Klapper, 1991 y Ji, 2008).

2.2 Procesos de transporte

Si tenemos en cuenta una sustancia *conservativa*, la distribución de la misma en el seno de un fluido está sujeta a los denominados *procesos de transporte*. Asumiendo la evolución de la sustancia en el tiempo como lineal, la incorporación de términos de crecimiento y decrecimiento de la sustancia por otras causas físicas, químicas o biológicas, usualmente unificados bajo el nombre de *reacciones*, termina completando la formulación matemática de una sustancia *no conservativa*. A continuación se definen resumidamente los procesos de transporte de difusión, advección y dispersión.

El proceso de *difusión fickiana* es análogo a la difusión de calor entre dos cuerpos, descrita por la Ley de Fourier, y a la difusión de electricidad en un conductor, descrita por la Ley de Ohm. A su vez, el concepto de *random walk* ligado al del flujo de una cantidad debido a un gradiente de dicha cantidad, son herramientas útiles para entender el fenómeno. Suponiendo un medio constituido por un fluido en reposo, el flujo q_i de una sustancia en la dirección i es proporcional al gradiente de su concentración según dicha dirección, $\partial C / \partial X_i$:

$$q_i = -D_i \frac{\partial C}{\partial X_i} \quad \text{Ecuación 17}$$

Donde D_i es el coeficiente de proporcionalidad, denominado coeficiente de difusión molecular o fickiana. El signo negativo resulta de considerar que el flujo de la sustancia ocurre

desde la zona de mayor concentración a la de menor concentración. Tomando un volumen de control diferencial, por conservación de masa el flujo neto por la superficie de control debe ser igual al cambio de concentración dentro del mismo:

$$\frac{\partial q_i}{\partial X_i} + \frac{\partial C}{\partial t} = 0 \quad \text{Ecuación 18}$$

Reemplazando la Ecuación 17 en la Ecuación 18, llegamos a la ecuación de difusión:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_i \frac{\partial^2 C}{\partial X_i^2} \quad \text{Ecuación 19}$$

Si consideramos ahora el medio fluido en movimiento, con velocidad U_i tal que el flujo del medio sea laminar, entonces el flujo de la sustancia según cada dirección será:

$$q_i = U_i C + \left(-D_i \frac{\partial C}{\partial X_i} \right) \quad \text{Ecuación 20}$$

Reemplazando la Ecuación 20 en la Ecuación 18, que define el flujo en un volumen de control, obtenemos la ecuación de transporte de advección-difusión:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U_i \frac{\partial C}{\partial X_i} = D_i \frac{\partial^2 C}{\partial X_i^2} \quad \text{Ecuación 21}$$

El flujo laminar es prácticamente una idealización. En la naturaleza el flujo es mayoritariamente turbulento. Realizando un análisis estadístico del fenómeno, que es la forma típica de estudiar la turbulencia, podemos definir un coeficiente de difusión turbulenta, ε_i , que resulta análogo al de difusión fickiana. A diferencia de lo que ocurre en flujo laminar, el coeficiente en flujo turbulento no es constante para cada dirección. La ecuación de transporte se traduce a:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U_i \frac{\partial C}{\partial X_i} = \frac{\partial}{\partial X_i} \left(\varepsilon_i \frac{\partial C}{\partial X_i} \right) \quad \text{Ecuación 22}$$

En 1921 Sir Geoffrey Taylor publica un artículo con estudios de transporte en un flujo confinado en una tubería, donde el perfil de velocidades horizontal sería el responsable de una mezcla vertical, fenómeno que definió como dispersión por corte *-shear dispersion-*, y que, sin embargo, no sería hasta 1953 que encontraría la solución del problema. Fischer et al (1979), suponiendo flujo laminar, desarrollan la ecuación de transporte incorporando un nuevo coeficiente, K_i , tal que:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U_i \frac{\partial C}{\partial X_i} = K_i \frac{\partial^2 C}{\partial X_i^2} \quad \text{Ecuación 23}$$

Y para flujo turbulento resulta:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U_i \frac{\partial C}{\partial X_i} = \frac{\partial}{\partial X_i} \left(K_i \frac{\partial C}{\partial X_i} \right) \quad \text{Ecuación 24}$$

2.3 Hidrodinámica de lagos

Podemos decir que un lago se encuentra influenciado por la meteorología en todo su dominio y por los efectos locales en los tributarios y efluentes (Klapper, 1991). La temperatura,

la salinidad y la concentración de ciertas sustancias orgánicas e inorgánicas influyen en la densidad del agua y, en menor medida, también lo hace la presión, lo que genera flujos verticales dentro de la columna de agua. Los fenómenos de mezcla son el resultado principalmente de la turbulencia y la advección diferencial ya que los demás procesos tienden a ser despreciables frente a éstos. La energía de mezcla en un lago resulta de la combinación entre la proveniente de flujos entrantes y salientes, en la generada en la interface aire-agua en la superficie del cuerpo y la proveniente de fenómenos como el oleaje, la convección debido a gradientes de densidad y el efecto de Coriolis.

Los movimientos del agua a diferentes escalas temporales y espaciales afectan la distribución de sustancias y de organismos vivos como el fitoplancton. Así, la circulación, el oleaje y la mezcla turbulenta influyen en la distribución de la biota y la productividad de los cuerpos de agua (Ji, 2008). Comparado con ríos y estuarios, los lagos presentan relativamente menores velocidades de flujo y la susceptibilidad para desarrollar estratificación térmica vertical contribuyen a la acumulación de contaminantes provenientes de los tributarios, del perilago, de la atmósfera, del flujo subterráneo y de cualquier tipo de descarga antrópica.

Definiendo la profundidad media del lago (Z) como la relación entre su volumen (V) y área superficial (A), y el tiempo de residencia hidráulico (τ) como la relación entre el volumen y el flujo saliente (Q), Chapra (1997) plantea dos categorías de lagos:

- poco profundos ($Z < 7 m$) y profundos ($Z > 7 m$).
- corto tiempo de residencia ($\tau < 1 \text{ año}$) y largo tiempo de residencia ($\tau > 1 \text{ año}$).

En general, a mayor profundidad media, menor productividad primaria (Klapper, 1991). Esto se debe a que las zonas profundas –ricas en nutrientes– son suficientemente grandes y presentan baja capacidad de transporte hacia la zona eufótica superficial. Por su parte, el tiempo de residencia puede variar de algunos días a varios años. Los lagos con tiempos de residencia largos atraviesan procesos como estratificación y la acumulación de nutrientes en los sedimentos –modificando las condiciones físicas, biológicas y químicas al ser liberados–, lo que no sucede en lagos con tiempos de residencia cortos, donde los flujos entrantes y salientes lo evitan (Ji, 2008). En conclusión, el escenario que reduce a priori la producción primaria es el de un lago profundo y con grandes caudales salientes. Esto no es posible en reservorios debido a la necesidad implícita de almacenamiento que posee y a los costos de construcción, operación y mantenimiento que demandaría.

En la Figura 27 se esquematizan los procesos básicos de mezcla que se dan en reservorios. Cuando los tributarios están suficientemente alejados de los aliviadores –válvulas, vertederos, compuertas, entre otros–, Ji (2008) distingue tres zonas:

- La zona ribereña: correspondiente a la desembocadura del tributario, es donde la baja profundidad y el momentum proveniente del curso fluvial son suficientes para mantener buena mezcla. En la ecuación de transporte –Ecuación 24– el término gobernante es el de la advección. La velocidad es suficiente para mantener grandes cantidades de sedimentos en suspensión, por lo que la turbiedad provoca baja penetración de la radiación solar.
- La zona de transición: es el nexo entre la zona anterior y la siguiente, por lo que comparte cualidades de ambas. Se caracteriza por la formación de corrientes de densidad provenientes de los gradientes entre la masa fluvial y la del lago, los que generan cierta mezcla entre ambas.
- La zona lacustre: abarca desde la zona anterior hasta el cierre del reservorio. Se caracteriza por presentar bajas velocidades y posible estratificación térmica. La

concentración de sedimentos es menor que en las zonas anteriores, por lo que la penetración de la luz aumenta y el desarrollo del fitoplancton es mayor. El momentum proveniente de los tributarios, salvo en crecidas, es despreciable frente a la circulación generada por el viento sobre la superficie del reservorio. La presencia de estructuras de descarga, según su ubicación y dimensiones, generan ondas internas en la masa de agua que viajan aguas arriba. Las oscilaciones propias del cierre y la liberación de ciertos compuestos en los sedimentos del fondo generan mezcla local sobre estos bordes.

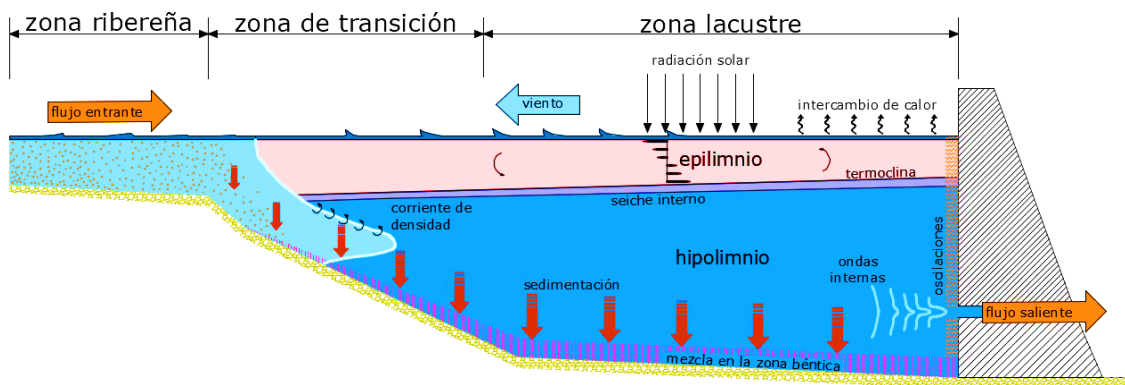


Figura 27. Esquema de agentes de mezcla en reservorios. Basado en Ji (2008) y Fischer et al. (1979).

Las fuerzas atmosféricas pueden ser las originadas por el viento, por la temperatura del aire, por la radiación solar y por la precipitación. A su vez, la humedad del aire, la nubosidad y la presión atmosférica afectan las tasas de evaporación y flujo de calor en la interferencia aire-agua. Suponiendo un viento uniforme y constante en la superficie de un lago cuya batimetría es asimétrica, la resultante de la fuerza pasa por el centroide del área superficial, mientras que la inercia del lago, como respuesta, atraviesa el centro de gravedad de toda la masa de agua. Esto provoca la formación de un torque denominado *giro* e induce patrones de flujo circulatorio. Por otro lado, la continua acción del viento provoca oscilaciones en la superficie del agua. Mediante su superposición con las ondas reflejadas en las costas forman ondas estacionarias denominadas *seiches*. Mientras los giros transportan sedimentos, nutrientes y la biomasa algal en la dirección horizontal, son estos últimos los que contribuyen con la mezcla vertical en los lagos (Ji, 2008).

La forma y profundidad del embalse, por su parte, alteran la relación área-volumen, por lo que son variables que influyen directamente sobre las fuerzas superficiales y la ubicación del centro de masa definido en el párrafo anterior. A su vez, lagos de batimetrías suaves presentan mayores zonas de baja profundidad, donde la luz solar es capaz de atravesar toda la columna de agua y pueden, por tanto, ser regiones de potencial desarrollo de plantas con sistema radicular, alterando fácilmente los procesos hidrodinámicos y de transporte locales.

El viento es usualmente la mayor fuente de energía en lagos. Varía fuertemente en diversas escalas temporales, desde variaciones diurnas a estacionales, pudiendo transferir suficiente energía como para generar diversos niveles de mezcla en el lago (Ji y Jin, 2006). Los vientos de verano son generalmente causados por la diferencia de calor entre el suelo y el agua, exhibiendo un patrón diurno, de baja energía y con alcance superficial. Ante cuerpos de agua estratificados, la mezcla se limita al epilimnio. Los vientos de invierno, por su parte, están asociados a frentes de frío, por lo que tienden a ser más fuertes y más persistentes que los de verano, pudiendo mezclar constantemente la totalidad columna de agua.

Expedítivamente, lagos con tiempo de residencia mayor a un año no se encuentran influenciados por los caudales ingresantes y salientes, y las velocidades superficiales alcanzan entre el 2% y el 4% de la velocidad del viento (Ji, 2008). La continua acción del viento sobre la superficie provoca la formación y rotura de olas con el consiguiente aumento de mezcla local. A su vez, esta tensión provoca tanto la inclinación de la superficie del agua como la del plano en el que se desarrolla la termoclina. La tensión superficial τ debida al viento depende directamente de la velocidad de éste:

$$\tau = C_D \rho_a U^2 \quad \text{Ecuación 25}$$

Donde ρ_a es la densidad del aire, U es la velocidad del viento y C_D es un coeficiente adimensional de arrastre.

La ubicación de los órganos de descarga también juega un papel importante. En lagos y reservorios no estratificados, una estructura de descarga sumergida genera flujo potencial aguas arriba (Fischer et al., 1979). En cuerpos de agua estratificados donde la toma se encuentra en el hipolimnio existe un caudal de salida a partir del cual el flujo aguas arriba es el suficiente para generar el flujo potencial –Figura 28– y por debajo del cual se genera una capa horizontal de fluido que termina perdiéndose completamente por la estructura –Figura 29–.

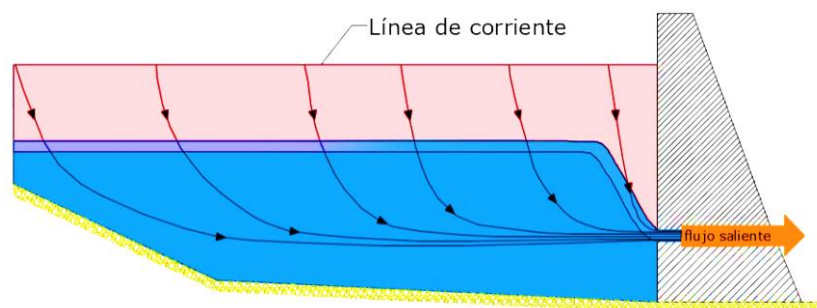


Figura 28. Flujo en un lago estratificado para caudales de salida en el hipolimnio superiores al crítico. Basado en Fischer et al. (1979).

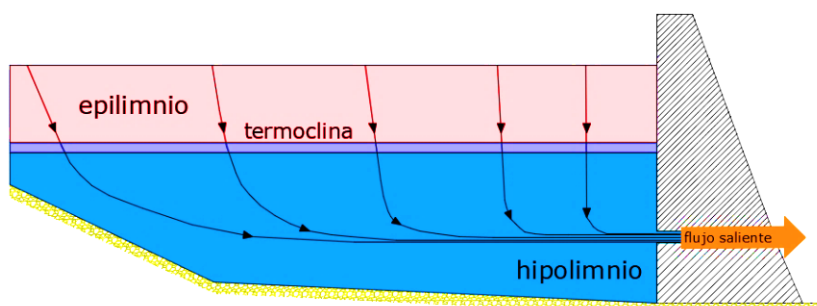


Figura 29. Flujo en un lago estratificado para caudales de salida en el hipolimnio inferiores al crítico. Basado en Fischer et al. (1979).

Debido a la rotación terrestre, los cuerpos en movimiento tienden a deflectarse hacia la derecha en el hemisferio Norte y hacia la izquierda en el hemisferio Sur, lo que matemáticamente se traduce a una fuerza virtual, la *fuerza de Coriolis*. Si bien siempre está presente, su despreciabilidad está en función del tamaño del cuerpo de agua, resultando más evidente cuanto más grande sea éste. Su importancia puede ser estimada usando el número adimensional de *Kelvi*, K , que está definido como la relación entre el tamaño del cuerpo, B , y el radio de *Rosby*, R_0 :

$$K = \frac{B}{R_0} \quad \text{Ecuación 26}$$

Siendo el radio de Rossby la relación entre la velocidad de fase de una onda de gravedad en un cuerpo de agua de profundidad promedio H , $C_0 = \sqrt{gH}$, y es el parámetro de Coriolis, f , que depende de la velocidad de rotación de la Tierra, Ω , y de la latitud en la que se encuentra, φ :

$$f = 2\Omega \sin(\varphi) \quad \text{Ecuación 27}$$

Para lagos y estuarios con K cercano o mayor a 1.0, la rotación de la Tierra se vuelve importante y los efectos de la fuerza de Coriolis deben ser considerados, mientras que para valores suficientemente menores pueden despreciarse.

El intercambio de calor entre la atmósfera y la columna de agua es facilitado por la radiación de onda larga Q_{LW} y radiación de onda corta Q_{SW} , junto al calor latente Q_{CL} –debido a la evaporación– y el calor sensible Q_{CS} –debido a la convección generada por la diferencia de temperatura entre los fluidos–. El flujo total de calor Q_{total} , entonces, matemáticamente puede ser expresado como:

$$Q_{total} = Q_{SW} + Q_{LW} - Q_{CL} - Q_{CS} \quad \text{Ecuación 28}$$

Existen, además, otras fuentes que provocan intercambio de calor, como las reacciones químicas y biológicas en el seno del líquido y el fondo del cuerpo de agua. Usualmente son despreciables frente a las mencionadas.

ECUACIONES BÁSICAS E HIPÓTESIS FUNDAMENTALES

Las ecuaciones básicas para resolver la hidrodinámica de un cuerpo de agua son:

- Conservación de Masa:

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho \vec{v}) = 0 \quad \text{Ecuación 29}$$

- Ecuación de Momentum:

$$\frac{D\vec{v}}{Dt} = \frac{\partial \vec{v}}{\partial t} + \nabla \cdot (\vec{v}\vec{v}) = \vec{g} - \frac{1}{\rho} \nabla p + \nu \nabla^2 \vec{v} - 2\vec{\Omega} \times \vec{v} + \vec{F}_{fr} \quad \text{Ecuación 30}$$

- Conservación de Energía:

$$\rho \frac{D(e_{total})}{Dt} - \frac{\partial p}{\partial t} = -\nabla \bar{q} + \sum_i \left[\sum_j \frac{d(\tau_{ij} v_j)}{dx_i} \right] \quad \text{Ecuación 31}$$

Donde \vec{v} es el vector velocidad, \vec{g} es la aceleración de la gravedad, p es la presión, ν es la viscosidad cinemática del agua, $\vec{\Omega}$ es la velocidad angular de la Tierra, \vec{F}_{fr} representa otras posibles fuerzas externas, e_{total} la energía total del sistema, \bar{q} el flujo de calor a través de la superficie y τ_{ij} el tensor de tensiones.

Incluso con computadoras avanzadas, las ecuaciones hidrodinámicas son complejas de resolver numéricamente para largos dominios y períodos de tiempo, por lo que son necesarias algunas simplificaciones. Una aproximación ampliamente utilizada en el estudio de cuerpos de agua superficiales es la denominada aproximación de cuerpo de agua poco profundo –*shallow*

water approximation—, mediante la cual se asume que la escala horizontal del cuerpo de agua es suficientemente mayor que la profundidad del mismo. En otras palabras, la profundidad H es menor a la longitud de onda L que viaja por el mismo:

$$H \ll \frac{1}{k} = \frac{L}{2\pi} \quad \text{Ecuación 32}$$

Donde k es el número de onda. Así, la velocidad c de una onda gravitatoria superficial depende sólo de la gravedad g y de la profundidad:

$$c = \sqrt{gH} \quad \text{Ecuación 33}$$

Además, la escala horizontal de movimiento, dada por L , es mucho mayor que la escala vertical, dada por H . La suposición de cuerpo de agua poco profundo se asume válida cuando la relación anterior es menor al 5%. A su vez, existen tres aproximaciones que caracterizan a un cuerpo de agua poco profunda:

- **Aproximación de Boussinesq:** usada para representar la flotabilidad, asume que el flujo es incompresible —es decir, la densidad no varía con la presión—.

- **Aproximación Hidrostática:** asume que el gradiente vertical de presiones es balanceado por la fuerza debido al exceso de flotabilidad, por lo que las aceleraciones verticales son pequeñas y pueden ser despreciables. Esta aproximación implica que los gradientes verticales de presión son debidos sólo a la densidad. Cuando las escalas horizontales son suficientemente mayores que las escalas verticales, esta aproximación es válida. En la dirección vertical z , la ecuación de momentum resulta:

$$\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial z} = -g \quad \text{Ecuación 34}$$

- **Aproximación cuasi tridimensional:** si las anteriores aproximaciones son válidas, es posible analizar la hidrodinámica de un cuerpo de agua a través de la configuración de un sistema de capas horizontales, donde la relación entre una y otra puede modelarse mediante la suposición de un sistema de fuentes y sumideros en el sentido vertical.

3 CAPÍTULO TERCERO. METODOLOGÍA

En esta sección se enumeran los escenarios simulados –para calibrar y validar el modelo numérico– y modelados –para establecer una base de resultados ante cambios en la hidrodinámica y en el aporte de nutrientes al embalse y presentar recomendaciones a los organismos competentes– mediante Delft3D. Se presentan las configuraciones establecidas para cada escenario, seguidamente de una descripción conceptual del modelo numérico. El capítulo cierra con las variables y procesos no modelados en esta tesis.

3.1 Escenarios de interés

El período estudiado será el de la floración algal del año 2017, abarcando los primeros 4 meses de dicho año. Agrupados en tres conjuntos, son un total de ocho los escenarios propuestos en esta tesis. En la Tabla 11 se presentan las configuraciones de cada uno, donde se remarcan las características modeladas numéricamente y que son explicadas a continuación de la misma.

Tabla 11. Escenarios simulados y modelados.

Grupo	Denominación	Hidrodinámica	Tamaño de celdas [mxm]	Calidad de agua	Perilago	Emisario	Diferencia de nivel [m]
A	Simulación Base	X	25x25	X	X	X	+0.00
	Simulación Refinada	X	12.5x12.5				+0.00
B	Escenario A	X	25x25	X	X	X	-1.00
	Escenario B	X	25x25	X	X	X	+1.00
C	Sin Tratamiento	X	25x25	X	X		+0.00
	Trasvase	X	25x25	X	X		+0.00
	Planta Mejorada	X	25x25	X		X	+0.00
	Cambio de Uso	X	25x25	X	X	X	+0.00

Grupo A

El primer grupo corresponde a dos simulaciones cuya diferencia es el tamaño de las celdas. Se compararán los resultados hidrodinámicos a fin de establecer la resolución de malla óptima con la que se definirán el resto de las modelaciones. Como se verá oportunamente, los resultados demostrarán que el refinamiento no es necesario, por lo que sólo la “Simulación Base” incluirá resultados de Calidad de Agua.

Grupo B

El segundo grupo corresponde a dos modelaciones en las cuales existe, en un rango de la ventana de tiempo analizada, una diferencia de niveles en el embalse con respecto a los niveles medidos. La comparación entre los resultados alcanzados tendrá como objetivo el estudio de la incidencia del manejo de embalse en el grado de eutrofización.

Grupo C

El tercer grupo corresponde a cuatro modelaciones bajo el mismo escenario hidrodinámico simulado, pero modificando las fuentes/sumideros de nutrientes en el embalse. El objetivo de los resultados es el estudio del impacto de los nutrientes, tanto en la cantidad que llega al embalse como en la distribución con la que son liberados. En la modelación “Sin Tratamiento” la totalidad del caudal líquido de la población de Villa Carlos Paz será asociada a la carga del Perilago. A fines prácticos, se ubicará como una fuente puntual cercana al contorno abierto del río San Antonio. En la modelación “Trasvase” el aporte de caudal líquido de la población Villa Carlos Paz al embalse San Roque a través del emisario actual es nulo,

suponiendo la existencia de algún mecanismo de trasvase de cuenca del mismo. En la modelación “Planta Mejorada” la totalidad del caudal líquido de la población Villa Carlos Paz será asociada a la carga del Emisario. Además, la descarga cumplirá con los requisitos asociados a este tipo de vertido, según el Decreto 847/16 “Estándares y Normas sobre Vertidos para la Preservación del Recurso Hídrico de la Provincia”. En la modelación “Cambio de Uso” se evalúan los efectos de la disminución de aporte de fósforo al embalse mediante la implementación de ordenanzas que prohíban el uso de ciertos productos –principalmente de limpieza–. Sin entrar en detalles ni evaluaciones de mercado, se propone de forma directa una disminución de tan sólo el 10% de la concentración con la que este nutriente llega al embalse San Roque.

3.2 Configuración del modelo numérico Delft3D

3.2.1 Batimetría

La cota relativa del labio del vertedero del embalse San Roque es de 35.30 m, mientras que la máxima alcanzable para evitar la inundación de las zonas más bajas de Villa Carlos Paz es de 36.00 m. A su vez, la batimetría actualizada en el año 2016 tiene su máxima curva de nivel a los 35.35 m, por lo que resulta necesario añadir nuevas curvas de nivel por encima de aquélla, conformando una nueva topo-batimetría del embalse San Roque. Empleando imágenes satelitales obtenidas por *Radar SRTM Worldwide Elevation Data –3-arc-second-Resolution–*, se trazan nuevas curvas de nivel fuera de los límites del espejo de agua formado por la curva de nivel límite de la batimetría 2016 y una cota máxima, considerada igual a 700 m.s.n.m., ya que se considera nula la probabilidad de superarla. A partir de esta nueva familia de curvas, mediante interpolación lineal se obtiene una nube de puntos distanciados cada 10 m. Para minimizar el error debido a la falta de precisión generada por la superposición de la nube de puntos medida en campo –batimetría del año 2016– y la obtenida según el procedimiento antes indicado, se realiza un ajuste mediante el software *ArcMap*. Así, se sustrae a ésta última la diferencia media entre los puntos máximos de la primera y los puntos mínimos de la misma. El resultado puede verse en la Figura 30.

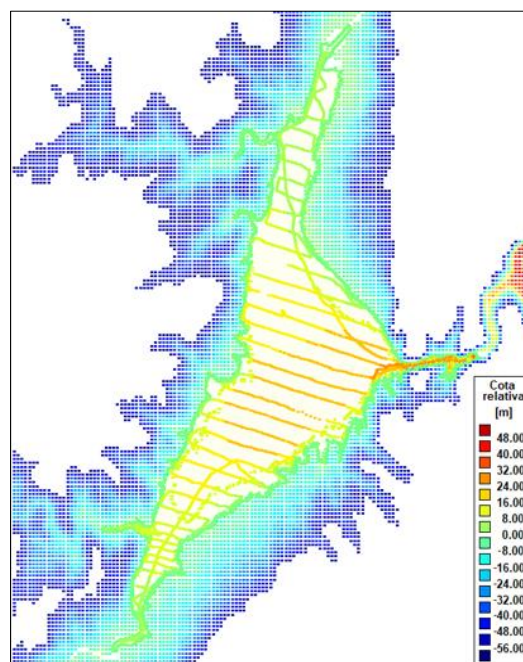


Figura 30. Nube de puntos de la *batimetría 2018*. Las cotas son relativas a los 35.35 m –cota local–.

3.2.2 Volúmenes entrantes y salientes

El término de caudal entrante es el obtenido de la suma de los caudales aportados al embalse por los ríos San Antonio (SA) y Cosquín (C), y los arroyos Los Chorrillos (LC) y Las Mojarras (LM). Por su parte, el término de caudal saliente es el resultado de considerar el flujo evacuado por el vertedero *Morning Glory*, la toma para la producción de energía hidroeléctrica y la válvula de medio fondo de la presa. Es necesario, además, considerar la precipitación y evaporación directa sobre la superficie del lago. No se considerará el aporte del perillago, asumiendo al mismo despreciable debido a la baja superficie asociada. Multiplicados estos caudales por un intervalo de tiempo conveniente, es posible trabajar con volúmenes acumulados, lo que proporciona clara ventaja al momento de relacionar las variables con superficies y niveles, a través de las curvas cota-volumen y cota-superficie del embalse.

En el período de tiempo analizado tanto el río Cosquín como el San Antonio cuentan con un sensor capaz de medir el tirante de agua local. A través de las curvas H-Q presentadas en la sección 1.5.3, las alturas registradas por estos sensores son transformados en caudales estimados. Los tributarios restantes, Los Chorrillos y Las Mojarras, no cuentan con un registro continuo de mediciones, por lo que sus caudales se supondrán constantes a lo largo de cada mes e iguales a los promedios mensuales a lo largo de los 20 años medidos por el INA-CIRSA –Tabla 12–. Resulta notoria la diferencia de entre los valores del San Antonio y del Cosquín, debido a que el método común de asignación de caudales es el de ponderar por área de cuenca y por lo que el segundo debería tener aproximadamente el doble de caudales que el primero –Tabla 2–. Se mantendrán, sin embargo, los resultados de la Tabla 12, asegurando el uso los datos de campañas en forma rigurosa.

Tabla 12. Promedio mensual de caudales de cada tributario a partir de datos medidos por el INA-CIRSA.

MES	SAN ANTONIO [m ³ /s]	COSQUIN [m ³ /s]	LOS CHORRILLOS [m ³ /s]	LAS MOJARRAS [m ³ /s]
1	3.01	1.40	0.60	0.27
2	4.77	2.42	0.84	0.38
3	3.76	2.67	0.78	0.40
4	3.14	2.59	0.66	0.33
5	2.09	2.30	0.56	0.27

El caudal pasante a través de las válvulas de medio fondo y el turbinado por la Empresa Provincial de Energía de Córdoba –EPEC– en el período estudiado son brindados por la Secretaría de Recursos Hídricos de la Provincia de Córdoba. El caudal del vertedero tipo *Morning Glory* es calculado mediante las curvas propuestas por Morillo (2002) y citadas en la sección 1.5.3 –Ecuación 1 y Ecuación 2– a partir del nivel de la superficie del lago.

3.2.3 Niveles medidos

Los niveles medidos en el embalse deben ser correctamente representados en cualquier modelo numérico, ya que influye directamente sobre los volúmenes almacenados, la superficie alcanzada y, por tanto, sobre las concentraciones de las sustancias y todos sus procesos de mezcla en el mismo. Como se estableció anteriormente, las series de caudales entrantes y salientes no son completas en todo el dominio temporal estudiado, por lo que no es a priori posible compatibilizar los niveles medidos con los modelados. Si bien existen procedimientos matemáticos y probabilísticos para suavizar el error, como lo son los modelos estocásticos, coexisten también ciertos inconvenientes. En primer lugar, la serie de datos no es suficiente para emplearlos, sea por su longitud o por la falta de la gran mayoría de valores –

sobre todo durante los períodos de estiaje y de crecidas—. En segundo lugar, la generación de una nueva serie de datos no asegura la compatibilización de los niveles mencionados anteriormente. Por lo tanto, se propone para tal fin la implementación de un balance de masa.

3.2.4 Balance de masa

Linsley et al. (1958) formuló una ecuación básica de balance teniendo en cuenta los procesos hidrológicos que ocurren en un embalse. Planteada en términos de diferencias finitas, puede reescribirse como:

$$\frac{\Delta V}{\Delta t} = Q_{in} - Q + PA_s - E_v A_s \quad \text{Ecuación 35}$$

Donde ΔV es el volumen almacenado en un lago en un tiempo $\Delta t = t_{i+1} - t_i$, Q_{in} es el caudal que ingresa al reservorio por los ríos, Q es el caudal saliente por tomas, vertederos y flujo subterráneo, P es la precipitación sobre el cuerpo de agua, A_s es su área superficial y E_v es la tasa de evapotranspiración del reservorio, entre el tiempo t_i y t_{i+1} . Debido a que los niveles se miden diariamente, es conveniente el uso de todas las variables en dicha frecuencia. La Tabla 13 lista las variables que intervienen en el balance de masa, la condición de su serie – como existente completa, incompleta o inexistente–, la fuente y su curva asociada.

Tabla 13. Lista de variables medidas o calculadas y descripción de las series de tiempos asociadas.

Variable	Serie de tiempo medida	Fuente	Figura
Niveles	Completa	Secretaría de Recursos Hídricos	Figura 31
Caudal Río San Antonio	Incompleta	Estación 604	Figura 32
Caudal Río Cosquín	Incompleta	Estación 2903	Figura 32
Caudal Río Los Chorrillos	Inexistente	Estimada con datos de INA-CIRSA	Figura 32
Caudal Río Las Mojaras	Inexistente	Estimada con datos de INA-CIRSA	Figura 32
Válvulas	Completa	Secretaría de Recursos Hídricos	Figura 33
Toma EPEC	Completa	Secretaría de Recursos Hídricos	Figura 33
Vertedero	Inexistente	*Estimada con curvas de Morillo (2002)	Figura 33
Precipitación	Completa	Estación 1101	Figura 34
Evaporación	Completa	INA-CIRSA	Figura 34
Viento	Completa	INA-CIRSA	Figura 34
Radiación solar	Completa	Estación 1103	Figura 35
Temperatura del aire	Completa	Estación 1102	Figura 35

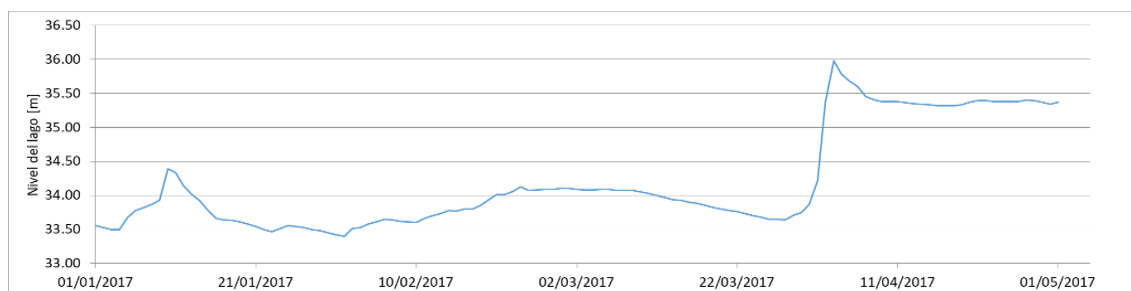


Figura 31. Nivel del embalse (cota local).

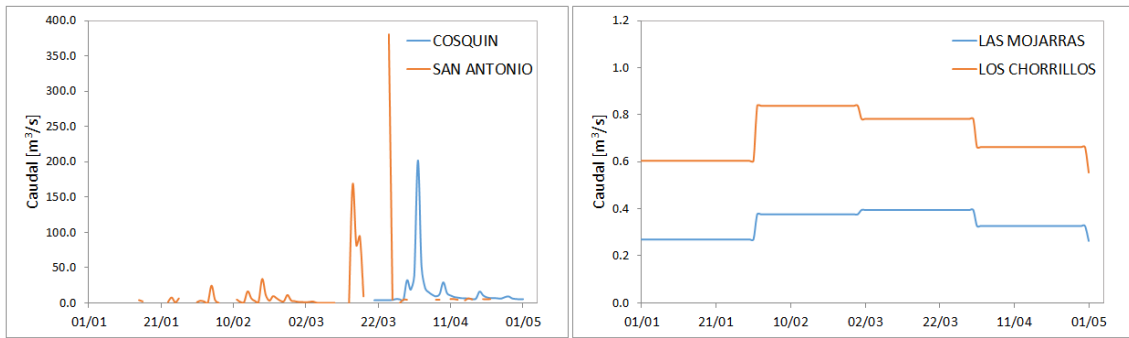


Figura 32. Caudales de los ríos San Antonio, Cosquín, Los Chorrillos y Las Mojarras (año 2017).

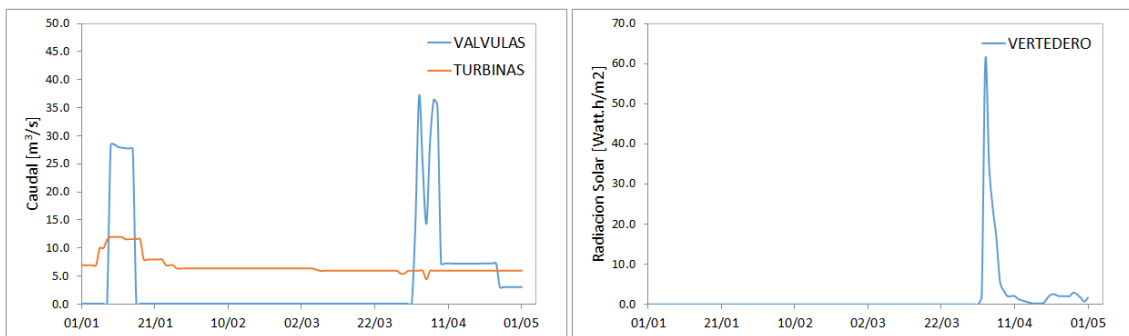


Figura 33. Caudales erogados del embalse (año 2017).

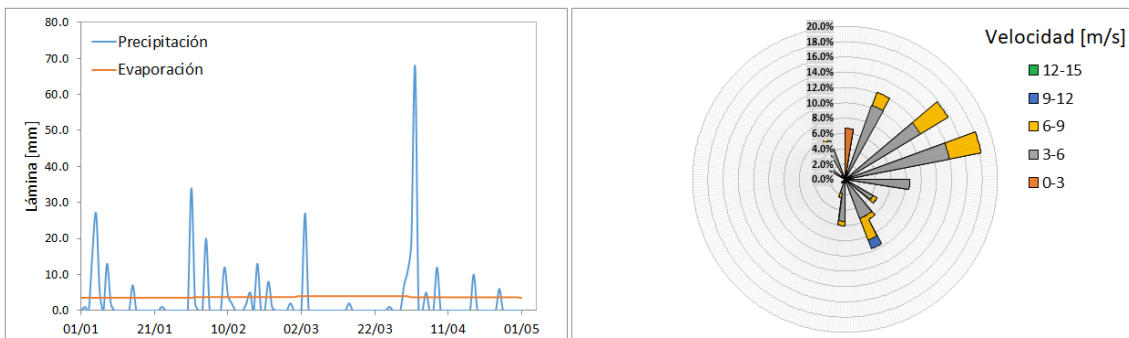


Figura 34. Precipitación, evaporación y rosa de los vientos (año 2017).

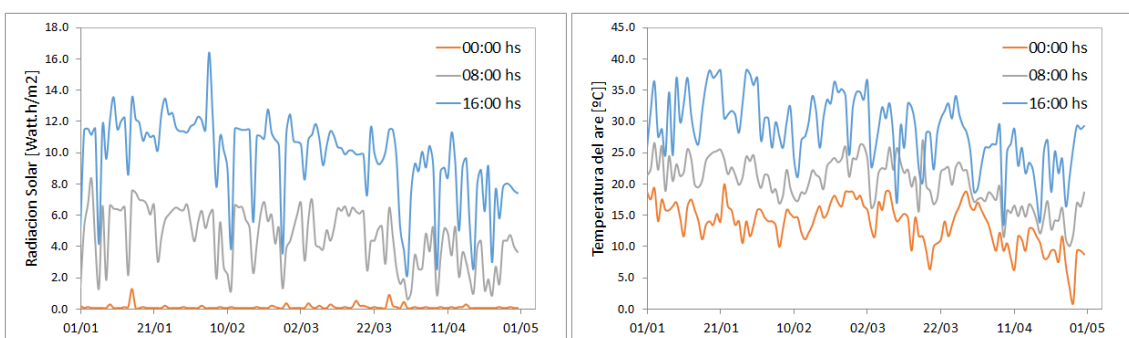


Figura 35. Radiación solar y temperatura de aire (año 2017).

Completando las series incompletas de los ríos San Antonio y Cosquín con los promedios mensuales –Tabla 12–, se constituye un *Escenario Base*. El balance de masa del mismo resulta en volúmenes diarios cuya transformación en niveles se observa en la Figura 36.

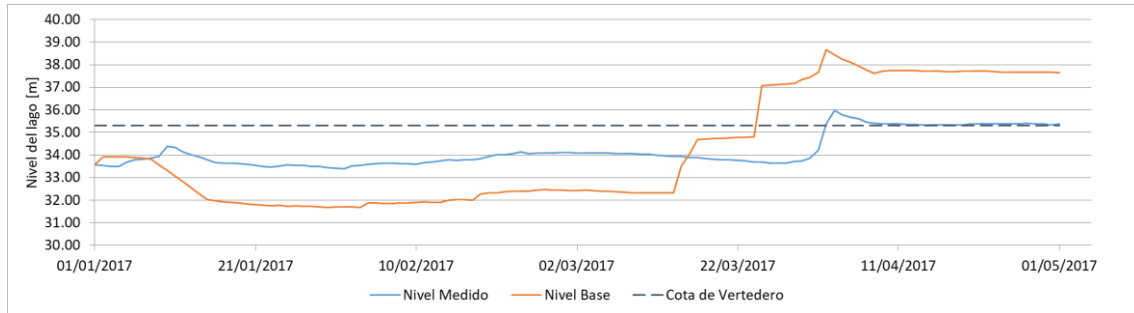


Figura 36. Comparación de los niveles alcanzados en el Escenario Base y los niveles medidos.

Se puede fácilmente distinguir una lluvia no medida por las estaciones alrededor del 10/01/2017, por lo que a partir de este momento hay un déficit de agua. Además, se han registrado lluvias importantes los días 15/03/2017 y 24/03/2017 que no se han visto reflejados en un aumento de los niveles medidos, por lo que hay un sobrante considerable de agua. Resulta evidente en la Figura 35 que estas lluvias no ocurrieron –aun cuando el pluviómetro se encuentra en el perillago y no en las grandes cuencas que verdaderamente aportan–. Se propone, entonces, modificar los caudales ingresantes según la siguiente metodología:

- Realizar el balance de masa del día i y estimar el volumen almacenado [Hm^3]
- Calcular el volumen real del lago a partir del nivel medido [Hm^3]
- Calcular la diferencia entre el volumen estimado en el paso a) y el calculado en b).
- Calcular el caudal necesario [m^3/s] a incorporar o sustraer del reservorio para que la diferencia anterior sea nula, dividiendo el valor calculado en c) por los 1440 s del día.
- Distribuir el caudal necesario en los distintos tributarios, ponderando según el porcentaje relativo de los promedios mensuales –Tabla 12–.

Se deben tener en cuenta, además, que el caudal resultante de cada tributario luego de la distribución no puede ser negativo. En caso de serlo, no se distribuirá en dicho tributario, sino directamente se sustraerá el caudal mediante el uso de las válvulas. Por último, debido a que resulta compleja la modelación de precipitación y evaporación sobre la superficie del agua, ambos caudales se distribuirán en los tributarios.

3.2.5 Discretización espacial y temporal

La *batimetría 2018* del lago San Roque completa –Figura 30– ha sido recortada a partir de los 10 m por encima del nivel del vertedero, aproximadamente. El resultado ha sido discretizado en 40300 elementos de 25mx25m y posteriormente refinado por un factor de dos en 161460 elementos de 12.5mx12.5m. A partir de estas mallas y la batimetría se han generado dos superficies de fondo del lago –Figura 37–. En este estudio se ha computado un modelo sigma de 10 capas en la vertical, con espesores variables del 2, 5, 10, 15, 18, 18, 15, 10, 5, 2 [%] del espesor total.

El tiempo de modelación abarca el período comprendido entre el 01/01/2017 y el 01/05/2017. Los intervalos de tiempo seleccionados son igual a 12 s y 6 s, para las celdas de 25 m de lado y de 12.5 m de lado, respectivamente. Valores por encima del mismo presentan inconvenientes de compatibilización con las frecuencias de otras variables, mientras que a partir de los 15 s ocurren inestabilidades numéricas. En la Tabla 14 se resumen los valores adoptados para ambas discretizaciones.

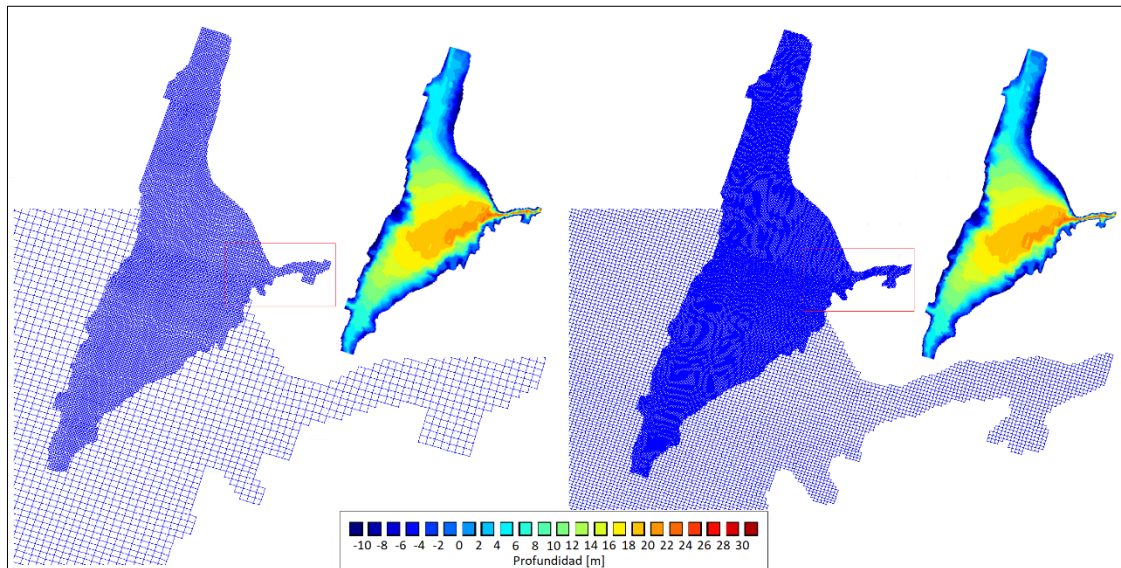


Figura 37. Malla numérica empleada en el Escenario Base de 25mx25m (izquierda) y en el Escenario Refinado de 12.5mx12.5m (derecha) junto a las superficies generadas. De fondo, el refinamiento en la zona de la garganta del embalse.

Tabla 14. Valores finales de la discretización espacial y temporal.

Discretización Espacial			Discretización Temporal		
Característica del elemento	Descripción		Variable	Descripción	
	Base	Refinado		Base	Refinado
Forma horizontal	Rectangular		Período simulado	01/01/2017 – 01/05/2017	
Superficie	625 m ²	156 m ²	Intervalo de tiempo	12 s	6 s
Altura	Variable				
Volumen	Variable		Cantidad de pasos	864000	1728000
Cantidad	40300	161460			

3.2.6 Géneros de fitoplancton modelados

De los géneros medidos por el INA-CIRSA en el embalse –Tabla 7–, en el período de estudio se destacan un total de 23. Éstos han sido convenientemente organizados taxonómicamente en 5 grupos fitoplanctónicos: las Cianobacterias, las Clorófitas, las Diatomeas, las Dinoflageladas y las Flageladas. Para su cuantificación se ha tenido en cuenta sus concentraciones medidas en células por litro –*cél/l*–, llevadas a gramos de carbono por metro cúbico –*gC/m³*– tomando como referencia los valores medios propuestos por diversos autores (Wetzel y Likens, 1991; Jakobsen y Markager, 2016; Ketchum y Redfield, 1949; Bellinger y Sigeo, 2015, Hu, 2014) –Tabla 15–. Delft3D asume la contribución de hasta tres *fenotipos* por fitoplancton –*E*, *N* y *P*–, en los cuales es posible atribuir su sensibilidad a los factores limitantes de energía y nutrientes mediante distintas relaciones estequiométricas.

Tabla 15. Géneros medidos durante el evento, su agrupación taxonómica y su peso en carbono.

Fitoplancton	Género	Peso Seco/C [g/gC]	Peso Seco/célula [g/cél]	C/célula [gC/cél]
Diatomeas	Aulacoseira, Cocconeis, Cyclotella, Cymbella, Diatoma, Gomphonema, Gyrosigma, Hantzschia, Melosira, Navicula, Nitzschia, Stephanodiscus	$3.00 \times 10^{+0}$	1.00×10^{-11}	3.33×10^{-12}
Flageladas	Chroomonas, Cryptomonas	$2.50 \times 10^{+0}$	1.00×10^{-11}	4.00×10^{-12}
Dinoflageladas	Ceratium	$2.50 \times 10^{+0}$	1.00×10^{-11}	4.00×10^{-12}
Cianobacterias	Microcystis, Pseudoanabaena	$2.50 \times 10^{+0}$	1.00×10^{-11}	4.00×10^{-12}
Clorófitas	Closterium, Pediastrum, Ankitrodesmus, Chlamydomonas, Monoraphidium, Scenedesmus	$2.50 \times 10^{+0}$	1.00×10^{-11}	4.00×10^{-12}

3.2.7 Parámetros hidrodinámicos y de calidad

Los parámetros hidrodinámicos y de calidad se presentan en la Tabla 16 y Tabla 17, respectivamente. Se ha utilizado el esquema numérico 16 para resolver los procesos de transporte de diversas sustancias, encontrándose resultados ajustados a los medidos con relativamente bajo costo computacional.

Tabla 16. Parámetros físicos de la simulación numérica.

Variable	Parámetro	Valor
CONSTANTES	Gravedad	9.81 m/s^2
	Densidad del agua	1000 kg/m^3
	Densidad del aire	1 kg/m^3
	Salinidad	31 ppt
	Coeficiente de arrastre de viento A (0 m/s)	0.00063
	Coeficiente de arrastre de viento A (100 m/s)	0.00723
	Coeficiente de arrastre de viento B (100 m/s)	0.00723
RUGOSIDAD	Modelo de rugosidad	Manning
	Distribución	Uniforme
	Rugosidad Horizontal (U)	0.03
	Rugosidad Vertical (V)	0.03
	Condición de deslizamiento	Libre
VISCOSIDAD	Distribución	Uniforme
	Viscosidad de remolino (Horizontal)	$1 \text{ m}^2/\text{s}$
	Difusividad de remolino (Horizontal)	$10 \text{ m}^2/\text{s}$
	Viscosidad de remolino (Vertical)	$0.0001 \text{ m}^2/\text{s}$
	Difusividad de remolino (Horizontal)	$0 \text{ m}^2/\text{s}$
	Escala de longitud de Ozmidov	0 m
	Modelo de cierre de turbulencia	$k-\epsilon$
INTERCAMBIO DE TEMPERATURA	Modelo de flujo de calor	Temperatura por exceso
	Superficie de agua	11110000 m^2
	Interpolación	Lineal
VIENTO	Distribución	Variable en el espacio
	Interpolación	Lineal

Tabla 17. Parámetros de calidad de la simulación numérica.

Plantilla	Parámetro	Valor/Descripción
SUSTANCIAS	Sustancias	Temperatura del agua
		Sólidos en suspensión
		Oxígeno Disuelto
		Nitrato
		Amonio
		Ortofosfato
		Ortofosfato absorbido
		Silicio absorbido
		Cianobacterias
		Algas Dinoflageladas
		Algas Diatomeas
		Algas Flageladas
		Algas Verdes (Clorófitas)
		Demanda de oxígeno de los sedimentos
	Parámetros de salida	Nitrógeno total en las algas
		Fósforo total en las algas
		Silicio total en las algas
		Carbono total en las algas
		Sólidos en suspensión
		Materia inorgánica
		Coeficiente de extinción total de la luz visible
		Coeficiente de extinción de luz visible debido a las algas
		Coeficiente de extinción de luz visible debido a material en suspensión
		Profundidad de Secchi
		Irradiación en la superficie
		Fracción de las algas muertas disueltas como nutrientes
Fracción de las algas muertas que producen detritos		
Fijación de Nitrógeno		
Factores limitantes (nitrógeno, fósforo, sílice, crecimiento y mortalidad)		
Producción primaria neta total		
Flujo de respiración total		
Flujo de sedimentación del fósforo		
Concentración de Clorofila		
Materia inorgánica depositada en el fondo		
Materia orgánica depositada en el fondo		
Concentración de cada especie de algas		

3.2.8 Condiciones de contorno. Puntos de observación

Definida la malla numérica, la frontera del dominio se divide en contornos cerrados y contornos abiertos –Figura 38–. Los primeros abarcan el fondo del embalse, donde actúa la rugosidad, y la superficie del mismo, influenciada principalmente por la radiación solar y los vientos –rigurosamente hablando, la superficie es un contorno abierto cuando se modela precipitación y evaporación–. Los segundos corresponden a sus tributarios y descargas, en los cuales se definirán los caudales y cargas ingresantes y salientes, respectivamente.

Las condiciones de contorno son incorporadas al dominio de forma puntual en términos temporales –día y hora de medición–. La discretización entre cada par de valores se obtiene mediante interpolación lineal. En este trabajo no se modificarán los valores medidos ni se incorporarán valores intermedios de forma, sino que sólo se calibrarán parámetros físicos, químicos y biológicos. Las discrepancias encontradas –luego del mejor ajuste realizado por calibración– serán asociadas a la falta de resolución temporal de los muestreos.

Los puntos de observación utilizados en esta tesis para calibrar el modelo numérico serán CENTRO, DSA, DCQ y DIQUE –Figura 38–, coincidentes con los puntos de muestreo en el embalse CENTRO, DSA, DCQ y TAC.

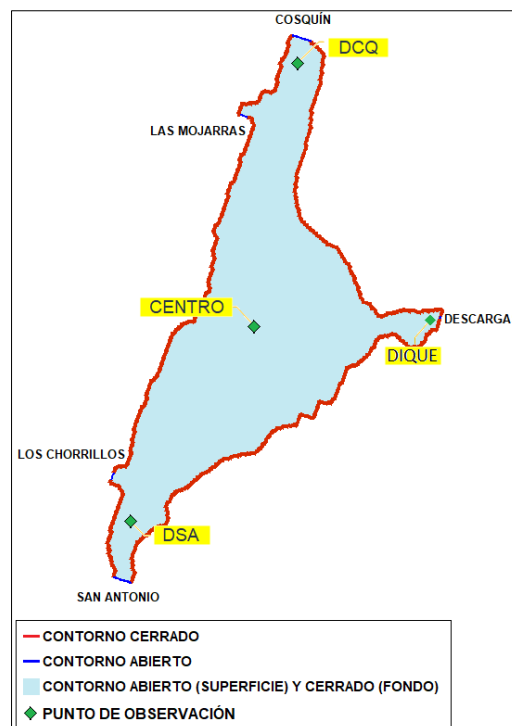


Figura 38. Condiciones de contornos en el modelo numérico.

Si bien las descargas del embalse se pueden modelar en Delft3D a través de estructuras, el módulo de calidad de aguas obliga a que las concentraciones de las diferentes sustancias que las atraviesen sean prescriptas. Debido a esta imposibilidad, se modeló un contorno abierto aguas abajo, donde el caudal atraviesa la celda superior para flujos por el vertedero, una celda a media profundidad para las válvulas y una en un nivel intermedio entre ambas para la toma de agua.

3.2.9 Condiciones iniciales.

Las condiciones iniciales de la simulación, en cuanto a la hidrodinámica, sólo son el nivel del embalse correspondiente al día 31/12/2016 y las temperaturas a distintas profundidades y en los distintos puntos de las mediciones realizadas por el INA-CIRSA durante la campaña previa el día 20/12/2016. Debido a que el campo de velocidades es nulo, el modelo necesitará de cierto tiempo para establecer patrones de flujo estables. En cuanto a calidad, no se ha alcanzado la distribución de sólidos en suspensión compatible con las medidas a partir de un valor constante en todo el embalse como condición inicial, lo que afecta considerablemente la extinción de luz y, por consiguiente, la biomasa algal. Para conseguir esto, se procedió a iterar desde un campo constante de temperaturas y de sólidos en suspensión hasta conseguir perfiles semejantes en el punto de observación CENTRO, e incorporar el campo escalar resultante como condición inicial en la simulación final –Figura 39 y Figura 40–. En particular, dado que la simulación comienza a las 00:00 hs del 01/01/2017, se optó por tomar el perfil de temperatura de las 09:40 hs del 20/12/2016 desfasado en 1 °C en la superficie y coincidiendo en el fondo.

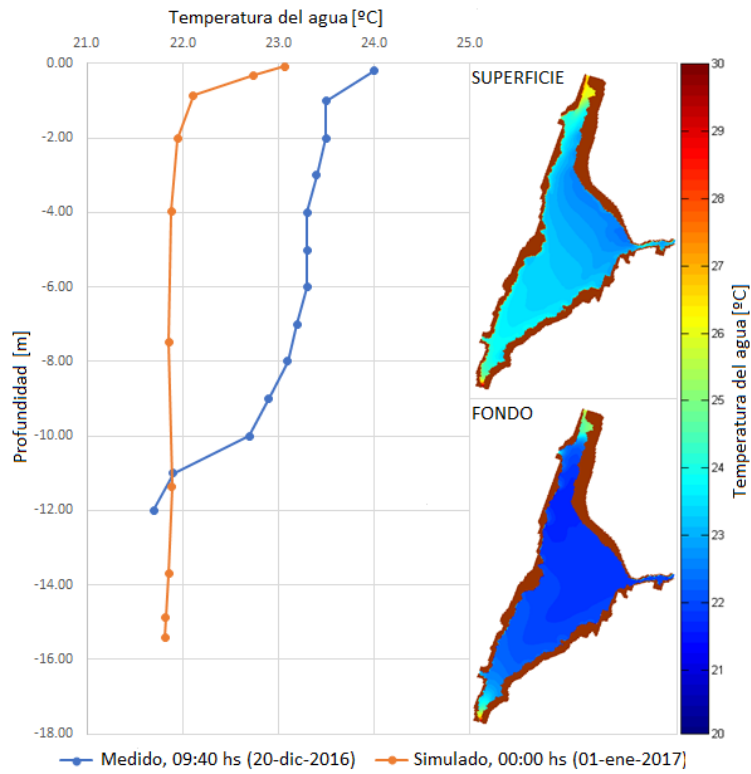


Figura 39. Condición inicial de temperatura del agua.

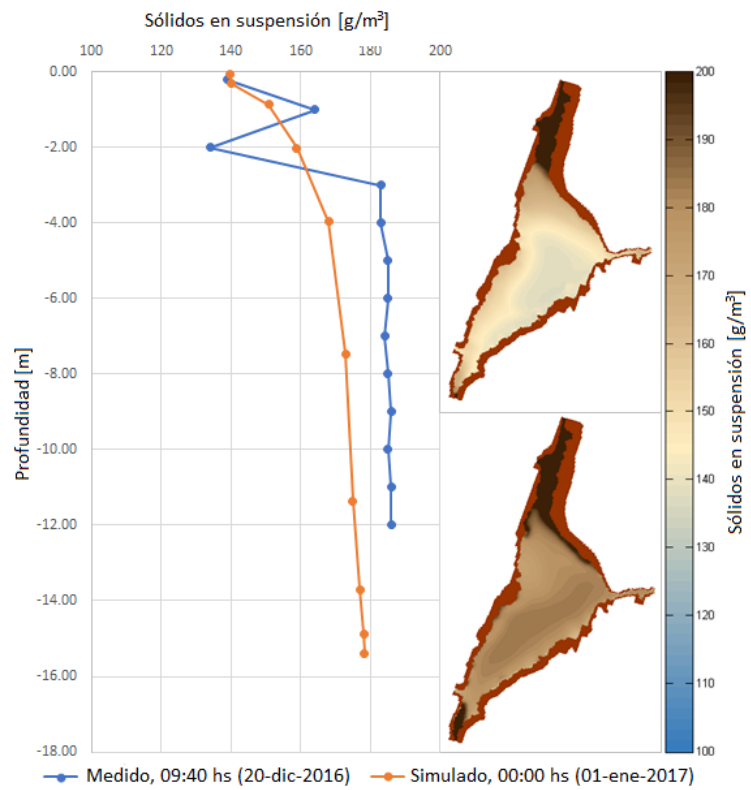


Figura 40. Condición inicial de sedimentos suspendidos.

Los valores iniciales de las sustancias modeladas son obtenidos a partir de la campaña previamente citada, y se resumen en la Tabla 18.

Tabla 18. Condiciones iniciales del módulo de calidad DELWAQ.

Sustancia	Valor	Sustancia	Valor	
Temperatura del agua	Variable	Ortofosfato	0.055 gP/m ³	
Sólidos en suspensión	Variable	Ortofosfato absorbido	0.81 gP/m ³	
Oxígeno Disuelto	8.00 gO ₂ /m ³	Silicio disuelto	0.72 gSi/m ³	
Nitrato	0.05 gN/m ³	Demanda de oxígeno de los sedimentos	1.00 gO ₂ /m ³	
Amonio	0.08 gN/m ³	Diatomeas en sedimentos	10.00 gC/m ²	
Cianobacterias	Tipo E	3.47x10 ⁻² gC/m ³	Diatomeas Tipo E	8.66x10 ⁻³ gC/m ³
	Tipo N	3.47x10 ⁻² gC/m ³	Diatomeas Tipo P	8.66x10 ⁻³ gC/m ³
	Tipo P	3.47x10 ⁻² gC/m ³	Flageladas Tipo E	2.09x10 ⁻² gC/m ³
Dinoflageladas	Tipo E	1.43x10 ⁻² gC/m ³	Tipo E	1.61x10 ⁻³ gC/m ³
	Tipo N	1.43x10 ⁻² gC/m ³	Clorófitas Tipo N	1.61x10 ⁻³ gC/m ³
	Tipo P	1.43x10 ⁻² gC/m ³	Tipo P	1.61x10 ⁻³ gC/m ³

3.2.10 Manejo de embalse

La diferencia de niveles de los escenarios modelados del Grupo B se logra a partir de maniobras de apertura y cierre de las válvulas del embalse. A tal fin, se propone la modificación de las series de tiempo asociadas durante la primera operación llevada a cabo – del 09/01/2017 al 16/01/2017–, tal y como se muestra en la Tabla 19. A partir de la curva Cota-Volumen es posible determinar que se necesita de períodos de seis días para lograr un descenso y un ascenso de 1.00 m, respectivamente a una tasa de 27.00 m³/s. La apertura de válvulas y la activación del vertedero durante la crecida del mes de abril se ajustará de tal manera que permita alcanzar los mismos niveles embalsados hacia el final de estas operaciones en el escenario real, permitiendo comparar las condiciones remanentes.

Tabla 19. Maniobras propuestas de apertura y cierre de las válvulas del embalse.

Fecha	Caudales evacuados [m ³ /s]		
	Simulación Base: +0.00 m	Escenario A: -1.00 m	Escenario B: +1.00
08/01/2017	0.00	0.00	0.00
09/01/2017	-28.45	-28.45	-28.45
10/01/2017	-28.45	-28.45	-12.73
11/01/2017	-28.02	-28.02	0.00
12/01/2017	-27.88	-27.88	0.00
13/01/2017	-27.80	-27.80	0.00
14/01/2017	-27.73	-27.73	0.00
15/01/2017	-27.66	-27.66	0.00
16/01/2017	-12.73	-27.00	0.00
17/01/2017	0.00	-27.00	0.00
18/01/2017	0.00	-27.00	0.00
19/01/2017	0.00	-27.00	0.00
20/01/2017	0.00	-27.00	0.00
21/01/2017	0.00	-27.00	0.00
22/01/2017	0.00	-12.73	0.00

3.2.11 Emisario de la planta depuradora

Localizada en la Variante Costa Azul al noreste de Villa Carlos Paz, la planta depuradora cuenta con una capacidad máxima de 28.000 m³ por día. El volumen medio tratado es, sin

embargo, de 10.000 m³ por día. En la Figura 41 se esquematizan las localidades ubicadas al sur del embalse San Roque y la red de cloacas construidas y proyectadas, junto a las zonas cubiertas por el servicio en dos horizontes –años 2029 y 2039–. La red en color magenta representa el desarrollo actual del sistema. A continuación, se describe la metodología para el cálculo del caudal evacuado por el emisario en el embalse.



Figura 41. Mapa de las localidades ubicadas al sur del embalse San Roque y ubicación de la planta depuradora y emisario de descarga.

3.2.11.1 Población en la Villa Carlos Paz

La población fija de Villa Carlos Paz en el año 2017 puede estimarse a partir de los censos nacionales llevados a cabo hasta la fecha. En la Tabla 20 se muestran los números alcanzados y la tasa de aumento de cada período con respecto al anterior.

Tabla 20. Población de Villa Carlos Paz. Fuente: INDEC

Año	Población fija [hab]	Tasa [%]
1960	6102	-
1970	20056	3.29%
1980	29655	1.48%
1991	40912	1.38%
2001	56407	1.38%
2010	62423	1.11%

En la Figura 42 se grafica la curva poblacional, donde se observan períodos de crecimiento a ritmo no constante. En la Tabla 21 se estima la población para el año 2017 encuentran considerando un crecimiento poblacional lineal, una tasa mínima, una tasa máxima, una tasa promedio de las dos anteriores y utilizando el método de interés compuesto.

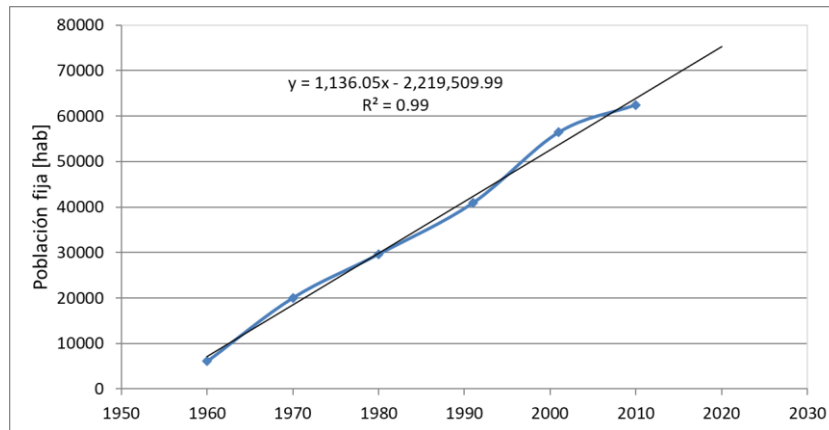


Figura 42. Curva de crecimiento poblacional de Villa Carlos Paz.

Tabla 21. Población fija estimada para el año 2017

Año	Población fija [hab]				
	Lineal	Tasa Mínima (1.11%)	Tasa Máxima (1.38%)	Tasa Promedio	Interés Comp.
2017	71802	69081	86065	77092	86659

Debido a su fuerte actividad turística, coincidente en los períodos de verano y las floraciones algales, es necesario estimar la cantidad de habitantes totales en el período estudiado. Existen informes quincenales acerca de la demanda turística llevados a cabo por el Departamento de Estadísticas de la Secretaría de Turismo de Villa Carlos Paz. La Municipalidad cuenta con un Registro Civil, el cual aporta información en cuanto a la cantidad de población fija. Así, para cada quincena de los meses enero y febrero se tienen valores de cada tipo de población. Los meses restantes del período analizado carecen de informe, por lo que se supondrá la población fija constante y la turística nula, salvo el intervalo de Semana Santa que puede estimarse a partir de los registros de años anteriores mediante extrapolación lineal. En la Tabla 22 se presentan los valores finales de estas consideraciones. Como puede observarse, la población local es próxima a la calculada a partir de las de años anteriores –INDEC– y una tasa máxima o la de interés compuesto. La población de 88296 habitantes será la tomada como fija en este trabajo.

Tabla 22. Población en el primer período de 2017. En blanco, los valores tomados directamente de la fuente y, en gris, valores estimados. Fuente: Departamento de Estadísticas de Villa Carlos Paz.

Mes	Período	Población [hab]	
		Turista	Fija
Enero	1 al 15/1	208285	88296
	16 al 31/1	337515	88296
Febrero	1 al 15 /2	240757	88296
	16 al 29 /2	181004	88296
Marzo	1 al 15/3	0	88296
	16 al 31/3	0	88296
Abril	1 al 15/4	186907	88296
	16 al 31/4	0	88296

Los informes de Demanda Turística presentan la distribución de la población según el tipo de alojamiento. Distinguiendo entre *Hotelería* y *Particulares* –alquileres, cabañas, casas propias, campings, entre otros–, los porcentajes son de un 44% y un 66%, respectivamente. A su vez, tanto la oferta hotelera como la densidad poblacional remanente son diferentes según

la zona de la Villa. Así, se conforman dos áreas como núcleos poblacionales delimitadas por el río San Antonio: Costa Este y Costa Oeste. La Tabla 23 presenta pesos ponderados cualitativos para cada una de éstas, siendo necesario profundizar la investigación.

El caudal líquido de consumo en Villa Carlos Paz es de 381 litros diarios por habitante – www.coopi.com.ar/agua-potable–. Asumiendo pérdidas de un 20%, el caudal entrante en la planta depuradora resulta en promedio de 305 l/hab/día. En base al esquema presentado en la Figura 41 y a la información brindada por la COOPI, podemos proponer porcentajes de conexión para ambas orillas limitando el caudal generado por la capacidad de la planta –28000 m³/día–. Así, conectando un 10% de los usuarios de la Costa Oeste y un 26% de la Costa Este, el caudal líquido es el que se muestra en la Tabla 24, donde la segunda quincena de enero es la que limita dichos porcentajes.

Tabla 23. Ponderaciones cualitativas para la determinación de densidad poblacional.

Área	Porcentaje de habitantes	Oferta Hotelera
Costa Este	0.65	0.80
Costa Oeste	0.35	0.20

Tabla 24. Población total y caudales evacuados para la Costa Oeste y Costa Este.

Mes	Período	Población total [hab]		Costa Oeste No Conectados		Costa Este No Conectados		Emisario	
		Costa Oeste	Costa Este	Habitantes [hab]	Caudal [m ³ /d]	Habitantes [hab]	Caudal [m ³ /d]	Habitantes [hab]	Caudal [m ³ /d]
Enero	1 al 15/1	90121	206460	81109	24722	152780	46567	62692	19108
	16 al 31/1	126863	298948	114177	34801	221221	67428	90413	27558
Febrero	1 al 15/2	97809	231244	88029	26831	171120	52157	69904	21307
	16 al 29/2	81204	188096	73084	22276	139191	42425	57025	17381
Marzo	1 al 15/3	30904	57392	27813	8477	42470	12945	18012	5490
	16 al 31/3	30904	57392	27813	8477	42470	12945	18012	5490
Abril	1 al 15/4	83444	191759	75100	22890	141902	43252	58202	17740
	16 al 31/4	30904	57392	27813	8477	42470	12945	18012	5490

3.2.11.2 Carga de nutrientes

Los contenidos de nitrógeno y de fósforo totales en un volumen unitario de líquido entrante y saliente de a una planta depuradora son otras variables que poseen rangos amplios, por lo que se necesita de mediciones y análisis posterior para su determinación. Para cuantificar los nutrientes volcados de forma directa al perillago se usarán los valores de Novotny y Olem (1994): 35 mgN/l y 10 mgP/l. Para el líquido proveniente de la planta depuradora se usarán, expeditivamente, registros de los parámetros del efluente en el año 2019. En la Tabla 25 se presentan el valor medio, mínimo y máximo de cada uno, como así también el límite establecido por el Decreto 847/16. Este decreto, vigente desde el año 2016, tiene como objeto *establecer los mecanismos de control, fiscalización y seguimiento de las actividades antrópicas que se vinculan a la gestión en materia hídrica, fijar estándares de emisión o efluente, estándares tecnológicos y ambientales para los vertidos de efluentes líquidos a cuerpos receptores del dominio público provincial, promoviendo el uso de los recursos hídricos con visión de sustentabilidad*. Estos estándares se utilizarán en el escenario “Planta Mejorada”, donde la planta depurará el 100% de los líquidos cloacales generados por Villa Carlos Paz.

Tabla 25. Parámetros del efluente volcado en el embalse durante los primeros 3 meses del año 2019, relevados en 32 muestreos. Fuente: Secretaría de Recursos Hídricos de la provincia de Córdoba.

Parámetro	Media	Mínimo	Máximo	Decreto 847/16
Sólidos sedimentables en 10 minutos [ml/l]	7.91	0.10	250.00	<= 0.5
Sólidos sedimentables en 2 horas [ml/l]	3.85	0.10	120.00	< 1.0
Sólidos en suspensión [mg/l]	59.22	2.00	1562.00	<= 40
Fósforo total [mg/l]	0.98	0.10	20.88	<=0.5
Nitrógeno Amoniacal [mg/l]	44.68	11.93	81.95	<=3.0
Nitrito (NO ₂) [mg/l]	0.19	0.05	0.93	<=0.3
Nitrato (NO ₃) [mg/l]	0.96	0.90	1.98	<=10.0
DBO ₅ [mg/l]	5.52	1.00	16.60	<=30.0
DQO [mg/l]	35.00	1.20	1038.40	<=250.0
Bacterias coliformes totales [NMP/100]	1507860	3.00	24000000	<= 5000
Bacterias coliformes Termotolerantes [NMP/100]	1503526	3.00	24000000	<= 1000
Oxígeno Disuelto [mg/l]	4.67	2.40	6.00	>=5.0 (*)

(*) Valor estipulado por CONAMA. Res. Nº 357, 2005.

La carga total de nutrientes resulta entonces de multiplicar las concentraciones de referencia de la tabla anterior por los caudales líquidos salientes de la planta. La hipótesis fuerte a considerar es la de suponer que ambos nutrientes son totalmente biodisponibles para el consumo de la biomasa fitoplanctónica.

3.3 Modelo numérico Delft3D

El software Delft3D, uno de los más utilizados a nivel mundial, permite la modelación tridimensional hidrodinámica, de calidad de agua y morfología. Admite trabajar con mallas no estructuradas, lo que lo hace robusto y versátil para un espectro amplio de problemas. Con un enfoque multidisciplinario integrado, pueden simularse ríos, costas, estuarios, lagos y océanos. Dentro de sus aplicaciones resalta la modelación de la interacción de viento con la superficie de agua, generación de oleaje, el intercambio de calor agua-atmósfera, la erosión, el transporte y deposición de sedimentos, la precipitación y la evaporación, el transporte de contaminantes, el fenómeno de eutrofización y los procesos físicos, biológicos y químicos ligados al mismo.

La disponibilidad de un modelo numérico de tales características y su accesibilidad bajo una *licencia estudiantil de posgrado* son claras ventajas en este proyecto. Además, el amplio uso del software ha permitido la calibración de sus parámetros numéricos, físicos, químicos y biológicos, lo que se refleja en sus actualizaciones periódicas (Los y Wijsman, 2005; Smits, 2007; Blauw, 2009; Stolte y Schueder, 2019). Si bien el código es parcialmente abierto bajo este tipo de licencia, el contenido modificable es una base suficiente para este trabajo que, sin embargo, concluirá con una serie de comentarios al respecto.

Se presentan, a continuación, las hipótesis fundamentales del software Delft3D y una descripción acotada de los módulos que lo componen y que son utilizados en este trabajo (Deltares, 2014a; Deltares, 2014b; Deltares, 2014c).

3.3.1 Hipótesis fundamentales

Delft3D asume ciertas hipótesis, reflejadas tanto en las ecuaciones como en su estructura de cálculo:

❖ En el *sistema de coordenadas σ* se asume que la escala de longitud vertical es mucho menor a la horizontal, lo que permite asumir la *hipótesis de aguas poco profundas*. Así, la ecuación de momento en dirección vertical se reduce a la presión hidrostática, despreciando las aceleraciones verticales frente a las gravitacionales. Cuando esta condición no es válida, Delft3D permite utilizar un modelo de presiones no hidrostáticas, pero sólo es válido para el *sistema de coordenadas Z* .

❖ Se asume la *aproximación de Boussinesq*, por lo que los efectos de la variación de la densidad son sólo tenidos en cuenta en los términos de presión. Esto hace que el modelo no sea capaz de resolver el campo cercano, limitando las simulaciones de descargas.

❖ La *viscosidad es anisotrópica*. Permite incluir los efectos de la turbulencia en los coeficientes de viscosidad y difusividad según las tres direcciones en el espacio.

❖ El flujo a través de los contornos cerrado es nulo.

❖ Las condiciones de contorno para la energía cinética turbulenta y la disipación de la energía en la superficie libre y en el fondo se calculan a partir de la *ley de pared logarítmica*.

❖ Para escalas de flujo suficientemente grandes, los efectos de corte tangencial en una pared pueden despreciarse asumiendo la condición de *desplazamiento libre*. Para escalas pequeñas, son válidas las formulaciones de *desplazamiento parcial o no desplazamiento*.

❖ A falta de especificación de un *modelo de temperatura*, el intercambio de calor a través de la superficie es nulo. El intercambio de calor a través del fondo es siempre nulo.

3.3.2 Módulo de mallado

El *módulo de mallado* de Delft3D permite realizar la discretización horizontal del dominio. Se compone de dos submódulos:

- RGFRID: es utilizado para crear la malla numérica final a través de la generación manual de una malla robusta y la posterior discretización automática según el número de elementos deseados dentro de aquélla.
- QUICKIN: importando los puntos batimétricos en formato *.xyz*, permite generar un modelo digital de elevaciones a partir de la malla construida en el submódulo anterior.

La discretización vertical no forma parte de este módulo, siendo convenientemente detallada en el módulo hidrodinámico. Esto presenta la ventaja de poder modificarla sin necesidad de volver a procesar el módulo de mallado. A su vez, la desventaja radica en no poder visualizar el modelo tridimensional final hasta entonces.

3.3.3 Módulo hidrodinámico

El módulo hidrodinámico resuelve las ecuaciones de continuidad y de Reynolds, Está compuesto por dos submódulos principales:

- FLOW: es utilizado para la definición del escenario hidrodinámico básico a procesar.
- WAVE: a partir de los resultados de FLOW o bien paralelo al mismo, permite la modelación de oleaje a partir del viento y su interacción con estructuras.

Si bien el viento es el agente forzante principal en un lago, en este trabajo no se incorporarán los efectos locales relacionados a la generación de oleaje y su rompimiento, por lo que el submódulo WAVE no será utilizado ni desarrollado. El submódulo FLOW, por su parte, se encuentra organizado en una serie de bloques o componentes: dominio, período de tiempo,

procesos, condiciones iniciales, condiciones de contorno y parámetros físicos. A continuación se describe resumidamente cada componente y la descripción de la metodología numérica con la que Delft3D realiza los cálculos de la hidrodinámica.

3.3.3.1 Dominio

A partir de la malla numérica –RGFGRID– y el modelo digital de elevación –QUICKIN–, se define completamente el dominio del modelo numérico mediante la discretización vertical. A su vez, la generación de “zonas muertas” –es decir, celdas siempre secas y estructuras dentro de los límites del dominio– deben detallarse en esta componente. Merece especial atención la discretización vertical del dominio, por lo que se detalla a continuación.

Discretización vertical

Para un modelo tridimensional, el número de capas del dominio debe ser mayor a la unidad. En caso de ser igual a la misma, el modelo se reduce a un flujo bidimensional. Es posible modelar hasta un total de 100 capas verticales, cuyos espesores deben especificarse según dos configuraciones conceptuales posibles –Figura 43–:

- Con una malla sigma en vertical –*Coordenada σ* –, el espesor de la capa varía con la batimetría y es expresado en porcentaje de la profundidad local. El número de capas activas es, por tanto, constante en todo el dominio;
- Con una malla zeta –*Coordenada Z* –, donde el espesor de la capa en la superficie es determinado por el nivel de agua actual y en el fondo por la profundidad local. El número de capas resulta no constante.

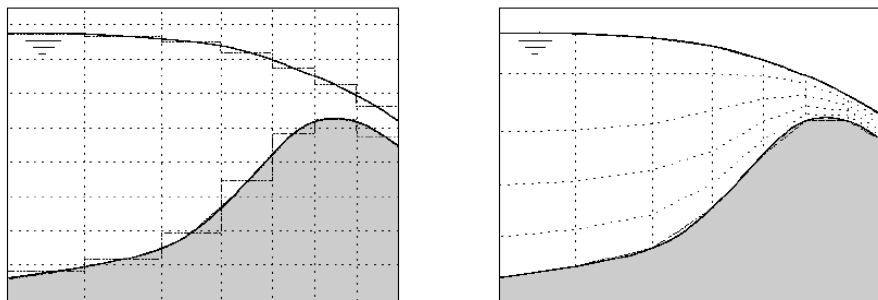


Figura 43. Coordenadas cartesianas (izquierda) y sigma (derecha). Fuente: Bijvelds (2001).

El sistema de coordenadas σ fue introducido por primera vez por Norman Phillips en 1957 para predicciones meteorológicas. En la década del 1970 comenzó a implementarse en cálculos hidrodinámicos, principalmente para modelar flujos circulatorios en océanos y mares, y desde entonces se ha usado en aplicaciones en escalas más pequeñas, donde han comenzado a aparecer dificultades en cuanto a la representación de gradientes de densidad en topografías con pendientes pronunciadas. Cuando el cuerpo de agua potencialmente pueda presentar estratificación y la batimetría es pronunciada, el sistema de coordenada Z es el más apropiado. En estos casos, las capas con coordenada σ siguen el fondo con pendiente elevada, creándose una especie de termoclina no horizontal que no existe en realidad. Así, se generan errores de truncamiento que provocan una mezcla artificial adicional. Sin embargo, las ventajas en cuanto al ajuste de las capas cercanas adyacentes al fondo y a la superficie libre, junto a la gran reducción de esfuerzo computacional con respecto al sistema de coordenadas Z , hacen del sistema σ una opción valiosa para modelar grandes cuerpos de agua. El problema computacional del sistema de coordenadas Z radica en que no todo punto (x,y) tiene necesariamente la misma cantidad de elementos en la vertical. Esto hace que comiencen a aparecer celdas inactivas que, para su procesamiento, necesitan de requerimientos

computacionales importantes. El posible aumento de la discretización de las capas cercanas a los límites superior –superficie libre– e inferior –fondo– resulta no siempre aplicable: las capas deben estar definidas en todo el dominio, lo que se traduce a un refinamiento completo y computacionalmente a la reducción de eficiencia y aumento de costos temporales.

Además de las recomendaciones propias en los manuales del software, existe una tesis de maestría (Cornelissen, 2004) dedicada a la comparación entre los dos sistemas de coordenadas con respecto al tipo de batimetría –pronunciada o suave–, modelo de cierre de la turbulencia –que se verá más adelante–, tendencia a la estratificación, agentes forzantes, entre otras variables. A continuación se enumeran algunas ventajas del sistema de coordenadas σ con la que concluye esta tesis:

- La rutina computacional resulta más eficiente y fácil de implementar dado que la cantidad de capas verticales es la misma para todo el dominio.
- Hay libertad de elección de la resolución vertical cercana al fondo y a la superficie, por lo que los procesos ligados a estos contornos son más fáciles de modelar.
- La topografía del fondo está ajustada.
- La resolución vertical relativa es independiente de la profundidad del agua.
- La consistencia matemática de la discretización espacial es alcanzada cuando las capas están equidistantemente distribuidas en la vertical y su número tiende al infinito.

En el sistema σ existe una inconsistencia en la distribución de presiones debido a la diferencia de densidad entre capas contiguas que puede generar un flujo no real entre las mismas. A su vez, existe una preferencia de mezcla dentro de la misma capa, representado mediante un coeficiente de difusión horizontal de órdenes de magnitud mayor al del coeficiente de difusión vertical, lo que provocaría una mezcla virtual entre los volúmenes de agua de diferente densidad. Sin embargo, se han desarrollado diferentes métodos capaces de eliminar o reducir esta tendencia, aunque su uso requiere de una calibración que muchas veces no es posible llevar a cabo de forma directa (Cornelissen, 2004).

En la Figura 44 se definen las variables a partir de las cuales se calculan las coordenadas σ . Así, en la superficie $z = 0$ y $\sigma = 0$, mientras que $z = -h$ y $\sigma = -1$ en el fondo. En general:

$$\sigma = \frac{z - \zeta}{d + \zeta} = \frac{z - \zeta}{H}$$

Ecuación 36

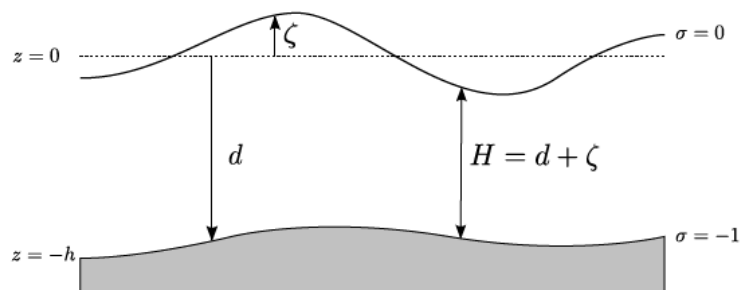


Figura 44. Nivel (ζ), profundidad (d) y profundidad total (H). Fuente: Delft3D Flow User Manual (2014).

3.3.3.2 Tiempo

En esta componente deben especificarse el tiempo inicial y final de la ventana de cálculo, un tiempo de referencia a partir del cual comienzan las series de tiempo de distintas variables y un intervalo de tiempo, que representa la resolución temporal de cálculo.

Para una misma discretización espacial y a iguales valores de tiempo inicial y final, es evidente que el intervalo de tiempo trae aparejado un aumento o disminución importante del esfuerzo computacional necesario para la modelación. Bajo sólo este enfoque, el intervalo a usar sería el requerido para visualizar los datos. Sin embargo, la física y la discretización numérica de las ecuaciones matemáticas resueltas hacen que este intervalo deba ser, en general, ampliamente menor al de visualización. El conjunto de estas restricciones se lo conoce como condición de Courant-Fiedrichs-Lewy (Courant et al., 1928).

Condición de Courant-Fiedrichs-Lewy

En términos generales, el volumen de agua reemplazada dentro de una celda en un paso de tiempo Δt debe ser menor al volumen de la celda V_i . Dicha condición se expresa como:

$$\Delta t < \frac{V_i}{\sum_{j=1}^n Q_{i \rightarrow j}} \quad \text{Ecuación 37}$$

Donde $\sum_{j=1}^n Q_{i \rightarrow j}$ es la sumatoria de los caudales entrantes por cada cara del elemento. Así, intervalo de tiempo Δt se encuentra condicionado por la resolución de la malla numérica y la velocidad con la que la información viaja a través del dominio computacional. Dada una profundidad local H , la velocidad de propagación una onda de este tipo resulta $V_{onda} = \sqrt{gH}$, Donde g es la aceleración de la gravedad. La longitud recorrida por la onda en un intervalo de tiempo Δt debe ser menor al tamaño de la celda computacional en cualquiera de sus direcciones. Así, el caso límite para una celda es su menor longitud y para toda una malla numérica tendrá que verificarse en la celda que posea la menor de todas. Esta condición, que no es otra cosa que la enunciada en forma volumétrica en la Ecuación 37, es posible concebirla bajo la forma de número adimensional, el número de Courant-Fiedrichs-Lewy –CFL–, que está definido para un caso bidimensional como:

$$CFL = \frac{\Delta t \sqrt{gH}}{\min \{\Delta x, \Delta y\}} \quad \text{Ecuación 38}$$

Donde Δx es el tamaño de la celda en la dirección x y Δy es el tamaño de la celda en la dirección y . En general, el CFL no debe exceder el valor de 1, pero para algunos problemas puede variar siempre que se logre la estabilización del fenómeno en tiempo y forma tal que la ganancia computacional amerite los posibles errores numéricos durante cierto período. Para las velocidades relativamente bajas de los lagos, la condición de Courant puede representarse por la velocidad advectiva del flujo bidimensional de la siguiente forma:

$$\Delta t < \frac{\min \{\Delta x, \Delta y\}}{\max \{u, v\}} \quad \text{Ecuación 39}$$

Donde u es la velocidad en la dirección x y v es la velocidad en la dirección y . La estabilidad numérica lograda y la consistencia de las ecuaciones discretizadas en Delft3D permiten asegurar la convergencia de la solución numérica (Lax y Richtmyer, 1956).

3.3.3.3 Procesos

En esta componente es posible activar una serie de variables y sus procesos relacionados capaces de ser resueltos por el software. *Salinidad, temperatura, trazadores y contaminantes, sedimentos, viento, oleaje, flujo secundario y operaciones de dragado y vertido* son las opciones disponibles.

3.3.3.4 Condiciones iniciales y condiciones de contorno

El alcance de una solución estable y el tiempo en el que lo hace depende de las *condiciones iniciales*, por lo que son un requisito indispensable en cualquier modelación numérica. El nivel inicial del lago, el campo de velocidades son las variables básicas y las variables de los procesos activados, deben ser especificadas en cada nodo de la malla.

Las *condiciones de contorno* deben definirse en los bordes de todo el dominio computacional. Está compuesto por la superficie del volumen de cada celda que no está en contacto con otra superficie del volumen de otra. Estas superficies, denominadas *contornos*, se diferencian en *contornos abiertos*, a través de los cuales existe algún tipo de flujo másico, y *contornos cerrados*, en los que no. Delft3D considera todo borde como cerrado a menos que se especifique lo contrario. La superficie libre puede ser un contorno cerrado o un contorno abierto según la variable que se tenga en cuenta. Así, cuando se modelan los procesos de evaporación y precipitación, la misma es un contorno abierto. En caso contrario, no lo es. Lo mismo ocurre con el intercambio de calor entre la atmósfera y el cuerpo de agua.

En esta componente se definen los contornos abiertos, pudiéndose elegir uno entre los siguientes tipos existentes: nivel de agua, velocidad, caudal por celda o total, condición de *Neumann* o condición de *Riemann*. Se establecen series de tiempo especificadas o bien series armónicas o astronómicas calculadas por el software. La distribución vertical puede ser uniforme, logarítmica o descrita para cada capa por separado. Por último, puede establecerse un desfase temporal mediante el método de *Thatcher-Harleman* (Thatcher and Harleman, 1972) para el transporte de sustancias cuando existen condiciones de borde abiertos de entrada y salida de flujo suficientemente próximas entre sí.

3.3.3.5 Parámetros físicos

En esta componente se definen constantes como la aceleración de la gravedad, la densidad del agua y del aire, la salinidad y los coeficientes de arrastre del viento para diferentes velocidades. A su vez, deben especificar variables relacionadas con la rugosidad, la viscosidad, temperatura, viento, transporte de sedimentos, trazadores y contaminantes.

Rugosidad

Se especifica la rugosidad del fondo y de las paredes laterales mediante una de varias fórmulas: Manning, White-Colebrook, Chézy o Z_0 –longitud de rugosidad–. A su vez, la rugosidad puede modelarse como *libre deslizamiento*, en el que se considera nulo el corte tangencial; *parcial*, en el que se especifica una longitud de rugosidad; o *nula* –condición de no deslizamiento–, en la que la velocidad es nula.

Viscosidad y turbulencia

Para aguas poco profundas tridimensionales, los tensores de esfuerzos y de difusión son anisotrópicos. El coeficiente ν_H de viscosidad horizontal de remolino y el de difusividad D_H son significativamente más grandes que los respectivos coeficientes verticales. El módulo hidrodinámico resuelve las *ecuaciones de Navier-Stokes* para flujo incompresible utilizando el modelo RANS –*Reynolds Averaged Navier-Stokes*–. La resolución de las escalas turbulentas es, en la mayoría de los casos, suficientemente superior a la resolución de la malla numérica empleada, por lo que para su solución se utiliza una sub-malla implícita dentro de aquella, aplicándose un HLES –*Horizontal Large Eddy Simulation*–. Así, los coeficientes horizontales se asumen como una superposición de tres partes: una debido a la viscosidad molecular, constante o uniforme a lo largo de todo el dominio y definido por el usuario, $\nu_H^{ambiente}$; otra debida a la turbulencia en dos dimensiones, asociada con la contribución de la cantidad de

movimiento horizontal que no pueden resolverse por la malla numérica y deben resolverse en la sub-malla, v_{S-M} ; y una última, debida a la turbulencia en tres dimensiones, computada siguiendo uno de los modelos de cierre de la turbulencia, v_{3D} .

$$v_H = v_H^{ambiente} + v_{S-M} + v_{3D} \quad \text{Ecuación 40}$$

Delft3D incorpora cuatro modelos de cierre de la turbulencia para determinar v_V y D_V :

1. Coeficientes constantes.
2. Modelo de cierre algebraico –*Algebraic Turbulence Model*–.
3. Modelos de cierre de la turbulencia $k - L$.
4. Modelos de cierre de la turbulencia $k - \varepsilon$.

Los modelos difieren en la prescripción de la energía cinética turbulenta k , su tasa de disipación ε y la longitud de mezcla L . El primer modelo los valores son constantes y especificados por el usuario. Los demás se basan en el concepto de viscosidad de remolino v_{3D} de Kolmogorov (1942) y Prandtl (1945), relacionada a las escalas de longitud L y la energía cinética turbulenta k :

$$v_{3D} = c'_\mu L \sqrt{k} \quad \text{Ecuación 41}$$

Donde c'_μ es una constante determinada por calibración, derivada de la constante empírica c_μ en el modelo $k - \varepsilon$. Según Rodi (1984), $c_\mu = 0.09$ y:

$$c'_\mu = c_\mu^{1/4} \quad \text{Ecuación 42}$$

El modelo de cierre algebraico no tiene involucradas las ecuaciones de transporte para las cantidades turbulentas. Usa una combinación de fórmulas algebraicas para determinar k y L . La energía cinética turbulenta depende de las velocidades o de sus gradientes y de la longitud de mezcla (Bakhmetev, 1932):

$$L = \kappa(z + d) \sqrt{1 - \frac{z + d}{H}} \quad \text{Ecuación 43}$$

Donde κ es la constante de Von Kármán –aproximado a 0,41–, z la altura sobre el fondo, d la profundidad por debajo de un plano de referencia y H la profundidad total. Para un flujo homogéneo esto lleva a un perfil de velocidades logarítmico.

En el caso de gradientes verticales de densidad, los intercambios de turbulencia están limitados por las fuerzas de flotabilidad, y la escala de mezcla L de la ecuación anterior debe ser modificada. Por otro lado, grandes gradientes de velocidad incrementan la mezcla turbulenta y pueden debilitar la estratificación. Estos gradientes permiten caracterizar la estabilidad de la estratificación mediante el número de Richardson R_i como la interacción entre las fuerzas gravitacionales B_k y la producción de corte turbulento P_k :

$$R_i = \frac{B_k}{P_k} = \frac{-g \frac{\partial \rho}{\partial z}}{\rho \left[\left(\frac{\partial u}{\partial z} \right)^2 + \left(\frac{\partial v}{\partial z} \right)^2 \right]} \quad \text{Ecuación 44}$$

Para $Ri \geq 0$ la estratificación es estable y la mezcla turbulenta es pequeña. Para $Ri < 0$, la estratificación es inestable, con mayor mezcla. Matemáticamente esto puede ser descrito mediante una función F_L que depende del número R_i (Simonin et al., 1989):

$$L = k(z + d) \sqrt{1 - \frac{z + d}{H} F_{L(R_i)}} \quad \text{Ecuación 45}$$

Esta función $F_{L(R_i)}$ ha sido determinada para condiciones de laboratorios. El modelo algebraico usa la formulación de Busch (1972) para describirla:

$$F_{L(R_i)} = \begin{cases} e^{-2.3R_i}, & R_i \geq 0 \\ (1 - 14R_i)^{0.5}, & R_i < 0 \end{cases} \quad \text{Ecuación 46}$$

El tercer modelo de cierre involucra una ecuación de transporte para encontrar la energía cinética turbulenta k y es denominado esquema de cierre de la turbulencia de primer orden. La longitud de mezcla L es prescrita analíticamente y se usan las mismas formulaciones que para el modelo algebraico.

El cuarto modelo es un esquema de cierre de la turbulencia de segundo orden. Tanto la energía cinética turbulenta k como la tasa de disipación de la energía cinética turbulenta ε son calculadas por una ecuación de transporte. La longitud de mezcla L y la viscosidad ν_{3D} son determinadas a partir de k y ε , siendo ahora una propiedad del flujo. En el caso de estratificación será necesaria una función de amortiguamiento análoga a $F_{L(R_i)}$ (Ecuación 46).

La difusividad de remolino D_{3D} se obtiene de la viscosidad de remolino ν_{3D} según:

$$D_{3D} = \frac{\nu_{3D}}{\sigma_c} \quad \text{Ecuación 47}$$

El parámetro σ_c es el número de Prandtl-Schmidt y su valor depende de la sustancia C y es afectado por la estratificación. Se puede expresar como:

$$\sigma_c = \sigma_{c_0} F_\sigma(R_i) \quad \text{Ecuación 48}$$

Donde σ_{c_0} es una constante para cada sustancia. $F_\sigma(R_i)$ es una función de amortiguamiento que depende del grado de estratificación y está en función del número de Richardson. Estos valores se resumen en la Tabla 26, junto a otros que se usarán más adelante.

Tabla 26. Número de Prandtl-Schmidt base para el transporte de distintas variables, según el modelo de cierre de la turbulencia empleado.

Proceso	Denominación	Número de Prandtl-Schmidt base, σ_{c_0}	Modelo de cierre
Transporte de calor, salinidad y trazadores.	σ_ρ	0.7	Todos
Transporte de sedimentos	σ_ρ	1.0	Todos
Transporte de energía cinética turbulenta k	σ_k	1.0	$k - \varepsilon$
Transporte de disipación de energía cinética turbulenta ε	σ_ε	1.3	$k - \varepsilon$
Número molecular para la salinidad	σ_{mol}	2000	$k - \varepsilon$
Número molecular para la temperatura	σ_{mol}	6.7	$k - \varepsilon$

Para el modelo de cierre algebraico de la turbulencia, la función de amortiguamiento $F_\sigma(R_i)$ es obtenida de la fórmula de Munk-Anderson (Munk y Anderson, 1948):

$$F_{\sigma(R_i)} = \begin{cases} \frac{(1 + 3.33R_i)^{1.5}}{\sqrt{1 + 10R_i}}, & R_i \geq 0 \\ 1, & R_i < 0 \end{cases} \quad \text{Ecuación 49}$$

Las funciones de amortiguamiento F_L y F_σ han sido calibradas a partir mediciones de flujos turbulentos estratificados estacionarios y estables. En la formulación matemática, los flujos son instantáneamente influenciados por los cambios en los gradientes verticales de la velocidad y densidad. Por ejemplo, para la ecuación de transporte de calor, para pequeños gradientes de temperatura los flujos de calor se incrementan cuando los gradientes de temperatura lo hacen, pero para grandes gradientes de temperatura los flujos de calor decrecen porque la difusividad vertical de remolino está amortiguada. Para flujos fuertemente estratificados $-R_i > 1$, el modelo $k - \varepsilon$ es aconsejado ya que no se usan funciones de amortiguamiento debido a que la influencia de la estratificación en las longitudes de mezcla es tenida en cuenta en los términos de flotabilidad en las ecuaciones para k y para ε . Entonces $F_\sigma = F_L = 1$ para todo R_i . Esta es una de las principales ventajas del modelo, ya que suelen ocurrir errores numéricos provocados por las funciones de amortiguamiento al generarse perfiles escalonados de longitud de mezcla o de números de Prandtl-Schmidt carentes de sentido físico (Deleersnijder y Luyten, 1994).

En casos de flujos fuertemente estratificados, la viscosidad vertical de remolino es necesaria para amortiguar las oscilaciones cortas generadas por fenómenos como el secado y la inundación, condiciones de contorno, fuerzas de viento, entre otros. Sin este valor, las oscilaciones sólo serían amortiguadas en la capa inferior. El valor sugerido para esto depende de la aplicación, pero debe ser pequeño comparado con la viscosidad vertical de remolino calculada por el modelo de cierre de la turbulencia. Delft3D recomienda, basado en la experiencia de diferentes estudios en estuarios y lagos estratificados, un valor mínimo de entre 10^{-4} y 10^{-3} m²/s.

Para la difusividad hay argumentos similares a los de la viscosidad. Sin embargo, la difusividad vertical genera mezcla adicional en dicha dirección a través de la termoclina en lagos estratificados. Así, este valor debe reducirse sólo a la difusión molecular. No obstante, puede existir una mezcla vertical inducida por corte y rotura de ondas internas, por lo cual se sugiere aplicar una difusividad del orden de 10^{-4} a 10^{-5} m²/s. Para flujos estratificados estables, la difusividad mínima puede ser expresada como la máxima entre la computada por el modelo de turbulencia, D_{3D} , y una relacionada con la *escala de longitud de Ozmidov*, L_{oz} , especificada por el usuario, y la *frecuencia Brunt-Väisälä* de ondas internas:

$$D_v = \text{máx} \left(D_{3D}, 0.2L_{oz}^2 \sqrt{-\frac{g}{\rho} \frac{\partial \rho}{\partial z}} \right) \quad \text{Ecuación 50}$$

Donde g es la aceleración de la gravedad, ρ la densidad del agua y $\frac{\partial \rho}{\partial z}$ el gradiente de densidad en dirección vertical.

Los modelos de cierre de la turbulencia no tienen en cuenta la mezcla vertical inducida por el corte y el quiebre de ondas de gravedad internas. Estas ondas pueden ser determinadas usando ecuaciones de transporte adicionales para el modelo de Energía de Onda Interna *-IWE-model-*, que describe la transferencia de energía desde las ondas internas a la turbulencia como así también las excitaciones de las ondas internas debidas a la misma. La aproximación

más simple para simular efectos de este tipo es mediante la introducción de coeficientes constantes de mezcla vertical v , y de calor y materia modificando de la difusividad D .

El modelo de cierre a utilizar en este trabajo será el $k - \varepsilon$ por la clara ventaja que representa en cuerpos de agua potencialmente estratificados. Este modelo fue ampliamente utilizado para simular este tipo de flujos y verificados a través de la evolución estacional de la termoclina en trabajos como Postma et al. (1999) y Burchard y Baumert (1995). Debido a esto se presenta a continuación un resumen de la implementación de dicho modelo en Delft3D.

Modelo de cierre de la turbulencia $k - \varepsilon$

La longitud de mezcla es determinada a partir de la energía cinética turbulenta k y la disipación de energía ε como:

$$L = c_D \frac{k\sqrt{k}}{\varepsilon} \quad \text{Ecuación 51}$$

Donde c_D es igual a:

$$c_D = c_\mu^{3/4} = \frac{c_\mu}{c'_\mu} \quad \text{Ecuación 52}$$

Las ecuaciones de transporte para k y ε son acopladas por las medias de sus respectivos coeficientes de difusividad de remolino $-D_k$ y D_ε y los términos de disipación. Despreciando los términos de producción debido al oleaje, las ecuaciones resultan:

$$\frac{\partial k}{\partial t} + \frac{u}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{\partial k}{\partial \xi} + \frac{v}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial k}{\partial \eta} + \frac{w}{d + \zeta} \frac{\partial k}{\partial \sigma} = \frac{1}{(d + \zeta)^2} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(D_k \frac{\partial k}{\partial \sigma} \right) + P_k + B_k - \varepsilon \quad \text{Ecuación 53}$$

$$\frac{\partial \varepsilon}{\partial t} + \frac{u}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{\partial \varepsilon}{\partial \xi} + \frac{v}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \varepsilon}{\partial \eta} + \frac{w}{d + \zeta} \frac{\partial \varepsilon}{\partial \sigma} = \frac{1}{(d + \zeta)^2} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(D_\varepsilon \frac{\partial \varepsilon}{\partial \sigma} \right) + P_\varepsilon + B_\varepsilon - c_{2\varepsilon} \frac{\varepsilon^2}{k} \quad \text{Ecuación 54}$$

El primer miembro de las ecuaciones anteriores no es otra cosa que la suma de la derivada temporal y el término advectivo expresado en coordenadas σ . El segundo miembro está compuesto un término de difusividad $-D_i$, de producción $-P_i$, de flotabilidad $-B_i$ y un último que representa el acoplamiento directo entre ambas ecuaciones:

$$D_k = \frac{v_{mol}}{\sigma_{mol}} + \frac{v_{3D}}{\sigma_k} \quad \text{Ecuación 55}$$

$$D_\varepsilon = \frac{v_{3D}}{\sigma_\varepsilon} \quad \text{Ecuación 56}$$

$$P_k = v_{3D} \frac{1}{(d + \zeta)^2} \left[\left(\frac{\partial u}{\partial \sigma} \right)^2 + \left(\frac{\partial v}{\partial \sigma} \right)^2 \right] \quad \text{Ecuación 57}$$

$$P_\varepsilon = c_{1\varepsilon} \frac{\varepsilon}{k} P_k \quad \text{Ecuación 58}$$

$$B_k = \frac{v_{3D}}{\rho \sigma} \frac{g}{H} \frac{\partial \rho}{\partial \sigma} \quad \text{Ecuación 59}$$

$$B_\varepsilon = c_{2\varepsilon} \frac{\varepsilon}{k} (1 - c_{3\varepsilon}) B_k \quad \text{Ecuación 60}$$

Donde las constantes calibradas ($c_{1\varepsilon} = 1.44$, $c_{2\varepsilon} = 1.92$ y $c_{3\varepsilon} = 0.0$, para estratificación inestable, o $c_{3\varepsilon} = 1.0$, para estratificación estable) relacionan los términos de la energía turbulenta con los de dispersión; ν_{mol} la viscosidad cinemática del agua; σ_i son los números de Prandtl-Schmidt ya definidos en la Tabla 26.

Reemplazando la Ecuación 51 y Ecuación 52 en la Ecuación 41:

$$\nu_{3D} = c_\mu \frac{k^2}{\varepsilon} \quad \text{Ecuación 61}$$

Para la ecuación de transporte de la energía cinética turbulenta k y el de disipación ε se aplican las siguientes condiciones de contorno:

$$k|_{\sigma=-1} = \frac{u_{*b}^2}{\sqrt{c_\mu}} \quad \text{Ecuación 62}$$

$$k|_{\sigma=0} = \frac{u_{*s}^2}{\sqrt{c_\mu}} \quad \text{Ecuación 63}$$

$$\varepsilon|_{\sigma=-1} = \frac{u_{*b}^3}{\kappa z_0} \quad \text{Ecuación 64}$$

$$\varepsilon|_{\sigma=0} = \frac{u_{*s}^3}{\frac{1}{2} \kappa \Delta z_s} \quad \text{Ecuación 65}$$

Donde u_{*b} y u_{*s} son las velocidades de corte en el fondo y en la superficie, respectivamente. El primero dependerá de la velocidad alcanzada en el fondo u_b , mientras que el segundo dependerá directamente del viento:

$$u_{*b} = \frac{\kappa}{\ln\left(1 + \frac{\Delta z_b}{z_0}\right)} u_b \quad \text{Ecuación 66}$$

$$u_{*s} = \left(\frac{\rho_a C_d U_{10}^2}{\rho_0}\right)^{1/2} \quad \text{Ecuación 67}$$

Donde Δz_b es el espesor de la capa más profunda, z_0 la altura de rugosidad, ρ_a la densidad del aire, ρ_0 la densidad del agua en la capa superficial, C_d el coeficiente de arrastre del viento y U_{10} su velocidad, a 10 metros sobre la superficie.

Temperatura

Se debe especificar la forma de intercambio de calor a través de la superficie libre. Se puede seleccionar uno de los siguientes modelos:

- *Sin flujo*: la temperatura es la misma en todo el dominio;
- *Flujo absoluto con radiación solar total*: la humedad relativa, la temperatura del aire y la radiación solar de onda corta para un cielo despejado son variables de entrada. La radiación neta atmosférica –onda larga– y las pérdidas de calor debidas a la evaporación y convección son computadas por el modelo.
- *Flujo absoluto, radiación solar neta*: la humedad relativa, la temperatura del aire y la combinación de la radiación atmosférica de onda larga y de onda corta son variables de

entrada. Los términos relacionados con las pérdidas de calor debidos a la evaporación y la convección son computados por el modelo.

- *Temperatura en exceso*: sólo requiere la temperatura del aire. El intercambio de flujo en la interface aire-agua es computado.
- *Modelo Murakami*: la humedad relativa, la temperatura del aire y la radiación solar de onda corta son variables de entrada. La radiación efectiva reflejada y las pérdidas de calor debidas a la evaporación y la convección son computadas por el modelo. La radiación entrante es absorbida como una función de la profundidad. Es un modelo de flujo de calor calibrado y ampliamente verificado para aguas japonesas.
- *Modelo Ocean*: la humedad relativa, la temperatura del aire y la fracción del cielo cubierta por nubes son variables de entrada. La radiación reflejada efectiva y las pérdidas debidas a la evaporación y a la convección son computadas por el modelo. Además, cuando las condiciones del aire y del agua son tales que la convección libre ocurre, la convección libre del calor latente y sensible es computada por el modelo y añadidas a la fuerza de convección. Esta formulación del modelo típicamente se aplica a grandes cuerpos de agua.

El cambio de temperatura ΔT_{sup} en la capa superficial en un tiempo Δt es igual a:

$$\frac{\Delta T_{sup}}{\Delta t} = \frac{F Q_{total}}{\rho_w c_p \Delta z_s} \quad \text{Ecuación 68}$$

Siendo ρ_w la densidad del agua, c_p el calor específico de la misma y Δz_s el espesor de la capa superficial. Cada método calcula el flujo de calor Q_{total} de forma diferente. F es un factor de intercambio usado para calibrar el modelo. En la Ecuación 68 el total de la radiación solar –o la temperatura del aire– es tomado sólo por la capa superficial y los procesos de transporte transmiten el cambio de temperatura hacia las profundidades. Para capas superficiales de poco espesor pueden existir ciertos inconvenientes que llevan a sobrestimarla. Los métodos Murakami y Ocean incluyen una función de distribución de la radiación solar en la profundidad, corrigiendo el problema. Por su sencillez en cuanto a la implementación y calibración, se utilizará el modelo *Temperatura en exceso*, que se describe a continuación.

Temperatura en exceso

Basado en Sweers (1976), el flujo de calor total Q_{total} $-J/m^2s$ – intercambiado entre la superficie del agua T_{sup} y la atmósfera T_{atm} –ambas en $^{\circ}C$ – es igual a:

$$Q_{total} = -\lambda (T_{sup} - T_{atm}) \quad \text{Ecuación 69}$$

Donde λ es un coeficiente de ajuste que depende de la temperatura superficial y de la intensidad de viento U_{10} :

$$\lambda = 4.48 + 0.049 T_{sup} + f_{(U_{10})} (1.12 + 0.018 T_{sup} + 0.00158 T_{sup}^2) \quad \text{Ecuación 70}$$

$$f_{(U_{10})} = (3.5 + 2.0 U_{10}) \left(\frac{5.0 \times 10^6}{S} \right)^{0.05} \quad \text{Ecuación 71}$$

Siendo S es la superficie expuesta, en m^2 .

3.3.3.6 Discretización numérica

El método numérico en Delft3D está basado en diferencias finitas. La discretización de las ecuaciones en el espacio se hace luego de cubrir el dominio modelado por una malla

curvilínea ortogonal. Así, la transformación del dominio físico al dominio computacional se realiza mediante dos variables, $\sqrt{G_{\xi\xi}}$ y $\sqrt{G_{\eta\eta}}$, como se puede ver en la Figura 45. Las nuevas coordenadas y los cambios de variables en las ecuaciones de continuidad y cantidad de movimiento presentan ventajas en cuanto a la implementación de condiciones de contorno y previene ciertas oscilaciones numéricas de los niveles de agua Stelling (1984).

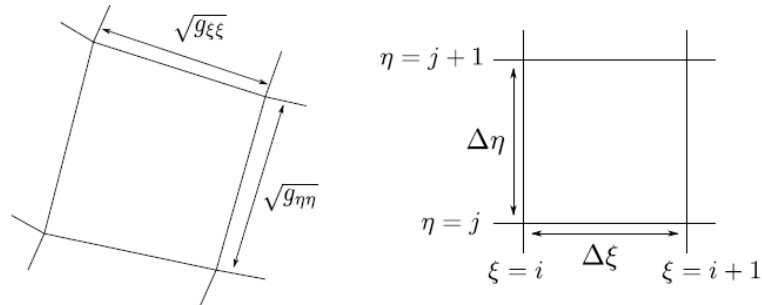


Figura 45. Transformación del espacio físico (izquierda) en el espacio numérico (derecha). Fuente: Delft3D Flow User Manual (2014).

La discretización espacial de los términos advectivos se resuelve mediante tres opciones posibles:

- *Esquema WAQUA*: el término de advección normal se discretiza con diferencias centrales, mientras que el término de advección cruzado se resuelve con un esquema denominado *error de fase disipativa reducida*, en el que se divide una diferencia de tercer orden hacia adelante en dos diferencias centrales consecutivamente resueltas.
- *Método Cíclico*: utiliza el *error de fase disipativa reducida* para ambos términos advectivos.
- *Esquema de inundación*: usado para modelar flujos bidimensionales rápidamente variados.

El método Cíclico es el usado por defecto y es el empleado en este trabajo. Los términos advectivos se resuelven de forma implícita a partir del paso de tiempo anterior. Para la discretización temporal, Delft3D utiliza el método ADI *–Implícito de Direcciones Alternadas–*. Introducido por Leendertse (1967), Leendertse y Gritton (1971) y Leendertse et al. (1973), se divide cada paso de tiempo en dos etapas iguales $-\Delta t/2-$, en cada una de las cuales se resuelven todas las ecuaciones con una precisión mínima de segundo orden en el espacio. En la primera se calcula el nivel de agua de forma implícita en la ecuación de continuidad discretizada, mientras que en la segunda etapa se calcula el término advectivo al sustituir este nivel en las ecuaciones discretizadas de cantidad de movimiento.

3.3.3.7 Ecuaciones básicas

Conservación de masa

La conservación de masa se calcula en términos medios con respecto a la profundidad para un flujo incompresible $-\nabla \cdot \vec{u} = 0-$, teniendo en cuenta las condiciones cinemáticas en la superficie y en el fondo:

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{1}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \left((d + \zeta) U \sqrt{G_{\eta\eta}} \right)}{\partial \xi} + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{1}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \left((d + \zeta) V \sqrt{G_{\xi\xi}} \right)}{\partial \eta} = (d + \zeta) Q \quad \text{Ecuación 72}$$

Donde $\sqrt{G_{\xi\xi}}$ y $\sqrt{G_{\eta\eta}}$ son coeficientes para transformar las coordenadas curvilíneas a coordenadas rectangulares; U y V son las velocidades promediadas en la profundidad en la dirección ξ y η , respectivamente; y Q es el caudal por unidad de área que ingresa al sistema, considerando fuentes puntuales de entrada q_{ent} y no puntuales de precipitación P , junto a sumideros puntuales de salida q_{sal} y no puntuales de evaporación E :

$$U = \frac{1}{d + \zeta} \int_d^\zeta u \, dz = \int_{-1}^0 u \, d\sigma \quad \text{Ecuación 73}$$

$$V = \frac{1}{d + \zeta} \int_d^\zeta v \, dz = \int_{-1}^0 v \, d\sigma \quad \text{Ecuación 74}$$

$$Q = \int_{-1}^0 (q_{ent} - q_{sal}) \, d\sigma + P - E \quad \text{Ecuación 75}$$

Donde u y v son las velocidades horizontales en las direcciones ξ y η , respectivamente.

Cantidad de movimiento

Las ecuaciones de cantidad de movimiento se formulan despreciando las variaciones de densidad, que se tienen en cuenta en los términos de gradientes de presión P_ξ y P_η :

$$\frac{1}{\rho_0 \sqrt{G_{\xi\xi}}} P_\xi = \frac{g}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{\partial \zeta}{\partial \xi} + g \frac{d + \zeta}{\rho_0 \sqrt{G_{\xi\xi}}} \int_\sigma^0 \left(\frac{\partial \rho}{\partial \xi} + \frac{\partial \rho}{\partial \sigma} \frac{\partial \sigma}{\partial \xi} \right) d\sigma \quad \text{Ecuación 76}$$

$$\frac{1}{\rho_0 \sqrt{G_{\eta\eta}}} P_\eta = \frac{g}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \zeta}{\partial \eta} + g \frac{d + \zeta}{\rho_0 \sqrt{G_{\eta\eta}}} \int_\sigma^0 \left(\frac{\partial \rho}{\partial \eta} + \frac{\partial \rho}{\partial \sigma} \frac{\partial \sigma}{\partial \eta} \right) d\sigma \quad \text{Ecuación 77}$$

Donde el primer término del segundo miembro es el gradiente de presión barotrópica y el segundo es el gradiente de presión baroclínica. Así, las ecuaciones de cantidad de movimiento resultan:

$$\begin{aligned} \frac{\partial u}{\partial t} + \frac{u}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{\partial u}{\partial \xi} + \frac{v}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial u}{\partial \eta} + \frac{w}{d + \zeta} \frac{\partial u}{\partial \sigma} - \frac{v^2}{\sqrt{G_{\xi\xi}} \sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \sqrt{G_{\eta\eta}}}{\partial \xi} + \frac{uv}{\sqrt{G_{\xi\xi}} \sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \sqrt{G_{\eta\eta}}}{\partial \xi} - f v \\ = - \frac{1}{\rho_0 \sqrt{G_{\xi\xi}}} P_\xi + F_\xi + \frac{1}{(d + \zeta)^2} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\nu_v \frac{\partial u}{\partial \sigma} \right) + M_\xi \end{aligned} \quad \text{Ecuación 78}$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial v}{\partial t} + \frac{u}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{\partial v}{\partial \xi} + \frac{v}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial v}{\partial \eta} + \frac{w}{d + \zeta} \frac{\partial v}{\partial \sigma} - \frac{u^2}{\sqrt{G_{\xi\xi}} \sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \sqrt{G_{\xi\xi}}}{\partial \eta} + \frac{uv}{\sqrt{G_{\xi\xi}} \sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \sqrt{G_{\xi\xi}}}{\partial \eta} - f u \\ = - \frac{1}{\rho_0 \sqrt{G_{\eta\eta}}} P_\eta + F_\eta + \frac{1}{(d + \zeta)^2} \frac{\partial}{\partial \sigma} \left(\nu_v \frac{\partial v}{\partial \sigma} \right) + M_\eta \end{aligned} \quad \text{Ecuación 79}$$

Donde ν_v es el coeficiente de viscosidad vertical de remolino, que fue definido anteriormente; F_i representa los esfuerzos de Reynolds no balanceados; M_i las contribuciones de fuentes o sumideros externas; y f es el parámetro de Coriolis, igual a $2\Omega \text{seno}(\varphi)$, siendo Ω la velocidad angular de rotación de la Tierra y φ la latitud de la zona de estudio. El coeficiente de viscosidad vertical es igual a la suma entre la viscosidad molecular ν_{mol} y la máxima viscosidad entre la tridimensional ν_{3D} y una impuesta $\nu_v^{ambiente}$.

$$v_V = v_{mol} + \text{máx}(v_{3D}, v_V^{ambiente}) \quad \text{Ecuación 80}$$

Los esfuerzos de Reynolds deben modificarse para compensar la rotación existente entre el sistema de coordenadas σ y Z , de tal manera que resultan:

$$F_\xi = \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{\partial \tau_{\xi\xi}}{\partial \xi} + \frac{1}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \tau_{\xi\eta}}{\partial \eta} \quad \text{Ecuación 81}$$

$$F_\eta = \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \frac{\partial \tau_{\eta\xi}}{\partial \xi} + \frac{1}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \frac{\partial \tau_{\eta\eta}}{\partial \eta} \quad \text{Ecuación 82}$$

Siendo las componentes del tensor de tensiones simétrico iguales a:

$$\tau_{\xi\xi} = \frac{2\nu_H}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \left(\frac{\partial u}{\partial \xi} + \frac{\partial u}{\partial \sigma} \frac{\partial \sigma}{\partial \xi} \right) \quad \text{Ecuación 83}$$

$$\tau_{\xi\eta} = \tau_{\eta\xi} = \nu_H \left[\frac{1}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \left(\frac{\partial u}{\partial \eta} + \frac{\partial u}{\partial \sigma} \frac{\partial \sigma}{\partial \eta} \right) + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi}}} \left(\frac{\partial v}{\partial \xi} + \frac{\partial v}{\partial \sigma} \frac{\partial \sigma}{\partial \xi} \right) \right] \quad \text{Ecuación 84}$$

$$\tau_{\eta\eta} = \frac{2\nu_H}{\sqrt{G_{\eta\eta}}} \left(\frac{\partial v}{\partial \eta} + \frac{\partial v}{\partial \sigma} \frac{\partial \sigma}{\partial \eta} \right) \quad \text{Ecuación 85}$$

Por otro lado, las contribuciones por las fuentes y sumideros resultan:

$$M_\xi = q_i (\hat{U} - u) \quad \text{Ecuación 86}$$

$$M_\eta = q_i (\hat{V} - v) \quad \text{Ecuación 87}$$

Donde q_i es el caudal entrante o saliente y \hat{U} y \hat{V} las componentes de velocidad del momento de la descarga en las direcciones ξ y η , respectivamente.

Velocidad vertical

La velocidad vertical w es tenida en cuenta a partir de la ecuación de continuidad:

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi} G_{\eta\eta}}} \left[\frac{\partial \left((d + \zeta) u \sqrt{G_{\eta\eta}} \right)}{\partial \xi} + \frac{\partial \left((d + \zeta) v \sqrt{G_{\xi\xi}} \right)}{\partial \eta} \right] + \frac{\partial w}{\partial \sigma} = (d + \zeta) (q_{ent} - q_{sal}) \quad \text{Ecuación 88}$$

Esta velocidad representa la velocidad relativa w en dirección vertical de las coordenadas de cada plano σ . La velocidad vertical física ω se calcula luego como:

$$\omega = w + \frac{1}{\sqrt{G_{\xi\xi} G_{\eta\eta}}} \left[u \sqrt{G_{\eta\eta}} \left(\sigma \frac{\partial H}{\partial \xi} + \frac{\partial \zeta}{\partial \xi} \right) + v \sqrt{G_{\xi\xi}} \left(\sigma \frac{\partial H}{\partial \eta} + \frac{\partial \zeta}{\partial \eta} \right) \right] + \left(\sigma \frac{\partial H}{\partial t} + \frac{\partial \zeta}{\partial t} \right) \quad \text{Ecuación 89}$$

3.3.4 Módulo de calidad de agua

El módulo de calidad de agua, WAQ, resuelve las ecuaciones de transporte para sustancias conservativas y no conservativas. Se describen a continuación las componentes principales: dominio, tiempo, procesos, condiciones iniciales y de contorno y los parámetros físicos, químicos y biológicos, y la discretización numéricos. Se presenta luego la metodología

con la que se resuelven las ecuaciones de transporte y conservación de masa. Por último, se detallan los procesos relacionados a la biomasa fitoplanctónica, eje principal en esta tesis.

3.3.4.1 Dominio

El dominio computacional es obtenido a partir del módulo hidrodinámico. Puede disminuirse la resolución de la malla tanto en el sentido horizontal como en el vertical.

3.3.4.2 Tiempo

El tiempo de inicio del módulo WAQ no puede ser inferior al de inicio del módulo FLOW, mientras que el final puede ser mayor, completando el faltante mediante la repetición de los resultados hidrodinámicos. El intervalo de tiempo debe ser múltiplo del intervalo usado en FLOW, pudiendo ser menor a éste suponiendo distribución lineal entre los instantes.

3.3.4.3 Procesos

Delft3D cuenta con una librería propia de sustancias y sus respectivos procesos. La activación de una sustancia provoca la activación de procesos obligatorios y optativos. A su vez, ciertos procesos obligan a la incorporación de ciertas sustancias al modelo. Así, se conforma una red de interacción compleja de procesos de transporte y reacciones de diferentes sustancias. En esta tesis la principal es la biomasa fitoplanctónica y los procesos de crecimiento y mortalidad asociados a la misma. Resulta evidente que existe, además, un conjunto de sustancias junto a sus propios procesos que deben ser también modeladas, en particular aquellas que modifican los factores limitantes.

3.3.4.4 Condiciones iniciales y condiciones de contorno

Las consideraciones sobre las condiciones iniciales y de contorno son las mismas ya definidas para el módulo hidrodinámico. Existe una relación directa entre las condiciones de ambos módulos, por lo que deben compatibilizarse.

3.3.4.5 Parámetros físicos, químicos y biológicos

Según las sustancias seleccionadas y los procesos asociados a las mismas, existen un conjunto de parámetros físicos, químicos y biológicos para las funciones que numéricamente los describen. Estos parámetros, generalmente de calibración, se encuentran en su mayoría valuados en las librerías de WAQ, validados en una gran cantidad de casos de estudio.

3.3.4.6 Discretización numérica

A diferencia del módulo FLOW, el módulo WAQ no discretiza las ecuaciones según coordenadas (ξ, η, σ) , sino que calcula los procesos de transporte de celda a celda, definiendo la misma mediante un valor numérico previamente establecido. Cada celda estará, entonces, caracterizada por su geometría y volumen, que pueden ser variables o no dependiendo de las coordenadas usadas en el módulo hidrodinámico. Así, para el sistema σ la cantidad de celdas siempre será la misma, pero cambian sus características luego de cada paso de tiempo, mientras que para el sistema Z tanto geometría como volumen son constantes, pero el número de celdas activas pueden variar.

3.3.4.7 Ecuaciones básicas

Conservación de masa

Considerando un elemento diferencial de volumen $dx dy dz$, la ecuación de conservación de masa puede escribirse como:

$$\frac{dC}{dt} + \frac{dq_x}{dx} + \frac{dq_y}{dy} + \frac{dq_z}{dz} = 0 \quad \text{Ecuación 90}$$

Donde C es la concentración en el volumen de control y q_i los caudales que atraviesan al mismo en la dirección i .

Ecuación de transporte

La ecuación general de transporte, considerando los términos de advección, dispersión, reacción, fuentes y sumideros resulta:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\vec{u} \cdot \vec{\nabla} C + \vec{\nabla} \cdot (\mathbf{D} \cdot \vec{\nabla} C) + f_{R(c,t)} + S \quad \text{Ecuación 91}$$

$$\vec{u} = (u_x, u_y, u_z) \quad \text{Ecuación 92}$$

$$\vec{\nabla} C = \left(\frac{\partial C}{\partial x}, \frac{\partial C}{\partial y}, \frac{\partial C}{\partial z} \right) \quad \text{Ecuación 93}$$

$$\mathbf{D} = \begin{pmatrix} D_{xx} & D_{yx} & D_{zx} \\ D_{xy} & D_{yy} & D_{zy} \\ D_{xz} & D_{yx} & D_{zz} \end{pmatrix} \quad \text{Ecuación 94}$$

Donde C es la concentración, \vec{u} representa el vector velocidad, \mathbf{D} el tensor de dispersión, $f_{R(c,t)}$ las reacciones y S las posibles fuentes y sumideros presentes.

Ecuaciones diferenciales para celdas computacionales

El método de volúmenes finitos resuelve el transporte y las reacciones del agua y otras sustancias con celdas computacionales. La ecuación exacta, sin ninguna discretización, puede obtenerse para el flujo de transporte entre dos celdas contiguas. Si consideramos el *teorema de Gauss* de la divergencia para un vector arbitrario \vec{W} , entonces la integral de su divergencia en el volumen de control V debe ser igual al flujo neto del mismo a través de la superficie de control S :

$$\int_V \vec{\nabla} \cdot \vec{W} dV = \int_S \vec{W} \cdot \vec{n} dA \quad \text{Ecuación 95}$$

Llevando este concepto a la Ecuación 91, la ecuación de difusión y advección, sin tener en cuenta reacciones ni fuentes internas se transforma en:

$$\frac{dM}{dt} = - \oiint (\vec{u}C) \cdot \vec{n} dA + \oiint (\mathbf{D} \cdot \vec{\nabla} C) \cdot \vec{n} dA \quad \text{Ecuación 96}$$

Donde M es la masa total en la celda. La ecuación de continuidad puede escribirse como:

$$\frac{dV}{dt} + \oiint \vec{u} \cdot \vec{n} dA = 0 \quad \text{Ecuación 97}$$

Estas ecuaciones integrales y diferenciales siguen siendo exactas, pero contiene menos detalles que las ecuaciones diferenciales parciales anteriores: las concentraciones dentro de las celdas ya no son usadas, sino que sólo se necesitan saber las concentraciones en las caras del volumen y los gradientes de concentraciones entre las mismas. Por otro lado, al tomar un volumen promediado sólo las formas de las caras de la celda y las uniones a las caras de las celdas contiguas importan. Así, se define la concentración promedio en una celda computacional como:

$$\bar{C} = \frac{M}{V} \quad \text{Ecuación 98}$$

Con lo que el término del primer miembro de la ecuación resulta:

$$\frac{dM}{dt} = \frac{dV\bar{C}}{dt} \quad \text{Ecuación 99}$$

Las integrales en las caras representan los flujos másicos entre las celdas. Considerando estos flujos para el término advectivo y dispersivo, se llega a:

$$\oiint (\vec{u}C) \cdot \vec{n} dA = \sum_{j=1}^n \int (\vec{u}C) \cdot \vec{n} dA = \sum_{j=1}^n (Q \cdot \tilde{C})_{i \rightarrow j} \quad \text{Ecuación 100}$$

$$\oiint (\vec{D} \cdot \vec{\nabla} C) \cdot \vec{n} dA = \sum_{j=1}^n (D \frac{\partial \tilde{C}}{\partial x})_{i \rightarrow j} A_{i \rightarrow j} \quad \text{Ecuación 101}$$

Con:

$$Q_{i \rightarrow j} = \int_{A_{i \rightarrow j}} (\vec{u} \cdot \vec{n}) dA \quad \text{Ecuación 102}$$

$$\tilde{C}_{i \rightarrow j} = \frac{\int_{A_{i \rightarrow j}} C dA}{A_{i \rightarrow j}} \quad \text{Ecuación 103}$$

Donde n es el número de las celdas vecinas y el subíndice $i \rightarrow j$ representa el intercambio entre los volúmenes i y j . Reemplazando estos resultados anteriores en la Ecuación 96:

$$\frac{d(V\bar{C})_i}{dt} = - \sum_{j=1}^n (Q \cdot \tilde{C})_{i \rightarrow j} + \sum_{j=1}^n (D \frac{\partial \tilde{C}}{\partial x})_{i \rightarrow j} A_{i \rightarrow j} \quad \text{Ecuación 104}$$

Para la continuidad:

$$\oiint \vec{u} \cdot \vec{n} dA = \sum_{j=1}^n \int \vec{u} \cdot \vec{n} dA = \sum_{j=1}^n Q_{i \rightarrow j} \quad \text{Ecuación 105}$$

Reemplazando el resultado anterior en la ecuación de continuidad original:

$$\frac{dV_i}{dt} = \sum_{j=1}^n Q_{i \rightarrow j} \quad \text{Ecuación 106}$$

Si a la ecuación de transporte anterior se le agregan los términos de fuentes y sumideros y el de reacciones para la celda i , tenemos la ecuación final a resolver:

$$\frac{d(V\bar{C})_i}{dt} = - \sum_{j=1}^n (Q \cdot \bar{C})_{i \rightarrow j} + \sum_{j=1}^n \left(D \frac{\partial \bar{C}}{\partial x} \right)_{i \rightarrow j} A_{i \rightarrow j} + S_i + f_{R(\bar{C}_i, t)} \quad \text{Ecuación 107}$$

Discretización del tiempo y criterio de estabilidad

La discretización del tiempo puede ser explícita, implícita o semi-implícita:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = Lc \quad \text{Ecuación 108}$$

Siendo L un operador diferencial. La solución general usada en el WAQ resulta:

$$\frac{c_{t+\Delta t} - c_t}{\Delta t} + H.O.T. = (1 - \theta)(Lc)_t + \theta(Lc)_{t+\Delta t} \quad \text{Ecuación 109}$$

Donde el factor de tiempo θ , según el valor que tome, hace que el esquema resulte explícito ($\theta = 0.0$), implícito ($\theta = 1.0$) o semi-implícito ($\theta = 0.5$). El término $H.O.T.$ se reserva para los términos de mayor orden *-Higher-Order-Terms-*.

Para el término de dispersión, es posible derivar el siguiente criterio de estabilidad:

$$\Delta t < \frac{1}{\frac{2 \sum D_{xx} (A_{yz_{i \rightarrow j}}/V_i)}{\Delta x_i} + \frac{2 \sum D_{yy} (A_{xz_{i \rightarrow j}}/V_i)}{\Delta y_i} + \frac{2 \sum D_{zz} (A_{xy_{i \rightarrow j}}/V_i)}{\Delta z_i} + \frac{\sum Q_{i \rightarrow j}}{V_i}} \quad \text{Ecuación 110}$$

El término que contiene la dispersión vertical puede ser grande debido a los tamaños pequeños del mallado en la dirección vertical, lo que suele ocurrir en ciertos tipos de flujos. Debido a esto se recomienda usar siempre esquemas implícitos en esta dirección.

Discretización de los términos de reacción y los términos de fuente

Los términos de reacción y de fuente/sumidero son siempre calculados de forma explícita. Esto no conlleva inconvenientes debido a que, generalmente, el criterio de estabilidad es restringido generalmente por el término de transporte. Teniendo en cuenta que la concentración en un tiempo $t + \Delta t$ es igual a la concentración en el tiempo t más el cambio de concentración debido a un proceso, $\left(\frac{\partial C}{\partial t}\right)_t$, función de la concentración en el tiempo anterior, t , de otras funciones forzantes del proceso en sí, FF , y de los parámetros de calibración del modelo impuesto, MP , se tiene:

$$C^{t+\Delta t} = C^t + \Delta t \left(\frac{\partial C}{\partial t}\right)_t \quad \text{Ecuación 111}$$

$$\left(\frac{\partial C}{\partial t}\right)_t = f(C^t, FF^t, MP) \quad \text{Ecuación 112}$$

Discretización de la ecuación de transporte

El módulo de calidad de Delft3D calcula, para cada celda computacional, la concentración de una sustancia al final de un paso de tiempo Δt , $C_i^{t+\Delta t}$, siguiendo el esquema:

$$C_i^{t+\Delta t} = C_i^t + \frac{\Delta M_i^{t+\Delta t}}{\Delta V_i^{t+\Delta t}} \quad \text{Ecuación 113}$$

Donde i es el número de celda, C_i^t es la concentración de la sustancia en el paso de tiempo anterior, y $\Delta M_i^{t+\Delta t}$ y $\Delta V_i^{t+\Delta t}$ son la diferencia de masa de la sustancia y volumen de la celda entre ambos tiempos, respectivamente. El cambio de volumen se debe a la variación de altura de cada elemento debido al uso de coordenadas σ . El cambio de masa se calcula como:

$$\Delta M_i^{t+\Delta t} = M_i^{t+\Delta t} - M_i^t = +\Delta t \left(\frac{\Delta M}{\Delta t} \right)_{Tr} + \Delta t \left(\frac{\Delta M}{\Delta t} \right)_R + \Delta t \left(\frac{\Delta M}{\Delta t} \right)_S \quad \text{Ecuación 114}$$

Donde $M_i^{t+\Delta t}$ es la masa en el paso de tiempo final; M_i^t es la masa al principio del paso de tiempo; $\left(\frac{\Delta M}{\Delta t} \right)_{Tr}$ es el cambio de masa debido a los términos de advección, dispersión y difusión; $\left(\frac{\Delta M}{\Delta t} \right)_R$ es el cambio de masa debido a las reacciones físicas, químicas y biológicas; y $\left(\frac{\Delta M}{\Delta t} \right)_S$ es el cambio de masa debido a fuentes y sumideros. Teniendo en cuenta la discretización temporal presentada en la Ecuación 108 y discretizando la Ecuación 107, la ecuación final resulta:

$$\begin{aligned} & \frac{M_i^{t+\Delta t} - \Delta M_i^t}{\Delta t} + (H.O.T.) \\ & = (1 - \theta) \left[-\sum_{j=1}^n (Q \cdot \bar{C})_{i \rightarrow j} + \sum_{j=1}^n \left(D \frac{\bar{C}_j - \bar{C}_i}{\Delta x} \right)_{i \rightarrow j} A_{i \rightarrow j} \right]^t \\ & + (\theta) \left[-\sum_{j=1}^n (Q \cdot \bar{C})_{i \rightarrow j} + \sum_{j=1}^n \left(D \frac{\bar{C}_j - \bar{C}_i}{\Delta x} \right)_{i \rightarrow j} A_{i \rightarrow j} \right]^{t+\Delta t} + \left(\frac{\Delta M}{\Delta t} \right)_R^t + \left(\frac{\Delta M}{\Delta t} \right)_S^t \end{aligned} \quad \text{Ecuación 115}$$

Todos los esquemas numéricos en Delft3D, con excepción del esquema 2, usa esquemas explícitos de primer orden para calcular los términos de reacción y fuente/sumidero. Por otra parte, difieren en la elección del parámetro de tiempo θ , en la forma en la que calculan la concentración promediada en una cara \bar{C} y el número de $H.O.T.$ usado para estimar los términos de mayor orden. Además, algunos esquemas presentan correcciones para evitar o amortiguar posibles oscilaciones numéricas.

3.3.4.8 Esquemas numéricos disponibles

El módulo de calidad de aguas WAQ contiene un total de 22 esquemas numéricos para la resolución de la Ecuación 115, de los cuales 16 están disponibles. En la Tabla 27 se enumeran cada uno de estos, distinguiéndolos según el factor θ que utilizan, la dimensión máxima recomendable para su utilización, el criterio de estabilidad, la eficiencia computacional, el criterio de positividad y el orden de la discretización numérica. El manual del WAQ ofrece una regla básica para la elección del esquema numérico:

- Esquema 19: más preciso, pero con costo computacional alto.
- Esquema 21: más preciso, pero con costo computacional alto.
- Esquema 12 (para casos 3D): preciso, pero debe satisfacer el criterio de estabilidad.

- d. Esquema 5 (para casos 2D): preciso, pero debe satisfacer el criterio de estabilidad.
- e. Esquema 1: menos preciso, pero permite mayores pasos de tiempo que el esquema 5.
- f. Esquema 16: bajo costo computacional, pero posible dispersión numérica importante.
- g. Esquema 10 (para casos 2D): menos preciso, pero cumple con el criterio de estabilidad.

Tabla 27. Lista de esquemas numéricos del módulo WAQ.

Nº	Descripción	Factor θ	Dimensión	Estabilidad	Eficiencia	Positividad	Orden
1	Upwind	0.0 (Explícito)	2D	CFL	x	x	1H/1V
2	Second order Runge-Kutta	0.0 (Explícito)	2D	CFL	x	x	2H/2V
3	Lax Wendroff	0.0 (Explícito)	2D	CFL	x		2H/2V
4	Alternating Direction Implicit (2D ADI)	0.5 (Semi-Implícito)	2D	x	x		2H/2V
5	Flux Correct Transport (FCT)	0.0 (Explícito)	2D	CFL	x	x	2H/2V
6							
7							
8							
9							
10	Implicit Upwind	1.0 (Implícito)	2D	x		x	1H/1V
11	Horizontal: Upwind Vertical: Central	H: 0.0 (Explícito) V: 1.0 (Implícito)	3D	H: CFL	x		1H/2V
12	Horizontal: FCT Vertical: Central	H: 0.0 (Explícito) V: 1.0 (Implícito)	3D	H: CFL	x		2H/2V
13	Horizontal: Upwind Vertical: Upwind	H: 0.0 (Explícito) V: 1.0 (Implícito)	3D	H: CFL	x	x	1H/2V
14	Horizontal: FCT Vertical: Upwind	H: 0.0 (Explícito) V: 1.0 (Implícito)	3D	H: CFL	x	x	2H/1V
15	Implicit Upwind (with iterative solver)	1.0 (Implícito)	3D	x	x	x	1H/1V
16	Horizontal: Implicit Upwind Vertical: Implicit Central (with iterative solver)	1.0 (Implícito)	3D	x	x		1H/2V
17							
18							
19	Horizontal: Higher Order Vertical: Central (3D ADI)	1.0 (Implícito)	3D	x			2H/2V
20	Horizontal: Higher Order Vertical: Upwind (3D ADI)	1.0 (Implícito)	3D	x			2H/2V
21	Local θ flux corrected transport (Salezac)	0.0 (Explícito) 1.0 (Implícito)	3D	x	x		2H/2V
22	Local θ flux corrected transport (Boris and Book)	0.0 (Explícito) 1.0 (Implícito)	3D	x	x		2H/2V

3.3.4.9 Biomasa fitoplanctónica

El cambio de la concentración de la biomasa fitoplanctónica [$gCm^{-3}d^{-1}$], medido en peso de carbono por unidad de volumen [gCm^{-3}] después de un intervalo de tiempo en una celda, es igual a la suma algebraica entre la carga de biomasa que llega a la misma por los

procesos de transporte Tr_i , la movilidad de ciertos grupos algales Mov_i , la producción primaria neta R_{gp_i} , la respiración R_{rsp_i} y la mortalidad R_{mrt_i} . A su vez, deben tenerse en cuenta el consumo de las mismas por organismos del nivel trófico superior C_{grc_i} :

$$\frac{\Delta C_i}{\Delta t} = Tr_i + Mov_i + R_{gp_i} - R_{rsp_i} - R_{mrt_i} - C_{grc_i} \quad \text{Ecuación 116}$$

Mientras el término de movilidad Mov_i no es modelado en Delft3D, el término de depredación C_{grc_i} , si modelado, no será usado en esta tesis, por lo que no se describirá. En particular, la respiración R_{rsp_i} es tenida en cuenta en la ecuación para considerar los nutrientes liberados a través de este proceso –como se detalló en la Ecuación 15–.

Delft3D diferencia dos metodologías para el cálculo de la producción primaria: *DYNAMO* y *BLOOM*. El primero está basado en un modelo *tradicional*, donde sólo son considerados dos tipos de algas: aquellas que necesitan de silicio –*diatomeas*– y las que no. El segundo es un modelo *multiespecie*, basado en una técnica de optimización que distribuye los recursos disponibles en términos de nutrientes y luz según las especies de algas existentes, permitiendo asimismo incluir otros competidores, como las macrófitas. La selección de un modelo apropiado de algas depende del objetivo de la modelación. *DYNAMO* se recomienda para estudios básicos, donde la distinción entre especies de algas y la competencia entre ellas no son consideradas importantes o bien donde existe una especie claramente dominante. Mientras la ecuación de balance de masa es la misma para ambos modelos, las ecuaciones con que se calcula la producción primaria difieren notablemente de uno a otro. Para *DYNAMO* la ecuación de la producción neta, $R_{gp_i} [gCm^{-3}d^{-1}]$, se calcula como:

$$R_{gp_i} = f_{n_i} x f_{l_i} x k_{p_i} x C_{alg_i} \quad \text{Ecuación 117}$$

Donde f_{n_i} y f_{l_i} son los factores limitantes por nutrientes y por luz solar, respectivamente, $k_{p_i} [d^{-1}]$ la producción primaria potencial y $C_{alg_i} [gCm^{-3}]$ la concentración actual de biomasa algal de la especie i . El módulo *BLOOM*, por otra parte, puede distinguir hasta un total de 15 especies algales, cada uno de los cuales cuenta con hasta tres *fenotipos*: los limitados por nitrógeno, los limitados por fósforo y los limitados por energía. La producción primaria para *BLOOM* es simulada con una técnica de optimización, la *Programación Lineal*, que permite distribuir la biomasa para cada fenotipo de alga en el final de cada paso de tiempo. De esta forma, se resuelve un conjunto de ecuaciones lineales junto a restricciones para maximizar la producción primaria neta R_{gp_i} .

Los procesos de las algas afectan otras sustancias modeladas además de la concentración de la biomasa fitoplanctónica $[gCm^{-3}]$. El crecimiento se basa en el consumo de nutrientes $[gN/P/Si/S/C m^{-3}]$, modifica el oxígeno disuelto $[gO_2m^{-3}]$ por los fenómenos de fotosíntesis y respiración, y provoca cambios en la alcalinidad del agua. La mortalidad de las algas produce detritos y materia en suspensión $[gC/N/P m^{-3}]$, junto a silicatos $[gSi m^{-3}]$ en el caso de algas que tengan silicio como componente. En general, todo es calculado mediante constantes estequiométricas calibradas, siendo éstas las que definen la composición química de cada tipo algal. La ecuación que gobierna la disponibilidad de un nutriente k en un volumen de control $C_{total_k} [gN/P/Si m^{-3}]$ luego de ser asimilada una cantidad por una especie algal es igual a:

$$C_{total_k} = C_k + \sum_{i=1}^n ((\alpha_{k,i} - \beta_{k,i}) x C_{alga_i}) - C_{lim_k} \quad \text{Ecuación 118}$$

Donde, C_k [$gN/P/Si\ m^{-3}$] es la concentración de un nutriente k inorgánico disuelto, $\alpha_{k,i}$ [$gN/P/Si\ gC^{-1}$] es la constante estequiométrica del nutriente para el alga tipo i –siendo n la cantidad total de tipos–, C_{alga_i} [$gC\ m^{-3}$] su concentración y $C_{lím_k}$ [$gN/P/Si\ m^{-3}$] la concentración límite mínima del nutriente por debajo de la cual el alga no es capaz de asimilarlo. La constante $\beta_{k,i}$ [$gN/P\ gC^{-1}$] tiene en cuenta la capacidad de algunas especies algales para asimilar nutrientes que se presentan en otras formas, tal como nitrógeno gaseoso o nitrógeno y fósforo detríticos. Las restricciones en esta formulación son:

$$C_k \geq 0 \quad \text{Ecuación 119}$$

$$C_{alga_i} \geq 0 \quad \text{Ecuación 120}$$

El aumento de concentración de fitoplancton en un volumen de control se manifiesta como una densificación que conlleva a la pérdida de energía solar en los volúmenes inferiores. El coeficiente de extinción de todas las algas, ext_{ALGAL} [m^{-1}] es igual a:

$$ext_{ALGAL} = \sum_{i=1}^n (ext_{alga_i} \times C_{alga_i}) \quad \text{Ecuación 121}$$

Donde ext_{alga_i} [$m^2\ gC^{-1}$] es el coeficiente de extinción del alga i . Este coeficiente no puede ser inferior a un mínimo debido al ambiente ni superior a un máximo debido a la obstrucción propia de las algas. Considerando, además, la extinción de otras sustancias j distintas de las algas – ext_j [m^{-1}]–, entonces la extinción total ext_{total} [m^{-1}] resulta:

$$ext_{total} = ext_{ALGAL} + \sum_{j=1}^m ext_j \quad \text{Ecuación 122}$$

Siendo m el número de sustancias distintas a las algas consideradas. A cierto nivel crítico de obstrucción, la biomasa algal no es capaz de crecer. El coeficiente de extinción máximo es determinado como aquella en la cual la intensidad de luz permite una tasa bruta de crecimiento tal que compensa las tasas de mortalidad y respiración, y es igual a la suma de la extinción máxima posible por la biomasa fitoplanctónica, $ext_{máx}$, y los coeficientes de extinción de otras sustancias ext_j :

$$ext_{total\ máx} = ext_{máx} + \sum_{j=1}^m ext_j \quad \text{Ecuación 123}$$

Así, es posible concebir un factor de limitación de energía Ef cuyo máximo, igual a la unidad, coincide con la intensidad de luz crítica por debajo de la cual una especie algal no es capaz de desarrollarse. La intensidad de luz I_r que llega a una superficie inferior r , separada una distancia H de la superficie superior con intensidad I_{sup} , está relacionado con el factor de limitación de energía mediante una función g :

$$I_r = \frac{I_{sup}(1 - e^{-H \cdot ext_{total}})}{H \cdot ext_{total}} = g(Ef_r) \quad \text{Ecuación 124}$$

Siempre que no exista, entonces, limitación por nutrientes, la función de crecimiento para cada especie i estará dada por:

$$C_{alga_i}^{t_0+\Delta t} \leq C_{alga_i}^{t_0} e^{((k_{gp_i} Ef_i - k_{resp_i}) \Delta t)} \quad \text{Ecuación 125}$$

Donde $C_{alga_i}^{t_0+\Delta t}$ es la concentración de la especie i para un tiempo $t_0 + \Delta t$ calculada a partir de la concentración en el tiempo t_0 , k_{gp_i} es la tasa bruta de crecimiento y k_{resp_i} la tasa de respiración. Resulta evidente que cuando ambas tasas se igualan, el factor de limitación de energía es igual a la unidad y no hay crecimiento alguno.

Debido a la mortalidad, caracterizada por una tasa k_{mrt_i} , existe también una función de decrecimiento:

$$C_{alga_i}^{t_0+\Delta t} \leq C_{alga_i}^{t_0} e^{(-k_{mrt_i}\Delta t)} \quad \text{Ecuación 126}$$

Las tasas de crecimiento bruto R_{gp_i} , de crecimiento neto R_{gr_i} , de respiración R_{rsp_i} y de mortalidad R_{mrt_i} presentadas en la Ecuación 116 se calculan a partir de las siguientes formulaciones:

$$R_{gp_i} = R_{gr_i} + R_{rsp_i} + R_{mrt_i} \quad \text{Ecuación 127}$$

$$R_{gr_i} = \frac{(C_{alga_i}^{t_0+\Delta t} - C_{alga_i}^{t_0})}{\Delta t} \quad \text{Ecuación 128}$$

$$R_{mrt_i} = \frac{k_{mrt_i}(C_{alga_i}^{t_0+\Delta t} + C_{alga_i}^{t_0})}{2} \quad \text{Ecuación 129}$$

$$R_{rsp_i} = \frac{k_{rsp_i}(C_{alga_i}^{t_0+\Delta t} + C_{alga_i}^{t_0})}{2} \quad \text{Ecuación 130}$$

La tasa de crecimiento k_{gp_i} , la tasa de respiración k_{resp_i} y la tasa de mortalidad k_{mrt_i} dependen de la temperatura. Así, para cada tipo de alga i perteneciente a una especie de alga j , serán iguales a una tasa base a 0°C ($k_{x_i}^0$) multiplicada por un coeficiente de temperatura ($k_{x_i}^T$). Por su parte, las tasas de autólisis y de detritos se calculan como una fracción de la tasa de mortalidad:

$$R_{aut_i} = f_{aut_i} R_{mrt_i} \quad \text{Ecuación 131}$$

$$R_{det_i} = f_{det_i} R_{mrt_i} \quad \text{Ecuación 132}$$

Además, existe un coeficiente de salinidad para modificar la tasa de mortalidad mencionada. Por último, el contenido de nutrientes y de Clorofila-a en la biomasa fitoplanctónica se calcula a partir de constantes estequiométricas predefinidas. Delft3D cuenta con una librería calibrada con todos estos valores, pudiendo ser modificados.

3.4 Costo computacional

Todos los escenarios, salvo Simulación Refinada, han sido resueltos en una computadora con procesador AMD Ryzen 5 1600 Six-Core –3.20Ghz–, con una memoria instalada de 8.00 Gb de RAM. Los tiempos de ejecución de la hidrodinámica fueron de 150 hs, mientras que los de calidad han sido de 36 hs. La hidrodinámica de Simulación Refinada fue paralelizada en un superordenador perteneciente al Laboratorio de Hidráulica de la Universidad Nacional de Córdoba. El clúster, denominado YAKU, cuenta con 8,575 TFLOPs, 5 nodos de cálculo –cada uno con 32 procesadores físicos–, 64 Gb de RAM y un nodo de almacenamiento de 100 Tb. El tiempo de ejecución ha sido de aproximadamente 80 hs.

3.5 Variables y procesos no modelados

En la Tabla 28 se enumeran las variables y procesos no modelados en esta tesis como consecuencia de considerarlos a priori despreciables, falta de datos suficientes para su implementación o imposibilidad de ser modelado mediante el software Delft3D. En general, la causa principal es la falta de datos suficientes, aunque la gran mayoría se pueden presuponer despreciables. Se requieren, sin embargo, profundizar estudios en estos aspectos.

Tabla 28. Variables y procesos no modelados.

Variable	Despreciable	Datos insuficientes	Imposibilidad Numérica
Evaporación y precipitación	¿?		
Flujo subterráneo	¿?	X	X
Aireadores	¿?	X	X
Incendios		X	
Cargas distribuidas por el perilago		X	
Oleaje	¿?	X	
Embarcaciones	¿?	X	X
Carbono y pH	¿?	X	
Macrófitas	¿?	X	
Zooplancton y peces	¿?	X	
Excreción de las algas	¿?	X	X
Cierre antiguo del embalse San Roque	¿?	X	
Intercambio de temperatura con el fondo	¿?	X	X
Cambios de temperatura debido a reacciones	¿?	X	X

4 CAPÍTULO CUARTO. RESULTADOS

Se presentan en este capítulo los resultados alcanzados en esta tesis. En primer lugar, se remarca el eje de la tesis a través del proceso de calibración de parámetros hidrodinámicos y de calidad de agua. Se muestran luego los resultados de la hidrodinámica general del embalse y de calidad de agua para las simulaciones del grupo A. Para las modelizaciones del grupo B se comparan las nuevas hidrodinámicas con respecto a la simulada como resultado de los cambios de niveles, para luego analizar las diferencias en cuanto a la eutrofización. Debido a que la hidrodinámica del grupo C es la misma que la simulada, el contenido se enfoca sólo en la biomasa fitoplanctónica.

Aprovechando la potencialidad de un modelo numérico, se calcula y analiza la totalidad del fitoplancton en todo el embalse a través de la cantidad de carbono constituyente del mismo. El capítulo culmina con un análisis de la representatividad espacial y temporal de los muestreos mensualmente llevados a cabo por el INA-CIRSA según los resultados numéricos del escenario simulado y los modelados.

4.1 Variables calibradas

El ajuste final de los campos de temperatura y de sólidos en suspensión se realizó mediante la calibración del factor de intercambio de calor presentado en la Ecuación 68 junto a un término de orden cero, para la primera variable, y una velocidad de sedimentación para la segunda –Tabla 29–. Se debe aclarar que, a falta de mediciones de campo a finales del mes de abril, los tres valores fijados en el primer día de mayo son los mismos que en el mes anterior.

Tabla 29. Variables para el modelado de temperatura y de sedimentación de sólidos suspendidos.

Fecha y hora [dd/mm/aaaa]	Factor de intercambio de calor [-]	Término de orden cero de intercambio de calor [°C/d]	Velocidad de sedimentación de sólidos [m/d]
01/01/2017	1.25	20	0.08
01/02/2017	1.35	20	0.10
01/03/2017	1.35	20	0.20
01/04/2017	1.30	7	0.10
01/05/2017	1.30	7	0.10

En la Tabla 30 se presentan los parámetros asociados a la dispersión. Estos valores han sido calibrados utilizando los perfiles de temperatura del punto CENTRO como variable de control. Debe destacarse que esto es una de las desventajas del modelo numérico, debido a que son aplicados a todas las variables modeladas –lo que físicamente no es cierto–.

Tabla 30. Calibración de los parámetros de dispersión del módulo de calidad.

Parámetro	Valor
Primera dirección	0.25 m ² /s
Segunda dirección	0.25 m ² /s
Difusión vertical	1x10 ⁻⁵ m ² /s
Difusión vertical adicional	Desde la hidrodinámica; factor de escala: 10

Las características físicas y las relaciones estequiométricas de cada tipo de especie algal se presentan en la Tabla 31. La extinción específica ha sido modificada de forma tal que se logra el ajuste entre la profundidad de la zona eufótica medida en campo con respecto a la calculada a partir de la profundidad de Secchi modelada por la contribución conjunta entre los

sedimentos y el fitoplancton. La fracción de autólisis y la detrítica, conjuntamente con la velocidad de sedimentación, han sido modificadas con respecto a los valores propuestos por Delft3D a fin de mantener en la capa superficial tanto la biomasa algal como los nutrientes para el desarrollo sustentable de la misma. Las relaciones estequiométricas han sido levemente modificadas con respecto a las propuestas por Delft3D. En particular, la cantidad de clorofila-a por unidad de carbono ha sido ajustada para calibrar la Ecuación 16 a partir de los valores medidos en campo, con $\beta = 1$.

Tabla 31. Características físicas y estequiométricas del fitoplancton.

Fitoplancton	Tipo	Extinción Específica [m ² /gC]	Fracción de autólisis [-]	Fracción detrítica [-]	Velocidad de sedimentación [m/d]	N/C [mg/mg]	P/C [mg/mg]	Si/C [mg/mg]	Cl-a/C [mg/mg]
Diatomeas	E	1	4x10 ⁻¹	6x10 ⁻¹	5.00x10 ⁻¹	2.10x10 ⁻¹	1.80x10 ⁻²	4.6 x10 ⁻¹	3.00 x10 ⁻¹
	P	1	4x10 ⁻¹	6x10 ⁻¹	1.00x10 ⁺⁰	1.88x10 ⁻¹	1.13x10 ⁻²	3.0 x10 ⁻¹	2.00 x10 ⁻¹
Flageladas	E	1	4x10 ⁻¹	6x10 ⁻¹	5.00x10 ⁻¹	2.75x10 ⁻¹	1.80 x10 ⁻²	0.0 x10 ⁺⁰	3.00 x10 ⁻¹
	E	1	4x10 ⁻¹	6x10 ⁻¹	0.00x10 ⁺⁰	1.63 x10 ⁻¹	1.68 x10 ⁻²	0.0 x10 ⁺⁰	3.00 x10 ⁻¹
Dinoflageladas	N	1	4x10 ⁻¹	6x10 ⁻¹	0.00x10 ⁺⁰	6.40 x10 ⁻²	1.10 x10 ⁻²	0.0 x10 ⁺⁰	2.00 x10 ⁻¹
	P	1	4x10 ⁻¹	6x10 ⁻¹	0.00x10 ⁺⁰	7.10 x10 ⁻²	1.00 x10 ⁻²	0.0 x10 ⁺⁰	2.00 x10 ⁻¹
Cianobacterias	E	1	4x10 ⁻¹	6x10 ⁻¹	5.00x10 ⁻¹	2.25 x10 ⁻¹	1.88 x10 ⁻²	0.0 x10 ⁺⁰	3.00 x10 ⁻¹
	N	1	4x10 ⁻¹	6x10 ⁻¹	1.00x10 ⁺⁰	1.25 x10 ⁻¹	1.88 x10 ⁻²	0.0 x10 ⁺⁰	2.00 x10 ⁻¹
	P	1	4x10 ⁻¹	6x10 ⁻¹	1.00x10 ⁺⁰	1.50 x10 ⁻¹	1.50 x10 ⁻²	0.0 x10 ⁺⁰	2.00 x10 ⁻¹
Clorófitas	E	1	4x10 ⁻¹	6x10 ⁻¹	5.00 x10 ⁻¹	2.75 x10 ⁻¹	2.38 x10 ⁻²	0.0 x10 ⁺⁰	3.30 x10 ⁻¹
	N	1	4x10 ⁻¹	6x10 ⁻¹	1.00x10 ⁺⁰	1.75 x10 ⁻¹	1.50 x10 ⁻²	0.0 x10 ⁺⁰	2.00 x10 ⁻¹
	P	1	4x10 ⁻¹	6x10 ⁻¹	1.00x10 ⁺⁰	2.00 x10 ⁻¹	1.25 x10 ⁻²	0.0 x10 ⁺⁰	2.00 x10 ⁻¹

Las tasas de producción, mortandad y respiración, como así también los factores de temperaturas que los modifican, han sido calibrados según la **Error! Not a valid bookmark self-reference.** Se destacan las tasas bajas para los tipos de cianobacterias junto a los coeficientes de temperatura más elevados, para favorecer su crecimiento y competitividad frente al resto del fitoplancton.

Tabla 32. Características fisiológicas del fitoplancton.

Fitoplancton	Tipo	Producción		Mortalidad		Respiración	
		tasa [1/día]	coef. de temp. [-]	tasa [1/día]	coef. de temp. [-]	tasa [1/día]	coef. de temp. [-]
Diatomeas	E	0.08	1.07	0.025	1.04	0.008	1.01
	P	0.07	1.04	0.035	1.06	0.010	1.01
Flageladas	E	0.07	1.04	0.025	1.03	0.008	1.01
	E	0.12	1.12	0.065	1.04	0.008	1.01
Dinoflageladas	N	0.10	1.06	0.070	1.05	0.010	1.01
	P	0.10	1.06	0.070	1.05	0.010	1.01
Cianobacterias	E	0.06	1.20	0.025	1.08	0.006	1.01
	N	0.05	1.16	0.035	1.07	0.008	1.01
	P	0.05	1.16	0.035	1.07	0.008	1.01
Clorófitas	E	0.07	1.07	0.035	1.08	0.008	1.01
	N	0.05	1.03	0.045	1.08	0.010	1.01
	P	0.05	1.03	0.045	1.08	0.010	1.01

4.2 Resultados del grupo A

4.2.1 Hidrodinámica del embalse

En la Figura 46 se visualizan la serie de niveles alcanzados en la Simulación Base y Simulación Refinada. Ambos presentan una diferencia máxima de 3 cm con respecto a los niveles medidos en el embalse.

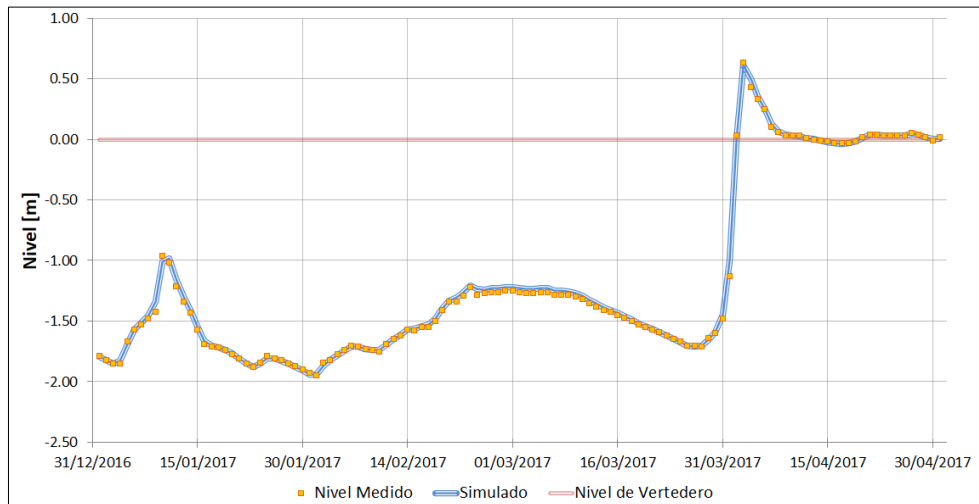


Figura 46. Niveles medidos y alcanzados en las simulaciones.

La Figura 47 muestra, en un total de 15 instantes de tiempo, los campos de velocidad en la superficie y en el fondo para ambas simulaciones. En el centro superior de cada imagen se encuentra la rosa de los vientos, donde con dorado se remarca la dirección desde donde proviene este agente forzante. Si bien la descripción hidrodinámica de un embalse debe responder a un proceso de naturaleza continua, el elevado grado de inercia del mismo genera ciertos patrones característicos del cuerpo de agua. Se enumeran las observaciones más importantes:

1. El viento norte y el viento sur generan, en la capa superficial, un campo de velocidades con el mismo sentido en todo el dominio, lo que muestra la importancia de este agente forzante en el embalse. La sinergia entre la inercia de los flujos de un tributario y el viento en dirección conveniente provocan compresión de las líneas de flujo del otro tributario sobre la costa opuesta. Así, el aporte de caudal al cierre del embalse proviene mayoritariamente de un tributario o del otro, según el sentido del viento.

2. Con viento oeste, la hidrodinámica del embalse es casi simétrica y todos los vectores superficiales de velocidad se dirigen hacia la garganta del embalse. La mayor inercia del río Cosquín sesga el campo de velocidades superficiales —no sólo por su caudal sino también por su desembocadura alargada, en contraposición a la del río San Antonio, que se "abre" al embalse rápidamente y por lo que sus efectos se amortiguan con mayor facilidad—.

3. Con viento este, los vectores de velocidad superficial en las costas noreste y sureste apuntan hacia la desembocadura del río Cosquín y del río San Antonio, respectivamente. Con estos vientos son más notorios los giros.

4. En general, la capa inferior presenta un campo de velocidad opuesto al superficial, como es típico en cuerpos de agua con contornos cerrados donde el agente forzante es el viento.

5. Existen una zona de recirculación sumergida en la costa noreste del embalse que tiende a fluctuar hacia el centro del embalse, desprendiéndose de la orilla. Existe una zona de recirculación sumergida en la costa sureste del embalse con menos intensidad que la anterior.

6. Las recirculaciones mencionadas comienzan desde el fondo de las costas citadas, provocando que el flujo vuelva hacia las desembocaduras.

7. Existen tres giros característicos que comienzan en la capa inferior y ascienden a la superficie. El primero y más evidente se encuentra en la zona central, algo desplazado hacia el norte. El segundo, se encuentra al sur del anterior. El tercero se presenta sobre la costa oeste del embalse. Esto coincide con los resultados obtenidos por Buscaglia et al. (2000) para vientos provenientes del sur.

8. En general, las velocidades máximas se encuentran ubicadas en las costas debido a su menor profundidad. En particular, aquéllas donde hay recirculación tienden a presentar las mayores magnitudes. Durante crecidas, las máximas son de 50 cm/s, mientras que para el resto de la ventana temporal es de 10 cm/s.

9. El efecto de llamada de la garganta es sólo notable durante la activación del vertedero –con velocidades superficiales en dicha zona que alcanzan los 15 cm/s– y, en menor medida, la apertura de las válvulas –con velocidades superficiales de 7 cm/s–.

Comparando los resultados obtenidos en cada simulación, no existen diferencias significativas en los campos de velocidad más allá de los propios debido a estrictamente el refinamiento. Esto se hace visible en las zonas cercanas a las condiciones de borde abierto, donde la discretización de la Simulación Refinada reproduce celdas con velocidades levemente mayores a las de la Simulación Base. Así, el costo computacional de la primera no es justificado y para las simulaciones y modelaciones siguientes se hará uso de la malla de celdas cuadradas de 25 m de lado.

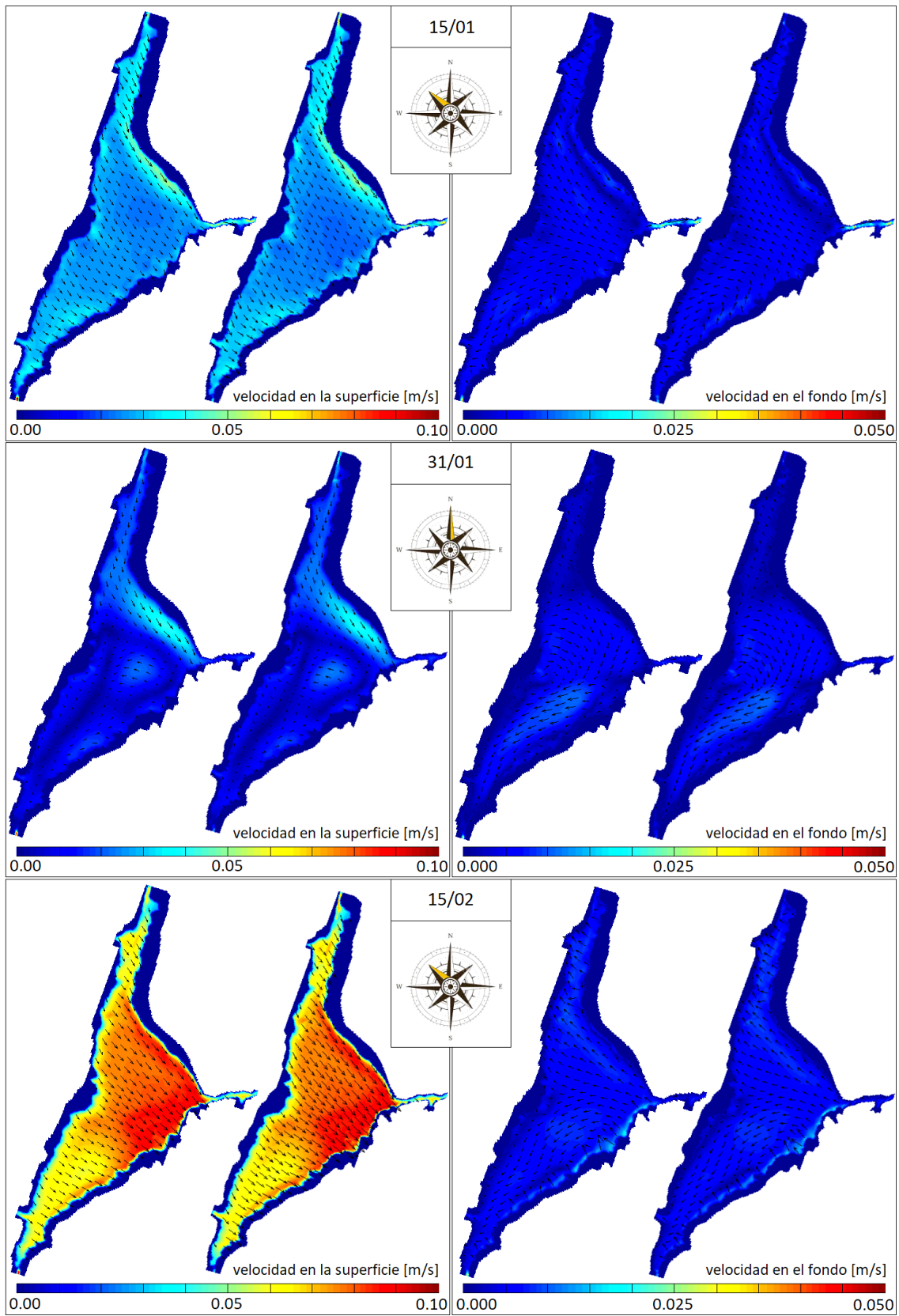


Figura 47. Campos de velocidad en la superficie y en el fondo de la Simulación Base (izquierda) y de la Simulación Refinada (derecha).

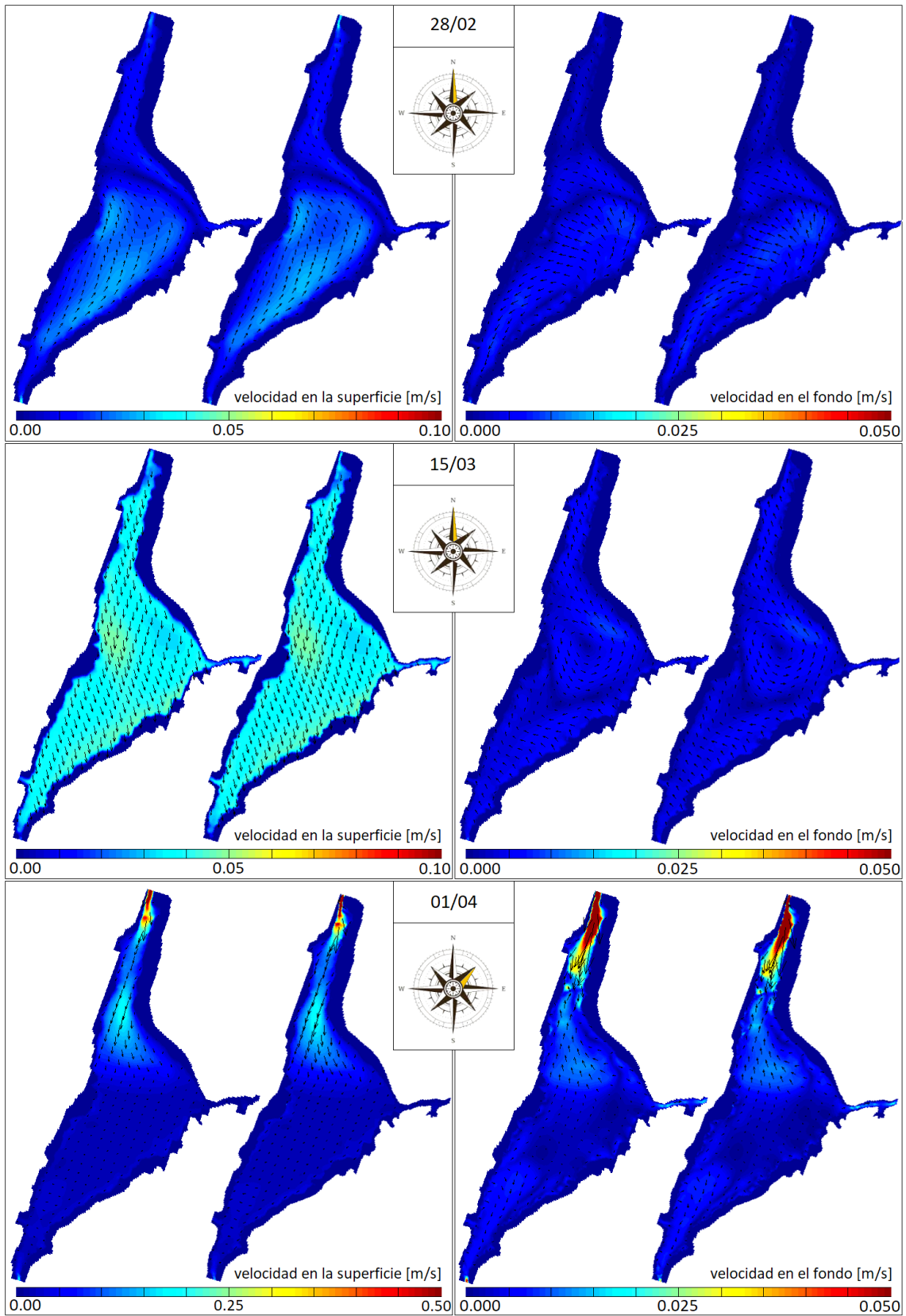


Figura 47 (cont.) Campos de velocidad en la superficie y en el fondo de la Simulación Base (izquierda) y de la Simulación Refinada (derecha).

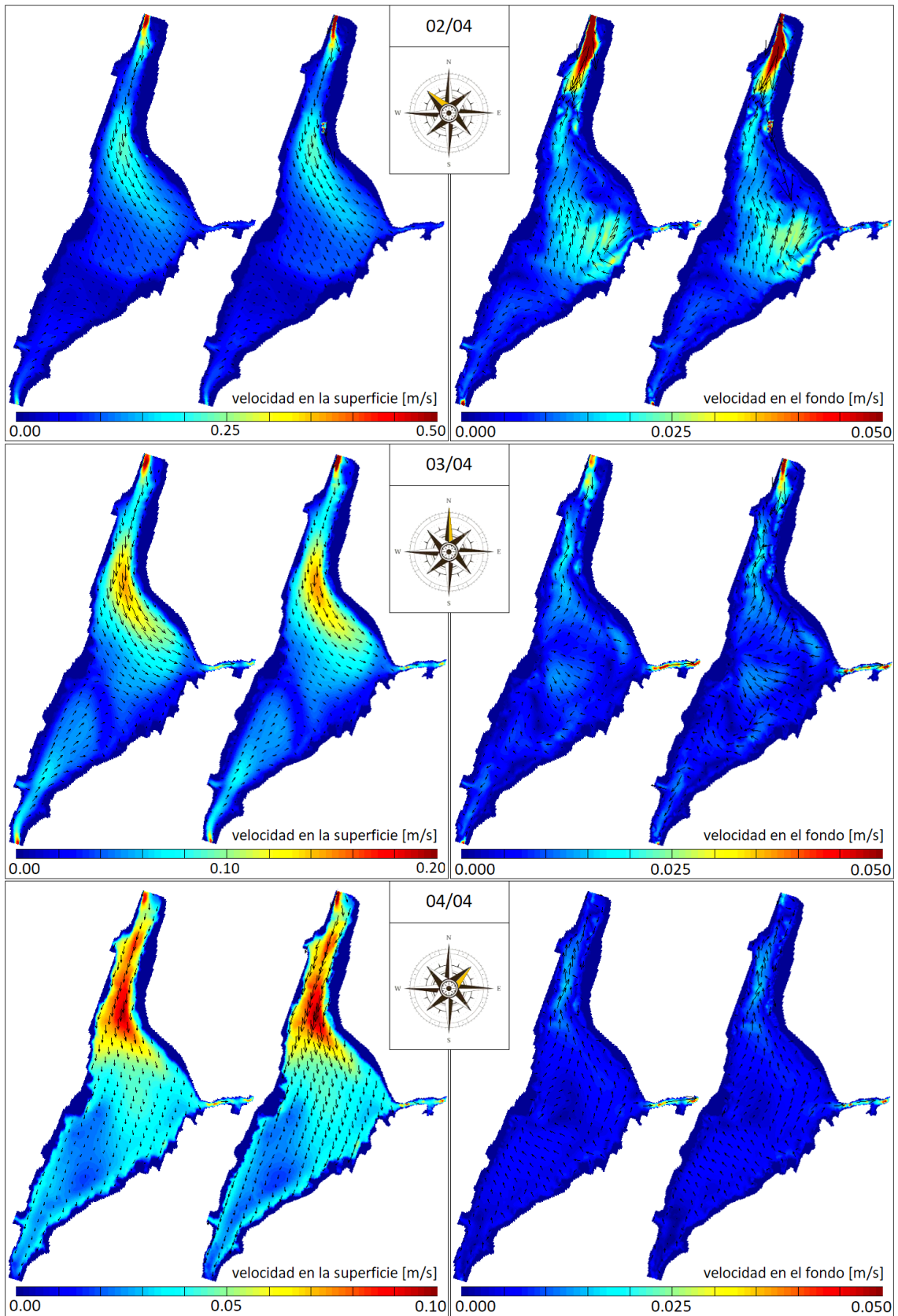


Figura 47 (cont.) Campos de velocidad en la superficie y en el fondo de la Simulación Base (izquierda) y de la Simulación Refinada (derecha).

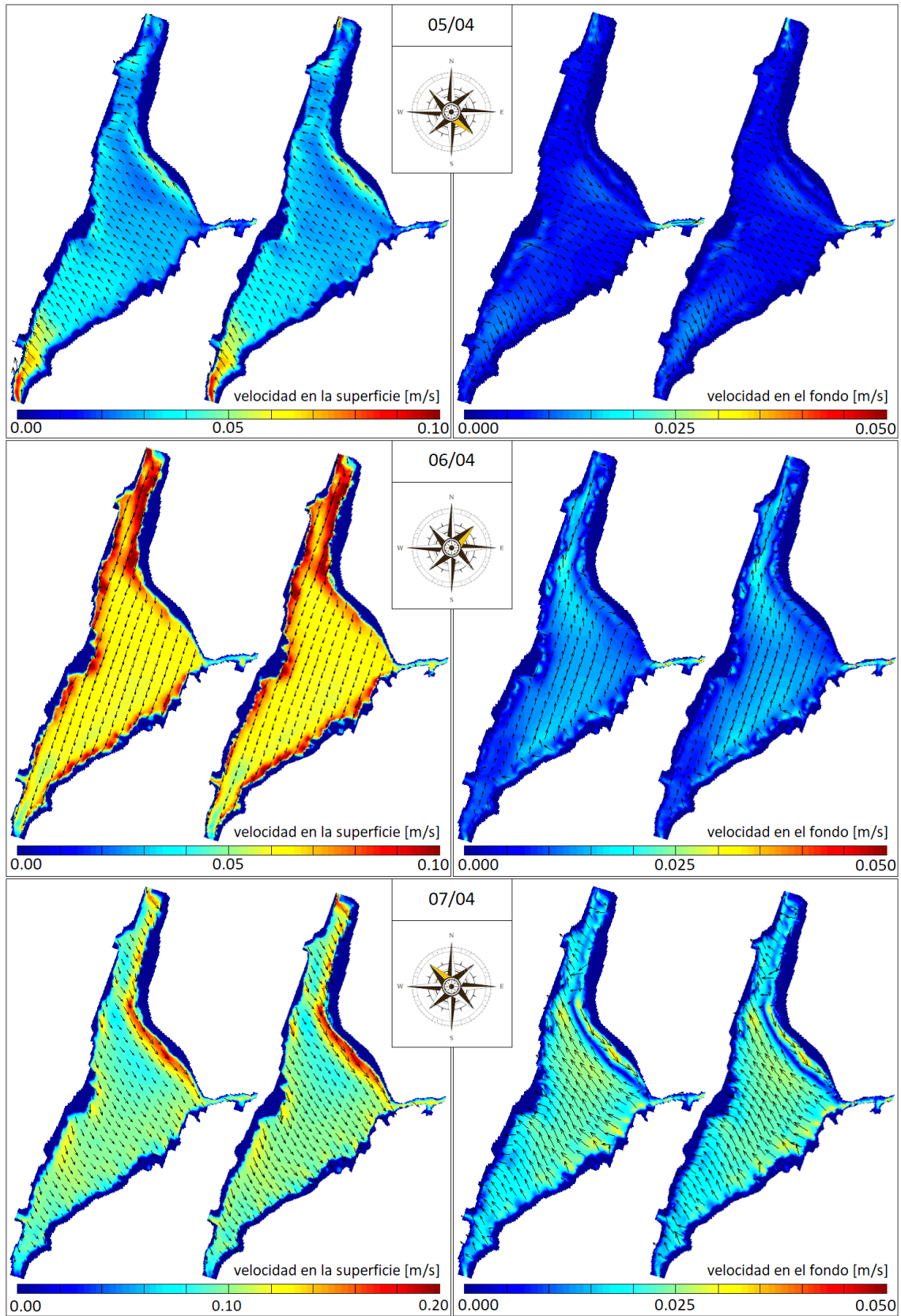


Figura 47 (cont.) Campos de velocidad en la superficie y en el fondo de la Simulación Base (izquierda) y de la Simulación Refinada (derecha).

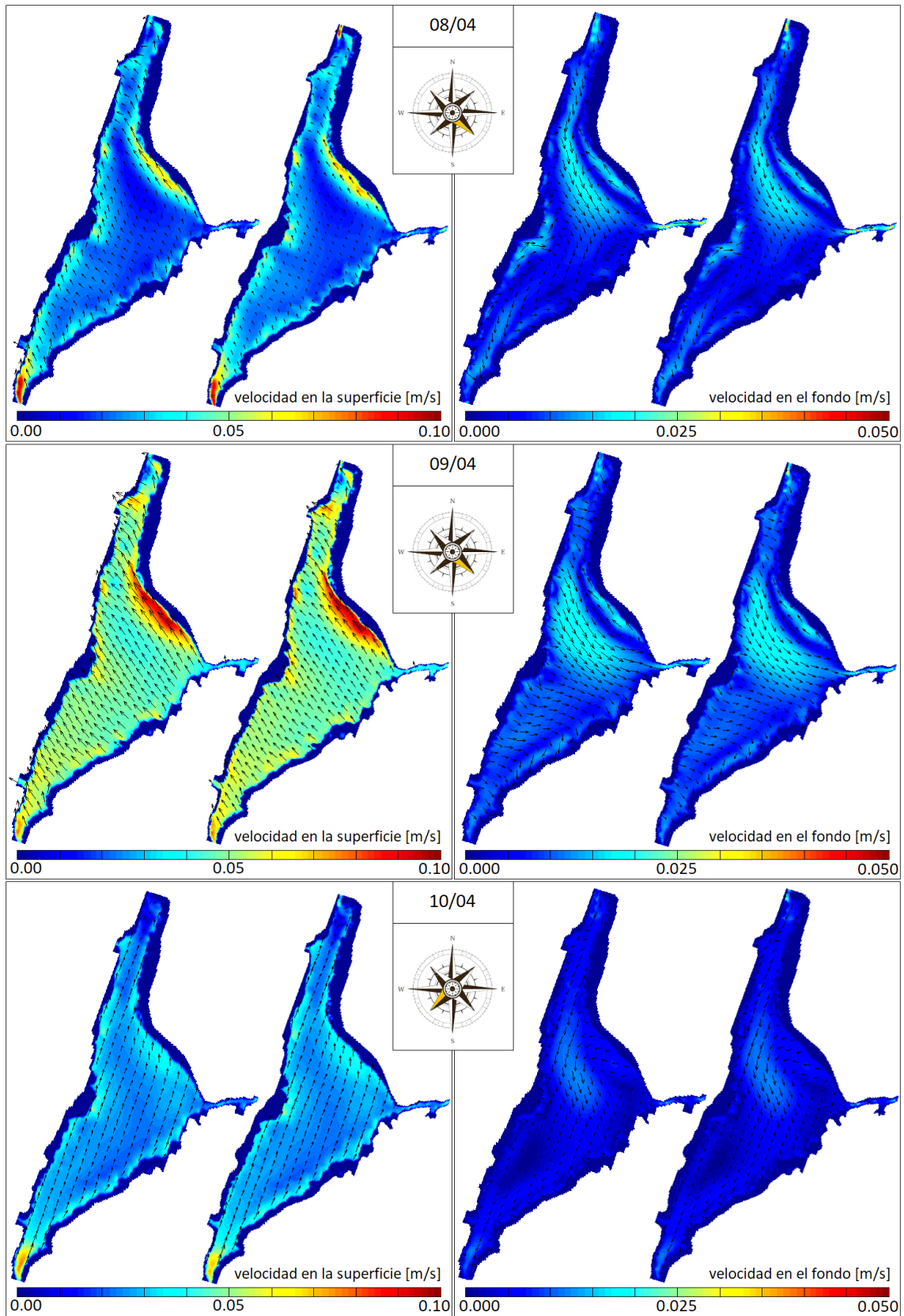


Figura 47 (cont.) Campos de velocidad en la superficie y en el fondo de la Simulación Base (izquierda) y de la Simulación Refinada (derecha).

En la Figura 48 se observan los perfiles de viscosidad turbulenta vertical en el punto de observación CENTRO. La profundidad está medida desde la cota de labio de vertedero. Se han tomado los mismos instantes de tiempos usados en los campos de velocidad, dividiéndolos convenientemente en cuatro grupos. El primero –mosaico superior izquierdo– se caracteriza por la fluctuación de esta variable en toda la profundidad. Notar que los perfiles de los días 31/01 y 28/02 quedan fuera de escala debido a su bajo valor, cuyo orden de magnitud es de $1 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$. El segundo –mosaico superior derecho– inicia con un perfil que decae rápidamente con el tiempo y asciende hacia la superficie, como respuesta a la crecida que ocurre en este período. El tercero –mosaico inferior izquierdo– comienza prácticamente desde la superficie y, conforme pasa el tiempo, se desenvuelve en toda la profundidad, aumentando el máximo hasta un valor de $0.0175 \text{ m}^2/\text{s}$. El cuarto –mosaico inferior derecho– muestra perfiles con máximos que tienden a disminuir.

Puede establecerse, entonces, que durante escenarios donde el viento es el principal agente forzante, la viscosidad turbulenta vertical tiene su máximo próximo a los 10 m de profundidad y alcanza los $0.008 \text{ m}^2/\text{s}$. Durante la crecida, el perfil tiende a la superficie con valores máximos menores a $0.001 \text{ m}^2/\text{s}$, para luego volver a desarrollarse en toda la profundidad y repetir el ciclo. Estos resultados son comparables con los encontrados por Buscaglia et al. (2000), donde esta viscosidad alcanza los $0.006 \text{ m}^2/\text{s}$ a una profundidad de 6 m.

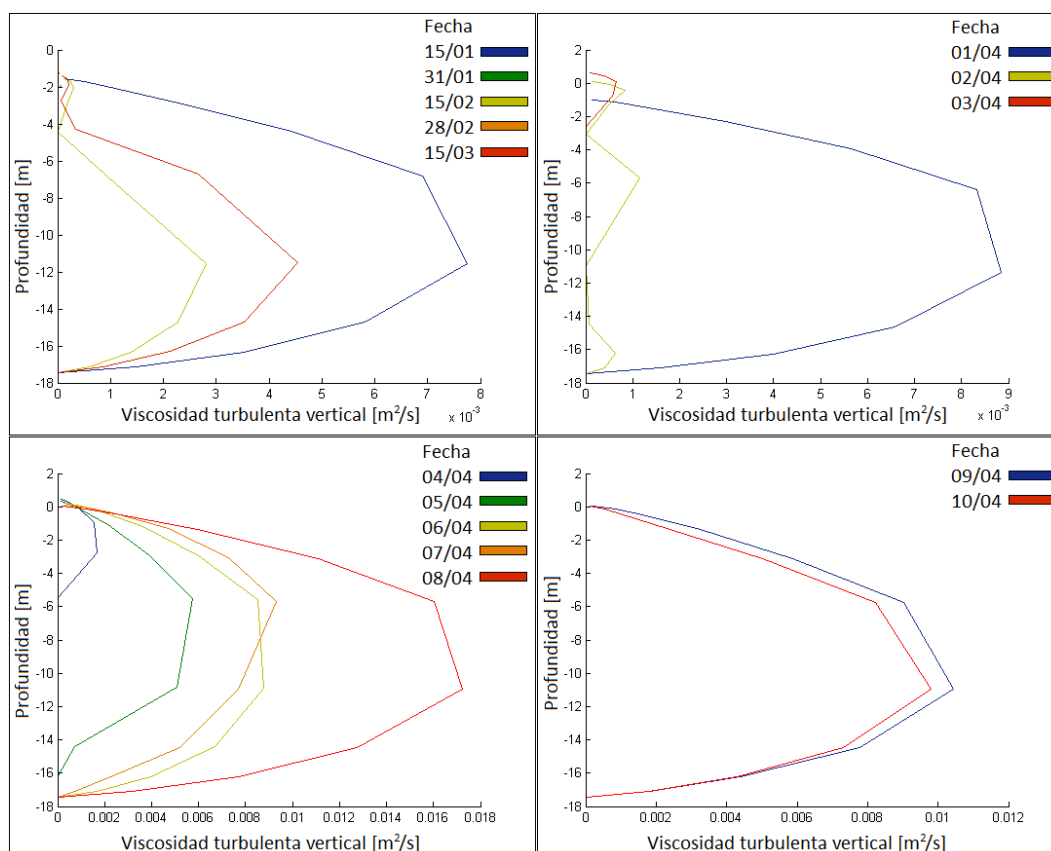


Figura 48. Perfiles de viscosidades turbulentas verticales en Simulación Base.

En la Figura 49 se observan los perfiles de sedimentos en suspensión medidos y simulados en el punto de observación CENTRO. El último cuenta con una con un error por defecto de aproximadamente un 10%, asociado a un posible aumento de material en suspensión por lavado de cuenca entre las mediciones. Se espera, suponiendo relación lineal, un aumento de la zona eufótica –y profundidad de Secchi– de la misma magnitud.

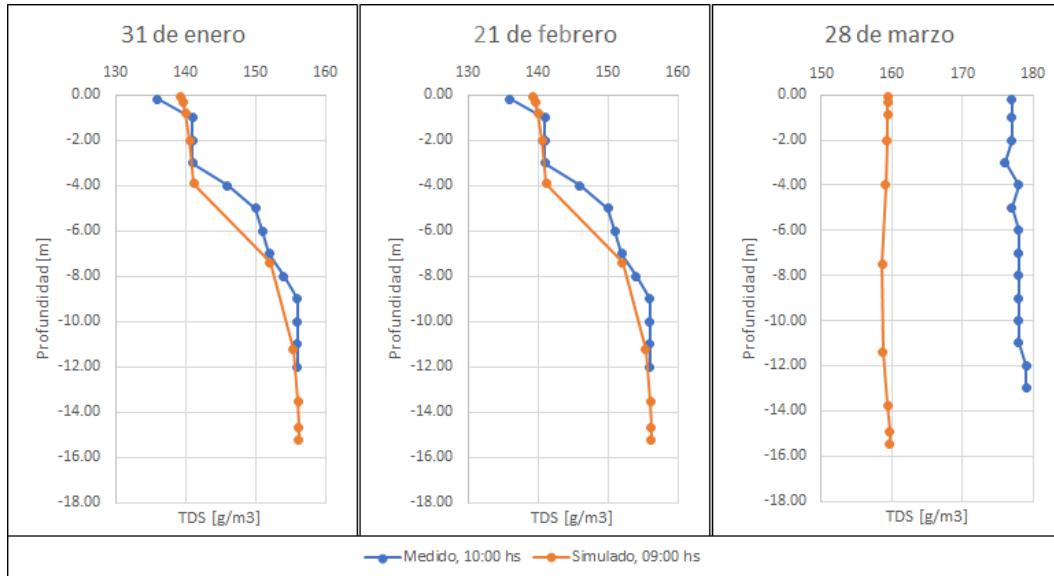


Figura 49. Perfiles de sólidos disueltos medidos y simulados en CENTRO de Simulación Base.

Los perfiles de temperatura medidos y simulados en el punto de observación CENTRO son mostrados en la Figura 50. Se observa un comportamiento similar, con diferencias máximas menores a 0.5 °C. Es importante remarcar la inercia térmica del embalse frente al cambio de temperatura del aire: existe cierto desfase en la zona superior del perfil simulado numéricamente que es corregido en el tiempo. Esto se puede apreciar el 31 de enero, probablemente debido a la falta de resolución temporal de esta variable, ya que sólo se tienen tres valores diarios entre los que se forman funciones lineales.

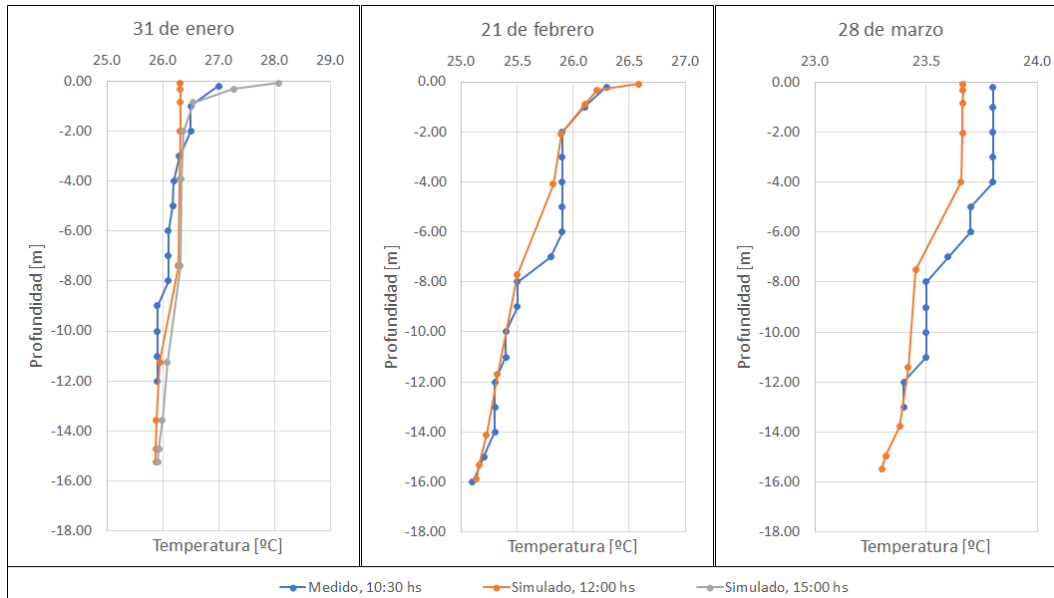


Figura 50. Perfiles de temperatura medidos y simulados en CENTRO de Simulación Base.

La Figura 51 está compuesta por histogramas, donde cada barra representa el gradiente térmico diario entre capas horizontales del mallado numérico, tanto para CENTRO como DIQUE. Valores mayores a la unidad indican estratificación en la columna de agua. Se observan estratificaciones diarias, más estables y duraderas en DIQUE, y en los primeros 3 metros de agua. Los picos de gradientes ubicados hacia el final del período estudiado muestra

que el embalse necesita de un tiempo de aproximadamente 25 días luego de la crecida para volver a generar potenciales escenarios de estratificación.

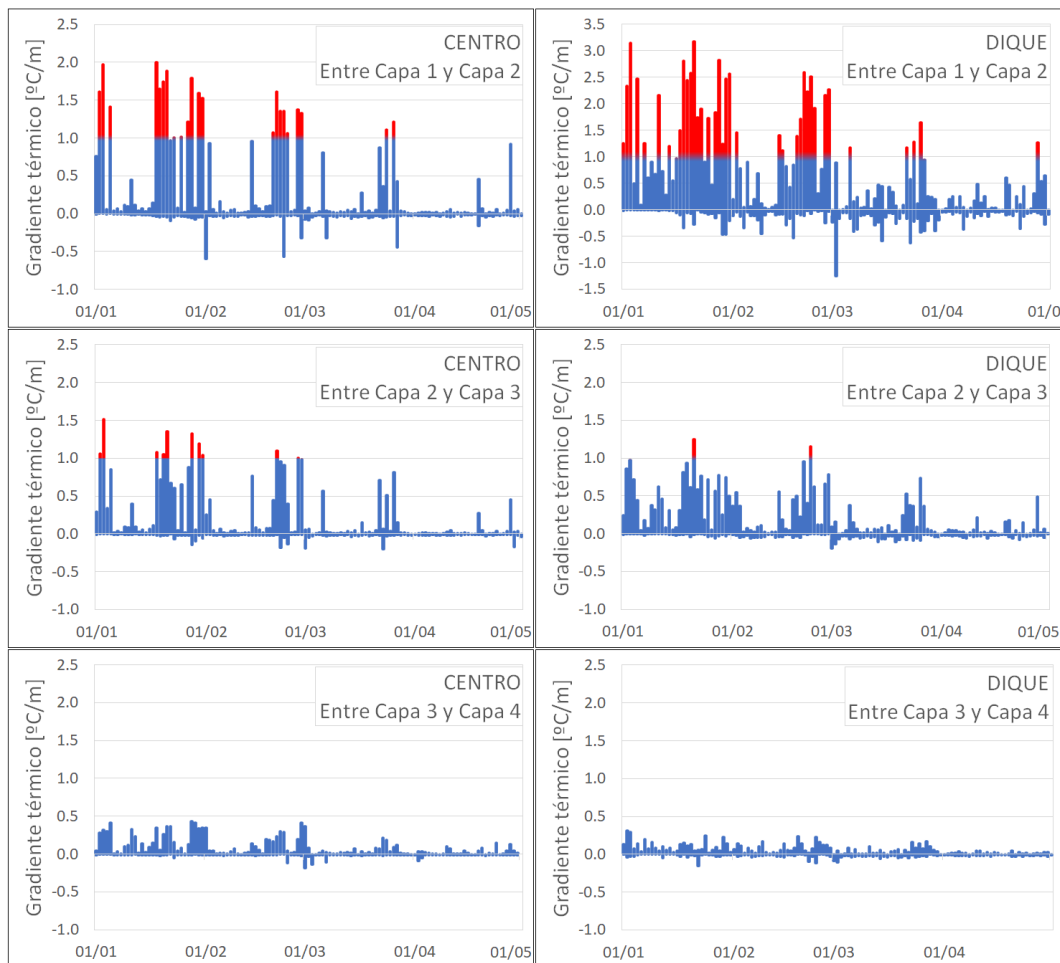


Figura 51. Gradientes térmicos en CENTRO y en DIQUE de Simulación Base.

4.2.2 Calidad de agua y eutrofización

De la Figura 52 a la Figura 55 se presentan las series de clorofila-a junto a las de temperatura del agua y oxígeno disuelto superficiales en el punto CENTRO, DSA, DCQ y DIQUE, respectivamente. Se anexan, además, las series de nutrientes disueltos y profundidad de Secchi. Se han agregado los valores medidos durante las campañas mensuales llevadas a cabo por el INA-CIRSA. Se observan correspondencias entre los valores medidos y los simulados de clorofila-a para los cuatro puntos, como así también la temperatura del agua, el oxígeno disuelto y la profundidad de Secchi. Los nutrientes simulados parecen exceder a los medidos en DSA, posiblemente como resultado de la cercanía entre el punto de medición y la condición de contorno impuesta, por un lado, y la suposición práctica de concentrar toda la carga del perilago en este tributario, por el otro. En DCQ ocurre lo contrario –ya que los simulados son menores a los medidos–, lo que evidencia la falta de aporte de nutrientes de la cuenca superior localizada entre el punto de muestreo en el tributario y la condición de borde.

Comparando los niveles de clorofila-a alcanzados con la serie de temperatura del agua, resulta clara la relación directa entre una variable y la otra. A su vez, el incremento de la biomasa algal provoca el aumento del oxígeno disuelto y la disminución de la profundidad de Secchi.

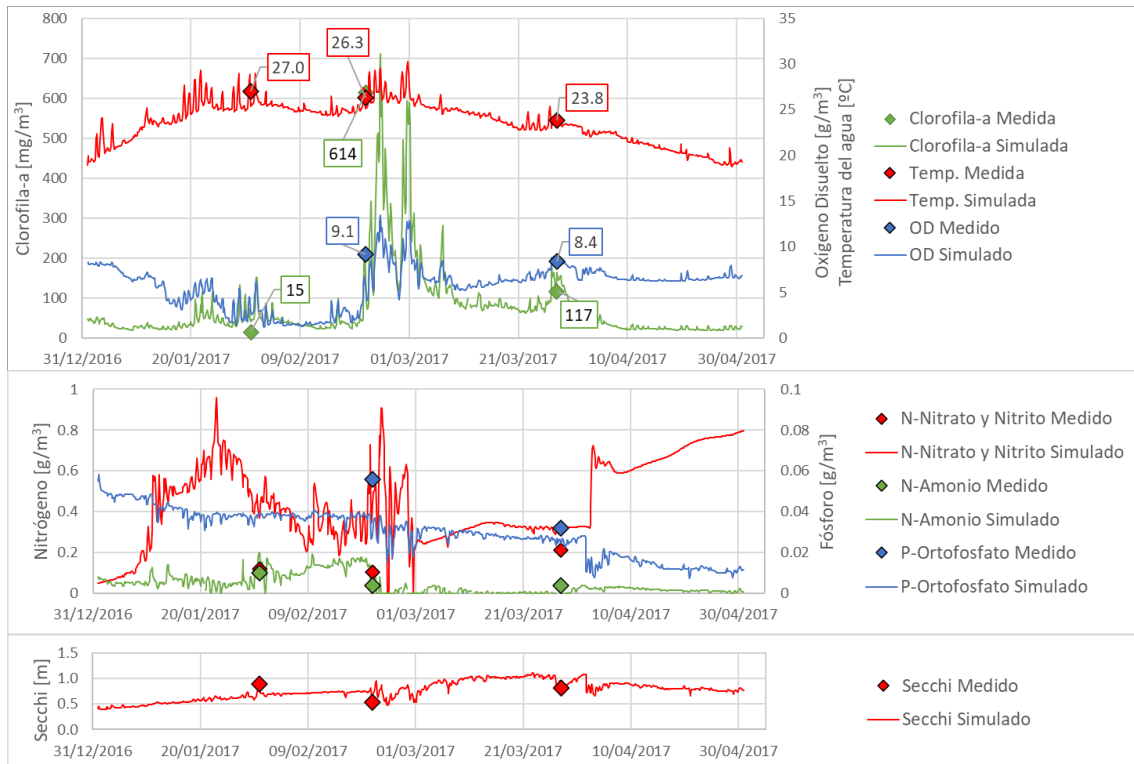


Figura 52. Series simuladas de Clorofila-a, Temperatura y Oxígeno Disuelto (arriba), de nitrógeno de NO₂, NO₃ y NH₄, y de fósforo de PO₄ (medio) y de profundidad de Secchi (abajo) en CENTRO.

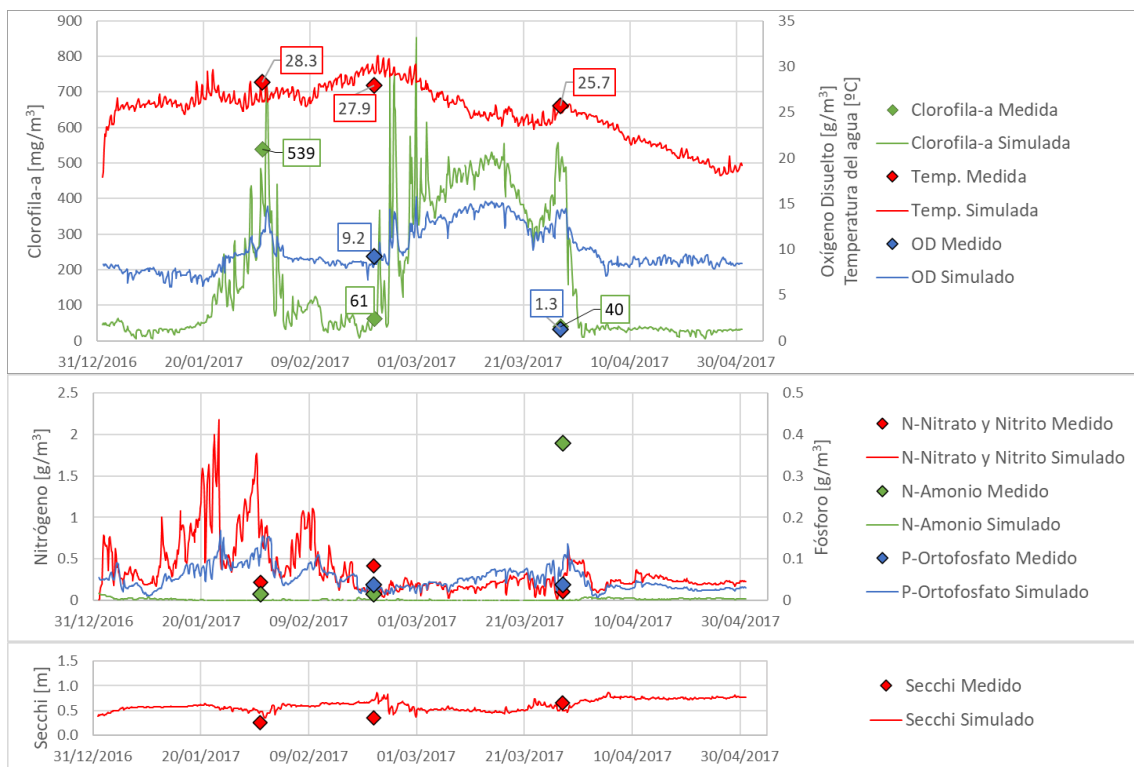


Figura 53. Series simuladas de Clorofila-a, Temperatura y Oxígeno Disuelto (arriba), de nitrógeno de NO₂, NO₃ y NH₄, y de fósforo de PO₄ (medio) y de profundidad de Secchi (abajo) en DSA.

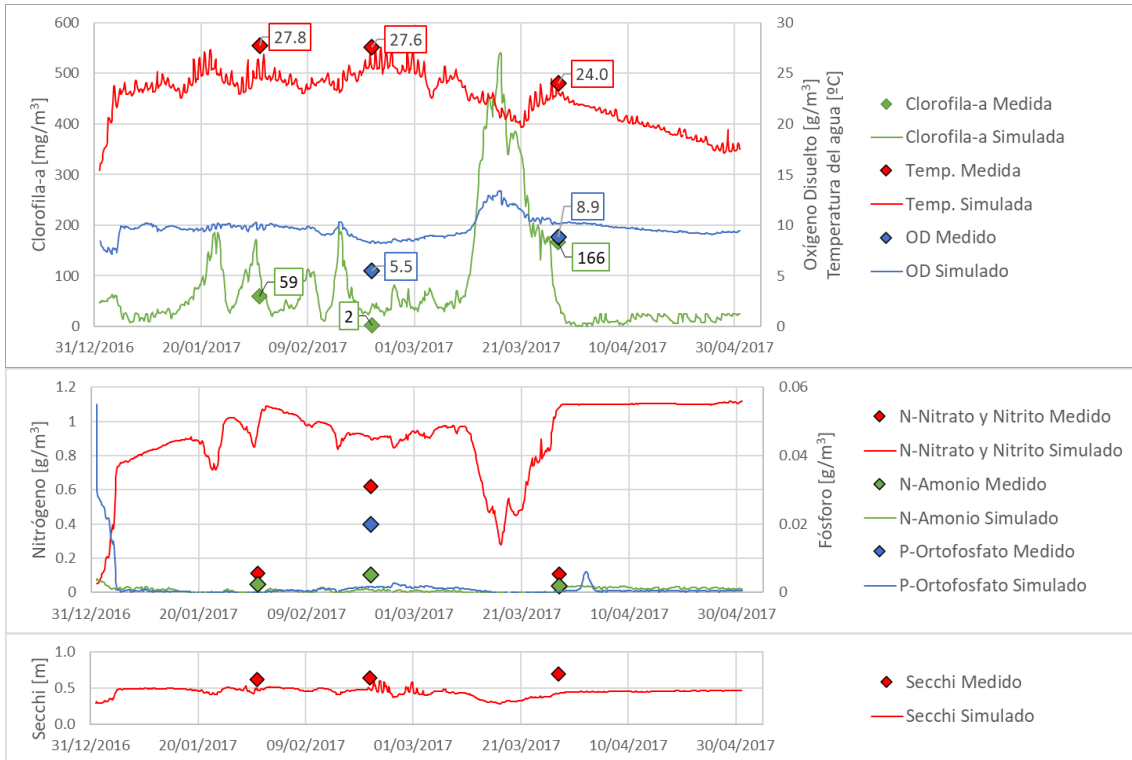


Figura 54. Series simuladas de Clorofila-a, Temperatura y Oxígeno Disuelto (arriba), de nitrógeno de NO₂, NO₃ y NH₄, y de fósforo de PO₄ (medio) y de profundidad de Secchi (abajo) en DCQ.

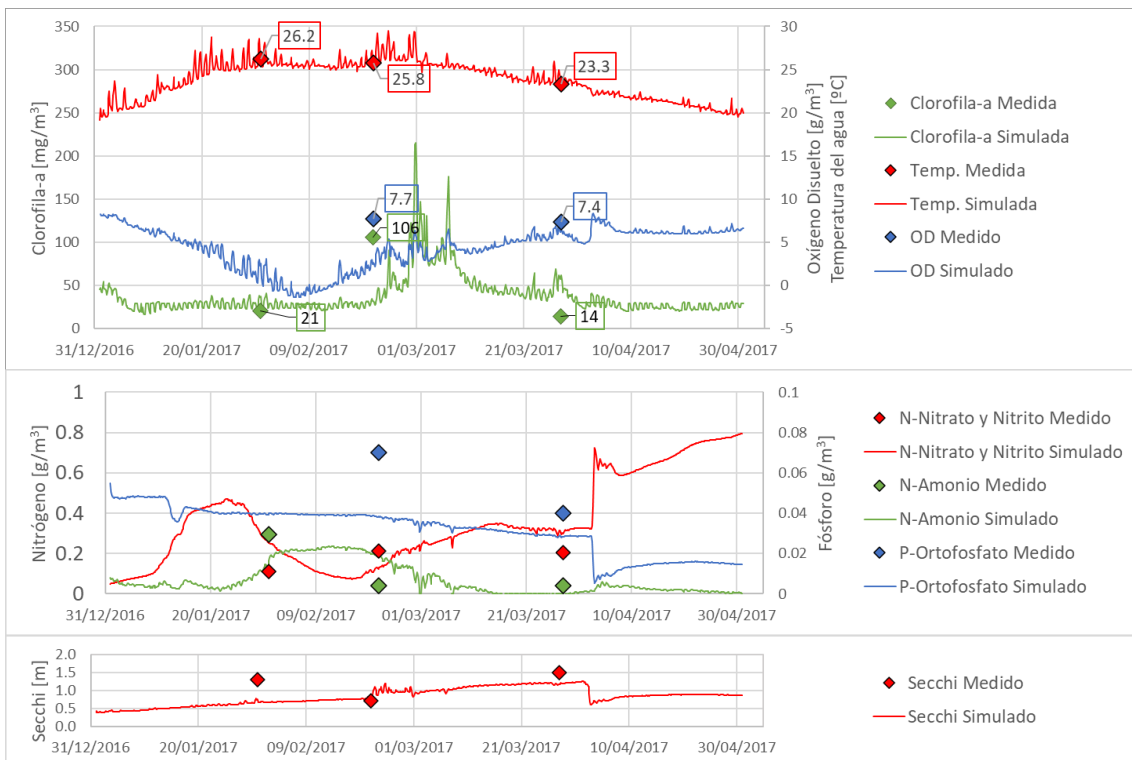


Figura 55. Series simuladas de Clorofila-a, Temperatura y Oxígeno Disuelto (arriba), de nitrógeno de NO₂, NO₃ y NH₄, y de fósforo de PO₄ (medio) y de profundidad de Secchi (abajo) en DIQUE.

En la Figura 56 se superponen las series superficiales de clorofila-a. Se observa poca relación entre DCQ y CENTRO. Si bien aparentan mayor homogeneidad las series de DSA y

CENTRO, la advección entre estos puntos debería desfasarlas. Por lo mencionado para ambas desembocaduras, es evidente que no existe relación entre estos dos pares de puntos de observación, siendo las variaciones calculadas resultado de los crecimientos de la biomasa fitoplanctónica generalizados y localizados en todo el embalse. Entre CENTRO y DIQUE parece existir este desfase debido al proceso de transporte anteriormente citado, con pocas variaciones por crecimiento en la zona de la garganta del embalse. En la Figura 57 se presentan la correlación para cada par de puntos. El gráfico superior es el resultado de suponer toda la ventana temporal para el cálculo de los coeficientes, mientras que el inferior se limita al 28 de marzo –fecha anterior a la crecida de los tributarios–. La diferencia entre ambos es despreciable, observándose la nula relación entre DCQ y CENTRO, el crecimiento simultáneo entre DSA y CENTRO, y un desfase entre CENTRO y DIQUE de cinco a seis días, valor semejante a tomar una relación entre la distancia que los separa –3 km– y una velocidad superficial de 0.10 m/s.

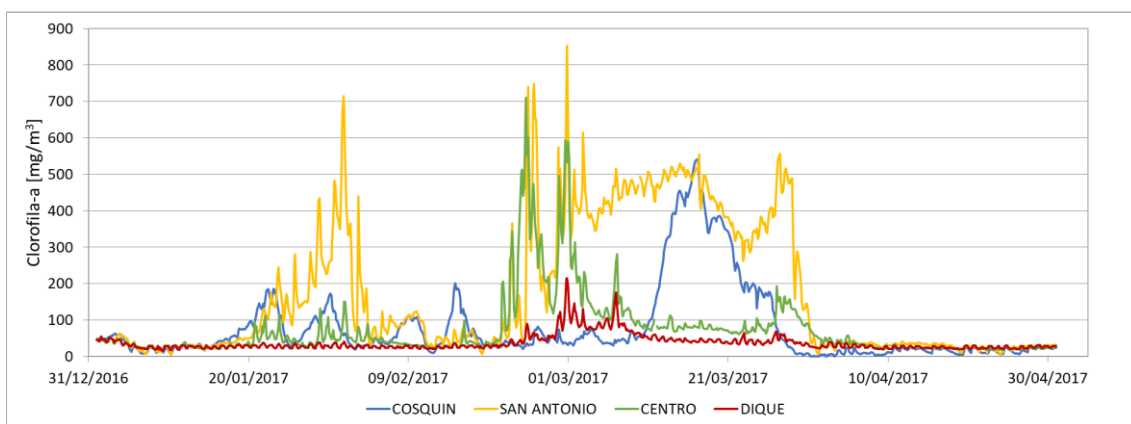


Figura 56. Series superficiales de clorofila-a en los puntos de observación.

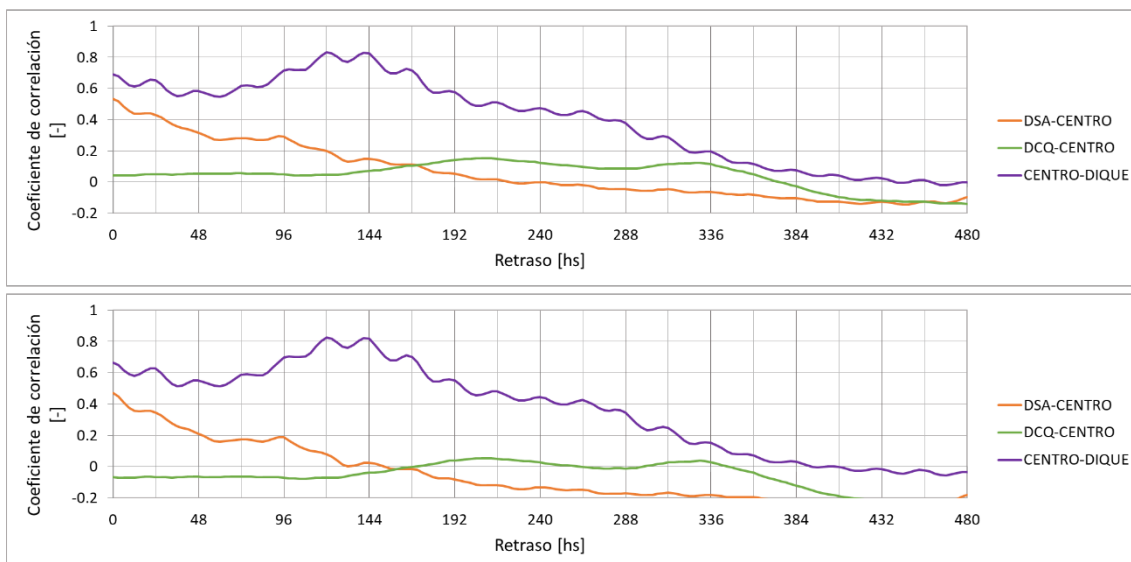


Figura 57. Coeficientes de correlación para diferentes retrasos temporales.

En la Figura 58 se observa la composición algal por especie, en forma total y relativa, en la capa superficial de CENTRO. Debido a que las relaciones estequiométricas utilizadas en el modelo numérico –*Clorofila/C*, *N/C*, *P/C*, *Si/C*– son similares para todas las especies algales, la dominancia de un grupo algal sobre otro estará condicionada por su tasa de crecimiento bruto. A su vez, para generar los picos presentados principalmente por las

cianobacterias, es necesario aumentar dichas tasas por un factor en función de la temperatura del agua. Esto explica las biomásas prácticamente iguales para todas las demás especies algales.

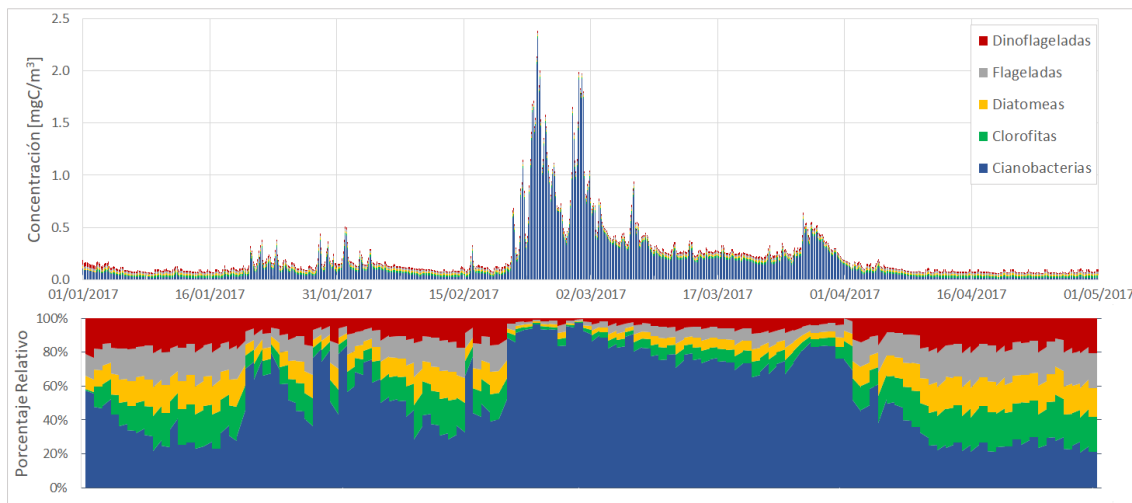


Figura 58. Serie simuladas de composición algal y porcentaje relativo de cada especie en CENTRO.

En la Tabla 33 se presentan los porcentajes relativos de las concentraciones de cada una de éstas, tanto de los resultados de Simulación Base como de los valores medidos en la ventana temporal estudiada y los promedios históricos mensuales obtenidos por el INA-CIRSA. Se distingue la clara dominancia de las cianobacterias sobre las demás especies para las tres categorías y durante los cuatro meses simulados. Se destaca, sin embargo, la abundancia de dinoflageladas durante el mes de enero del 2017 –lo que no ha ocurrido en Simulación Base para asegurar la abundancia de cianobacterias en los siguientes meses–. Por otro lado, las clorófitas, las diatomeas y las flageladas son relativamente despreciables, con un promedio total que no alcanza el 5% en las mediciones y aproximadamente un 15% en la simulación –se debe recordar que el algoritmo maximiza la productividad–. Luego de la crecida a principios del mes de abril, es notoria la reducción de la biomasa de cianobacterias y aumento relativo de las demás especies.

Tabla 33. Porcentajes relativos simulados, medidos e históricos de cada especie algal, en CENTRO.

Mes	Cianobacterias			Clorófitas			Diatomeas			Flageladas			Dinoflageladas		
	Sim.	Med.	Hist.	Sim.	Med.	Hist.	Sim.	Med.	Hist.	Sim.	Med.	Hist.	Sim.	Med.	Hist.
enero	58%	0%	90%	13%	2%	2%	11%	13%	2%	11%	6%	1%	9%	79%	6%
febrero	73%	100%	82%	7%	0%	5%	6%	0%	7%	7%	0%	0%	7%	0%	6%
marzo	85%	95%	67%	4%	0%	4%	3%	1%	7%	4%	0%	1%	3%	4%	20%
abril	31%	-	33%	21%	-	14%	16%	-	18%	19%	-	7%	13%	-	27%

En la Figura 59 se presentan un total de 8 imágenes satelitales –productos de Landsat 8 y Sentinel 2– temporalmente localizadas en el intervalo estudiado. A la derecha de cada una se encuentran los campos superficiales de clorofila-a resultantes de la Simulación Base junto a un corte que recorre la desembocadura del San Antonio hasta la entrada de la garganta del embalse. Se adjuntan, además, campos de factores asociados a nutrientes y energía solar, donde valores unitarios demuestran que dicho factor es limitante.

Con excepción de las figuras asociadas a las fechas 20/01, 30/01 y 01/03, las imágenes satelitales se ven representadas en los campos obtenidos de la simulación numérica. Posiblemente las imágenes de las fechas mencionadas no evidencien el estado de calidad del

embalse como resultado de baja reflectancia. En particular, se observan los mismos patrones de distribución en las fechas 21/02 y 17/03, como así también la limpieza del embalse luego de la crecida a principios del mes de abril.

Existe una presencia clara de elevadas concentraciones de la biomasa fitoplanctónica en las desembocaduras de los ríos San Antonio y Cosquín, con acumulación en las costas sureste y noreste del embalse –tal y como se había anticipado hidrodinámicamente–. El crecimiento se limita principalmente a las desembocaduras de los tributarios, donde los nutrientes y la intensidad de luz son suficientes para mantener las tasas de crecimiento. Esto sucede hasta que los nutrientes comienzan a ser limitantes. Fuera de las desembocaduras, la baja concentración de la biomasa limita su propio crecimiento: hacia el centro, las concentraciones descienden y la tasa de crecimiento no es suficiente para provocar el aumento de las mismas. Por este motivo, los nutrientes dejan de ser limitantes en esta zona.

Se observa la fluctuación de la mancha algal a la salida de la desembocadura del río Cosquín desde la orilla oeste a la orilla noreste, según las condiciones de viento. Ocurre algo similar, pero menos evidente, en la desembocadura del río San Antonio, donde los vientos norestes comprimen la mancha contra la costa oeste.

Aproximadamente la totalidad de la biomasa fitoplanctónica se desarrolla en los primeros 5 m de profundidad. En las desembocaduras de los tributarios desarrollan un perfil uniforme. Aún en estas zonas, donde las concentraciones superficiales son más elevadas que en el resto del embalse, la densidad de la biomasa fitoplanctónica no es suficiente para limitar su crecimiento por radiación solar.

Los niveles de clorofila en la zona de la garganta son de un orden de magnitud de los desarrollados en las desembocaduras de los tributarios en todo el período estudiado, con excepción de la ventana temporal en la que se activan las válvulas y la descarga por vertedero.

Al comienzo de la floración algal principal, aproximadamente el 20 de febrero, la biomasa proveniente del río Cosquín consigue dominar el centro del embalse y llegar a la orilla sureste. Junto al fitoplancton proveniente del río San Antonio, en estas costas se alcanza los niveles de clorofila suficientes para, aprovechando los niveles de nutrientes presentes y el aumento de temperatura, se desarrolle la floración algal desde esta zona hacia el resto del embalse. La concentración de la biomasa algal cae en un orden de magnitud con las crecidas de los tributarios a finales de marzo. La mezcla generalizada hace que el perfil vertical de clorofila-a sea uniforme. La temperatura del agua desciende lo suficiente como para evitar un nuevo florecimiento algal.

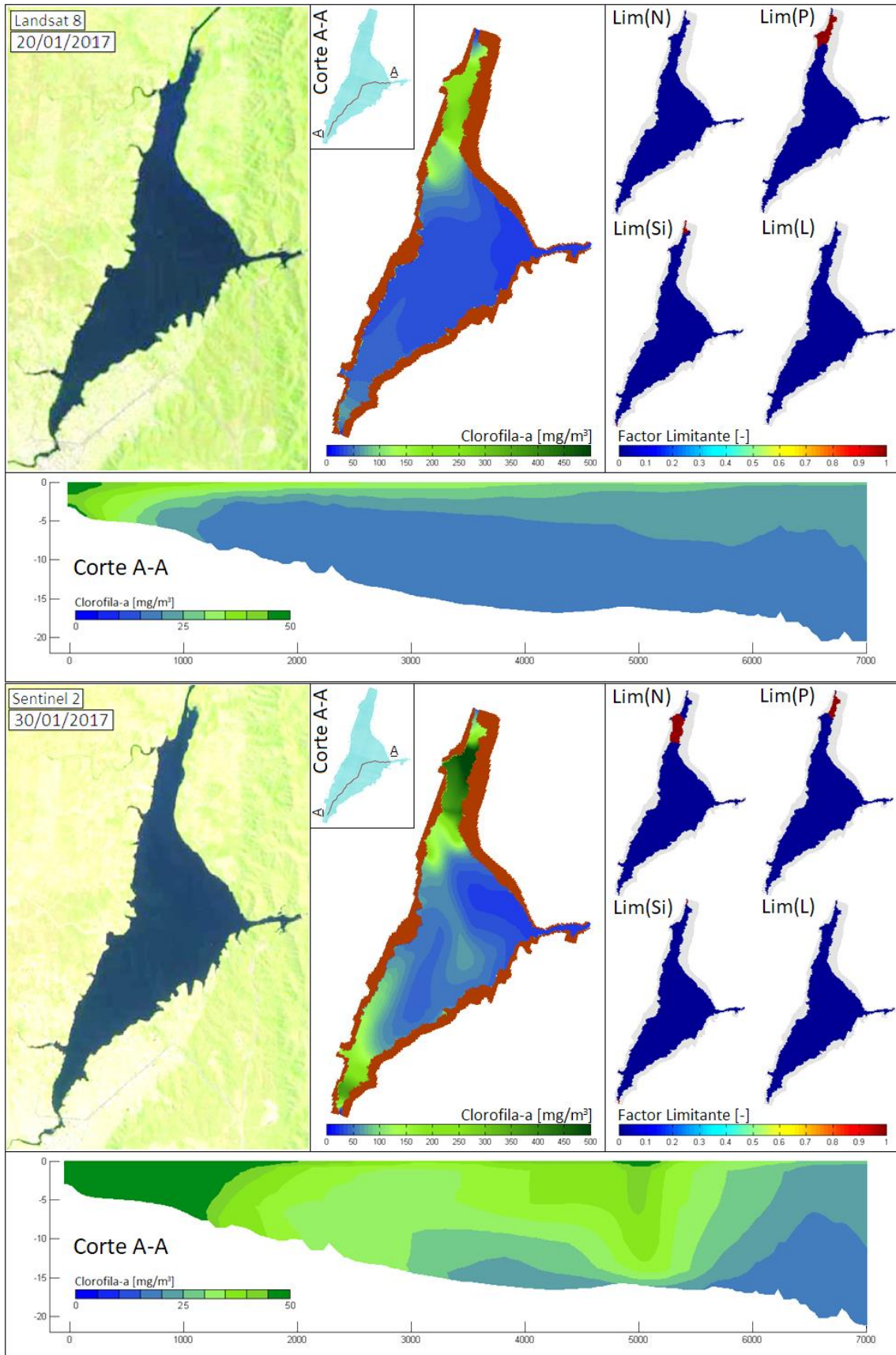


Figura 59. Comparación de imágenes satelitales con campos superficiales de clorofila-a resultantes de Simulación Base, junto a campos de factores limitantes y un corte transversal.

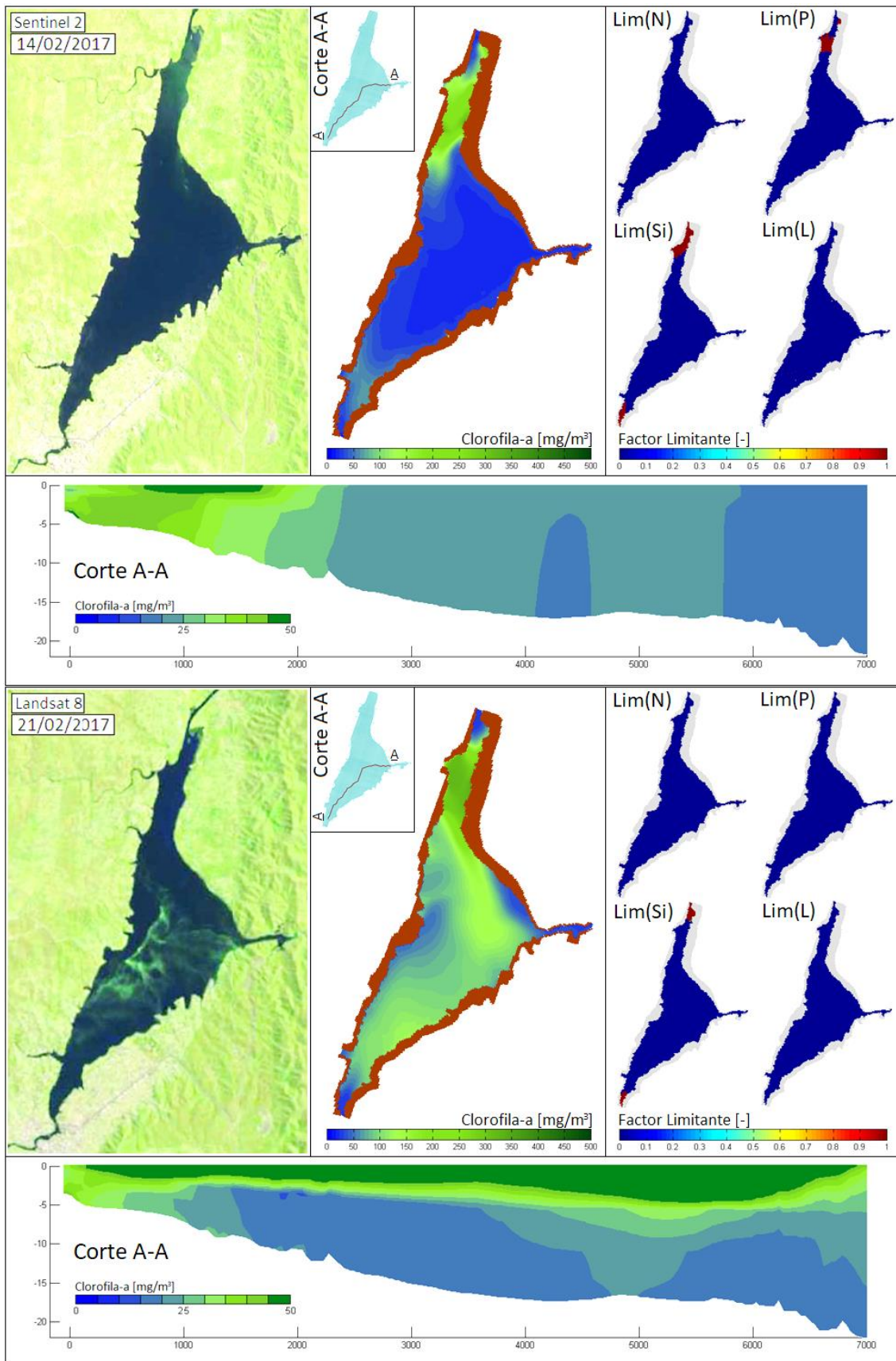


Figura 57 (cont.). Comparación de imágenes satelitales con campos superficiales de clorofila-a resultantes de la Simulación Base, junto a campos de factores limitantes y un corte transversal.

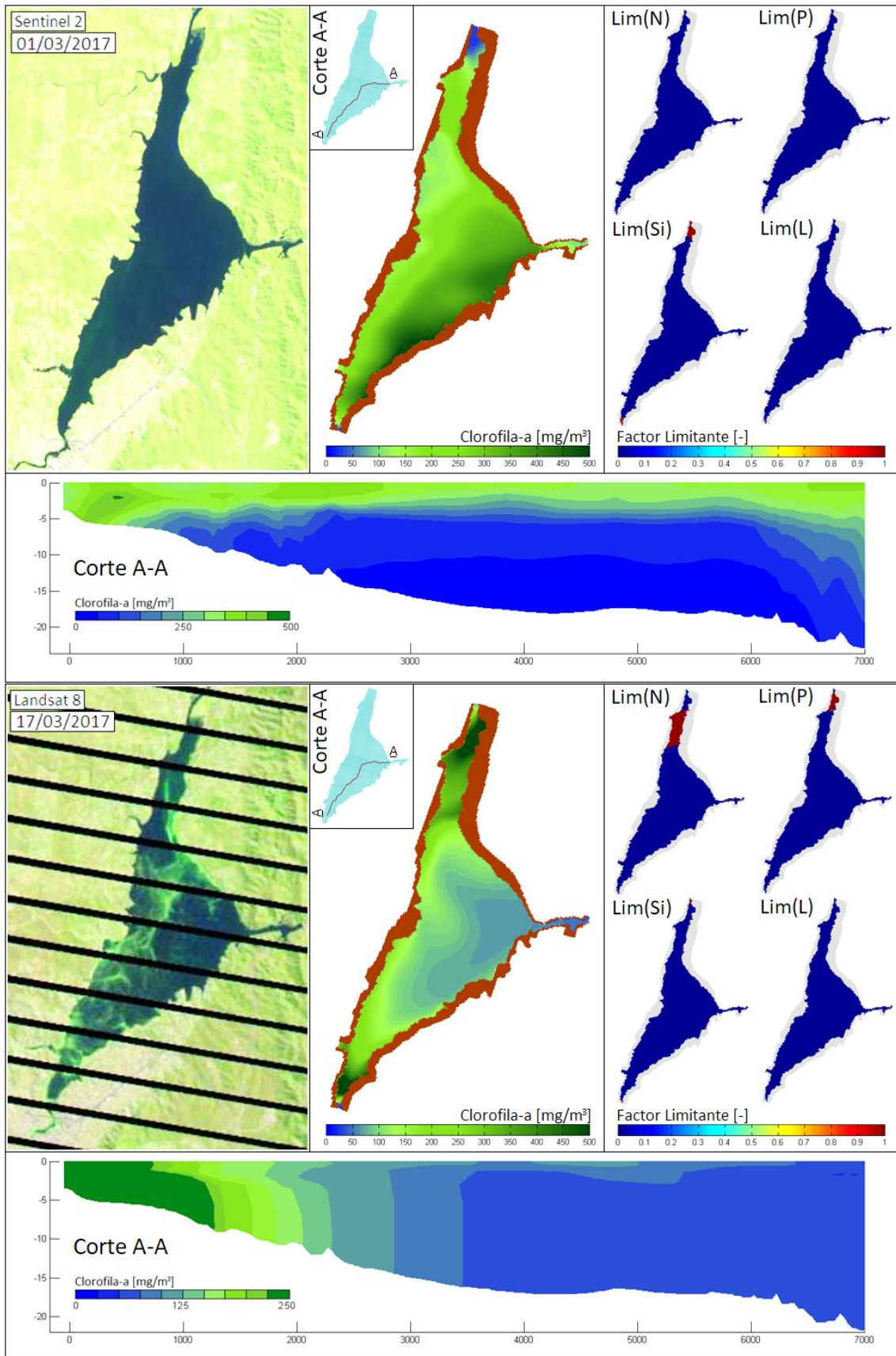


Figura 57 (cont.). Comparación de imágenes satelitales con campos superficiales de clorofila-a resultantes de la Simulación Base, junto a campos de factores limitantes y un corte transversal.

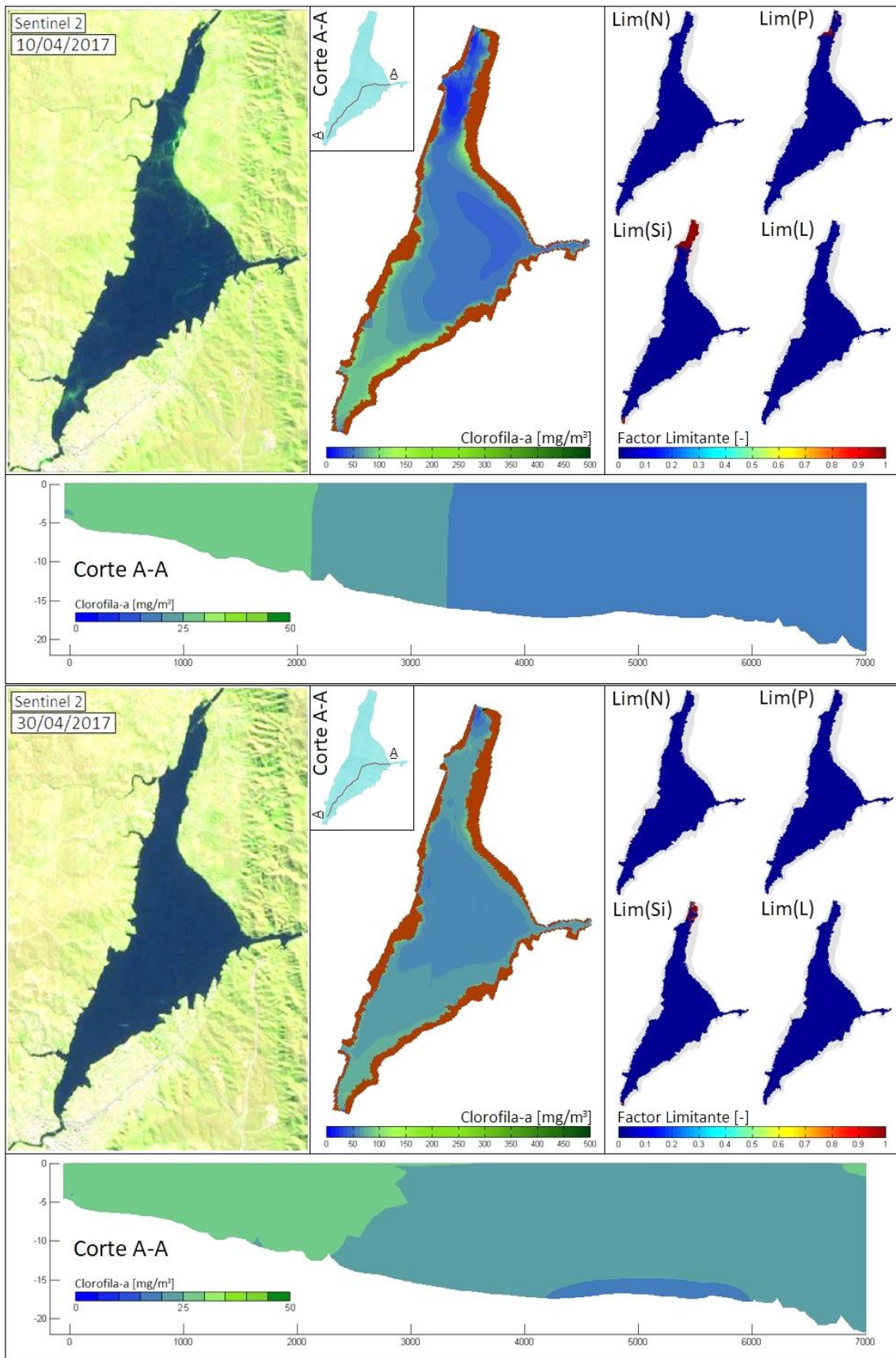


Figura 57 (cont.). Comparación de imágenes satelitales con campos superficiales de clorofila-a resultantes de la Simulación Base, junto a campos de factores limitantes y un corte transversal.

4.3 Resultados del Grupo B

Se presentan, a continuación, los resultados de las modelaciones correspondientes a Escenario A y a Escenario B. En la Figura 60 pueden observarse los niveles alcanzados en cada una de éstas. Se han conseguido diferencias entre la primer apertura de válvula –09/01/2017– y la segunda –01/04/2017– de -1.0 m y +1.0 m, como se tenía previsto.

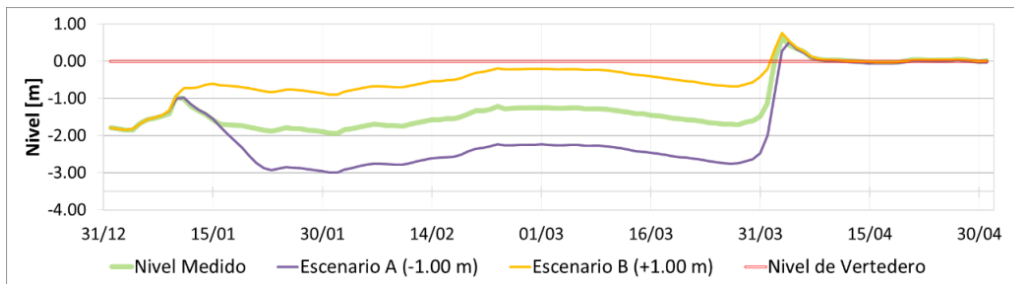


Figura 60. Niveles alcanzados en el Escenario A y Escenario B con respecto al nivel del vertedero.

Los cambios en los niveles embalsados provocan ciertas alteraciones en la hidrodinámica del cuerpo de agua. En la Figura 61 se presentan los campos de velocidad de fondo y superficial para Escenario A y Escenario B en comparación con el campo de Simulación Base. Se observan los mismos patrones de flujo, con un pequeño aumento de velocidades superficiales con niveles más altos de embalse, aunque no se observan cambios en la zona de la garganta.

En particular, la disminución de niveles trae aparejados aumentos en las velocidades cercanas a las condiciones de contorno de los tributarios –fácilmente observables en el río San Antonio y Cosquín– que son rápidamente amortiguadas en las desembocaduras de los mismos. Por otro lado, las zonas de recirculación en las costas sureste y noreste parecen aumentar tanto en tamaño como en magnitud para niveles mayores.

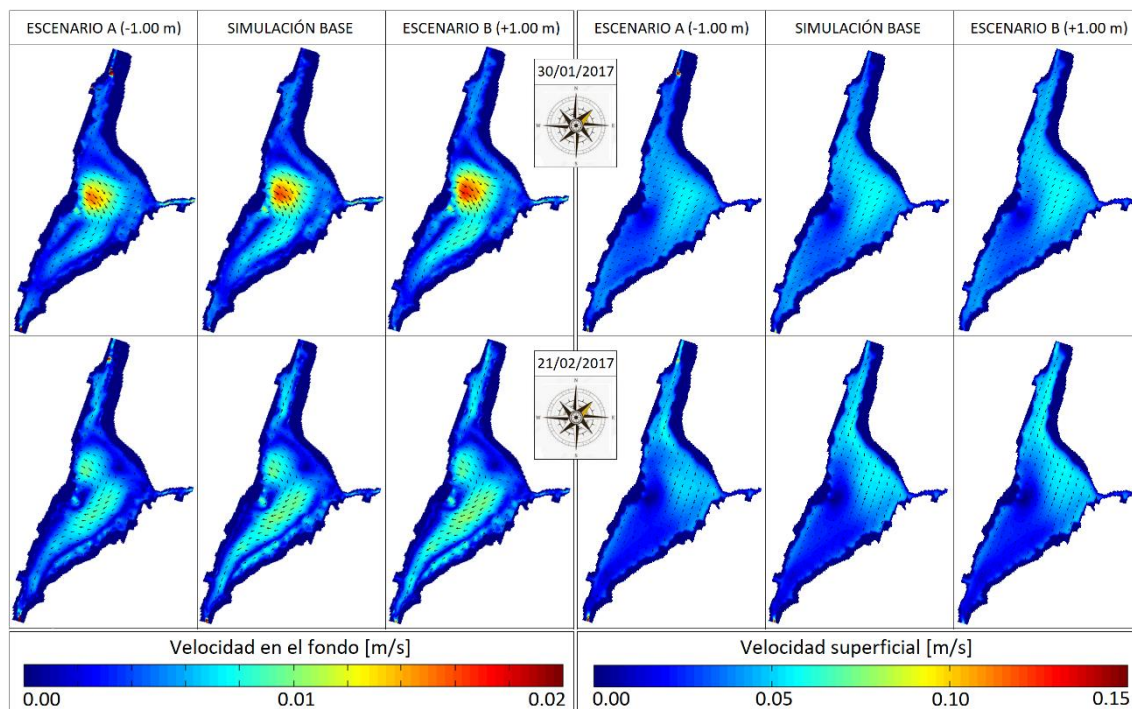


Figura 61. Comparación de campos de velocidad de fondo y superficial de Escenario A y Escenario B con respecto a Simulación Base.

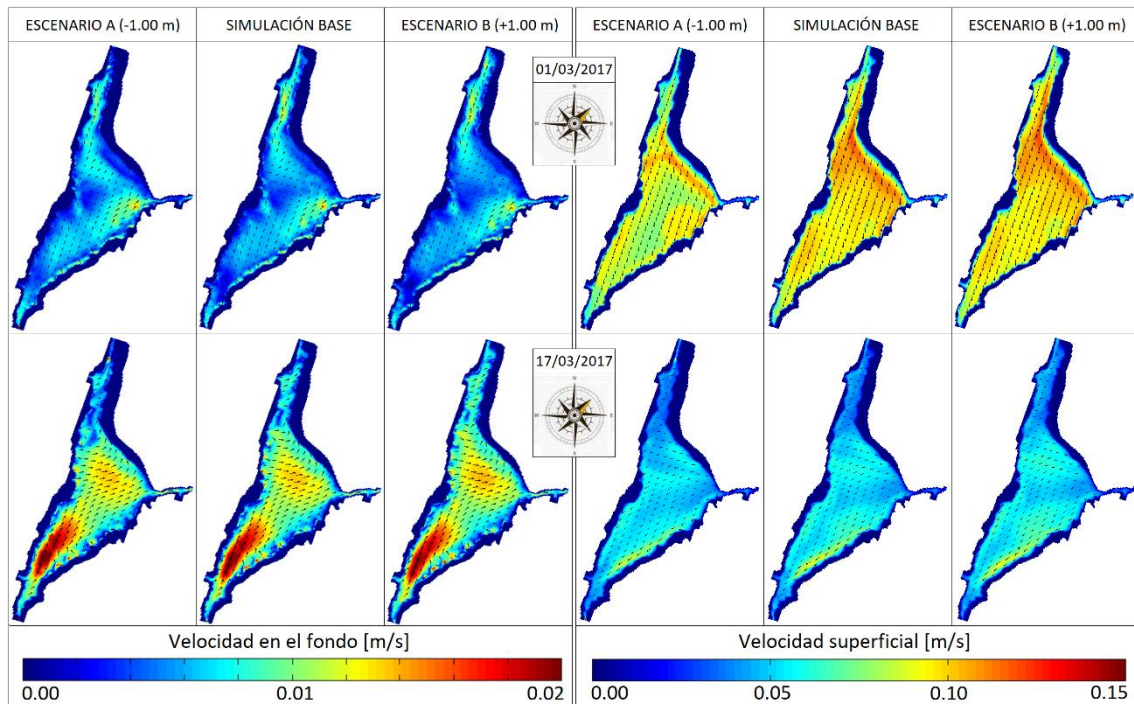


Figura 61 (cont.). Comparación de campos de velocidad de fondo y superficial de Escenario A y de Escenario B con respecto a Simulación Base.

La Figura 62 muestra las series de clorofila-a superficial modeladas en Escenario A y Escenario B en comparación con las de Simulación Base. Para cada punto de observación no se aprecian desfases temporales entre éstas, lo que evidencia flujos advectivos similares para los tres casos

En DCQ los niveles de esta variable son siempre menores para Escenario A y mayores para Escenario B con respecto a Simulación Base, inverso a lo que ocurre en DSA. Esta contraposición entre estos puntos de observación está ligada a la hidrodinámica del embalse, relacionada al aumento de las velocidades inmediatamente cercanas a las condiciones de contorno, como se mencionó anteriormente. Mientras esto hace que la masa fitoplanctónica se aleje del punto de observación DCQ, hace que se acerque en DSA. Por lo tanto, no son puntos objetivamente comparables bajo esta configuración de malla computacional –recordar que, como condición de contorno, los tributarios se suponen libres de fitoplancton–.

En CENTRO no se observan cambios apreciables de esta variable, aunque hay niveles ligeramente mayores en Escenario A durante el período de floración. En DIQUE es también Escenario A el que produce mayor la concentración de la biomasa algal a lo largo de toda la ventana temporal estudiada.

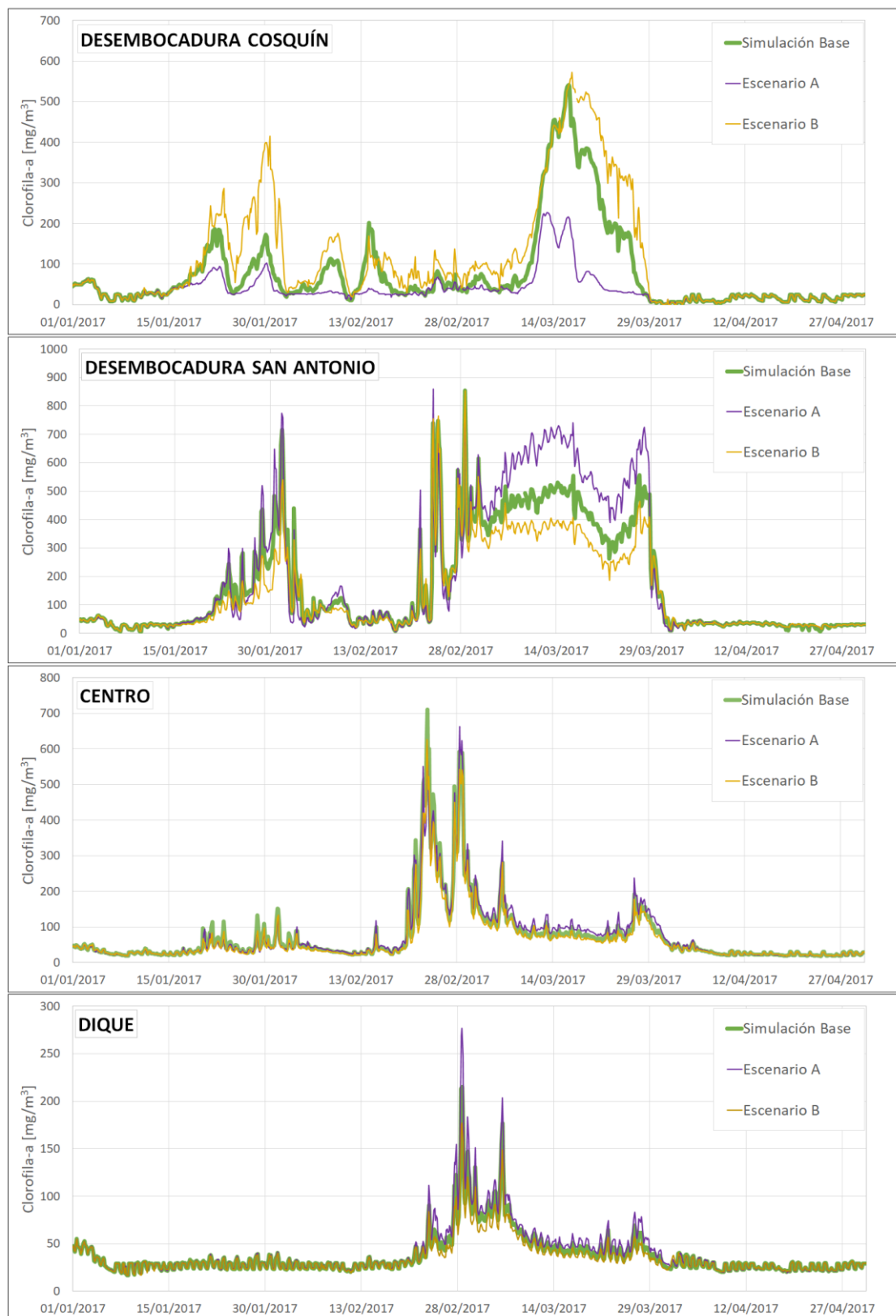


Figura 62. Series de Clorofila-a modeladas para los escenarios del Grupo B.

En la Figura 63 se presentan las reducciones diarias de clorofila superficial de Escenario A y de Escenario B en cada punto de observación con respecto a los valores alcanzados en Simulación Base. Notar que el porcentaje en un día de un escenario es sólo comparable con el porcentaje del mismo día

del otro escenario y en igual punto de observación. En otras palabras, una reducción del 10% durante un pico de concentración puede ser mayor a una reducción del 200% durante otro período. Por otro lado, una reducción negativa representa un aumento de la variable.

Para el nivel más bajo, el punto DCQ cuenta con menores concentraciones debido al aumento de velocidades en la desembocadura del río Cosquín, mientras que en DSA se producen incrementos significativos, principalmente durante el período de floración que comienza el 20 de febrero. Además, tanto CENTRO como DIQUE experimentan, en promedio, aumentos durante todo el período estudiado. Para el nivel más alto, los resultados son aproximadamente opuestos.

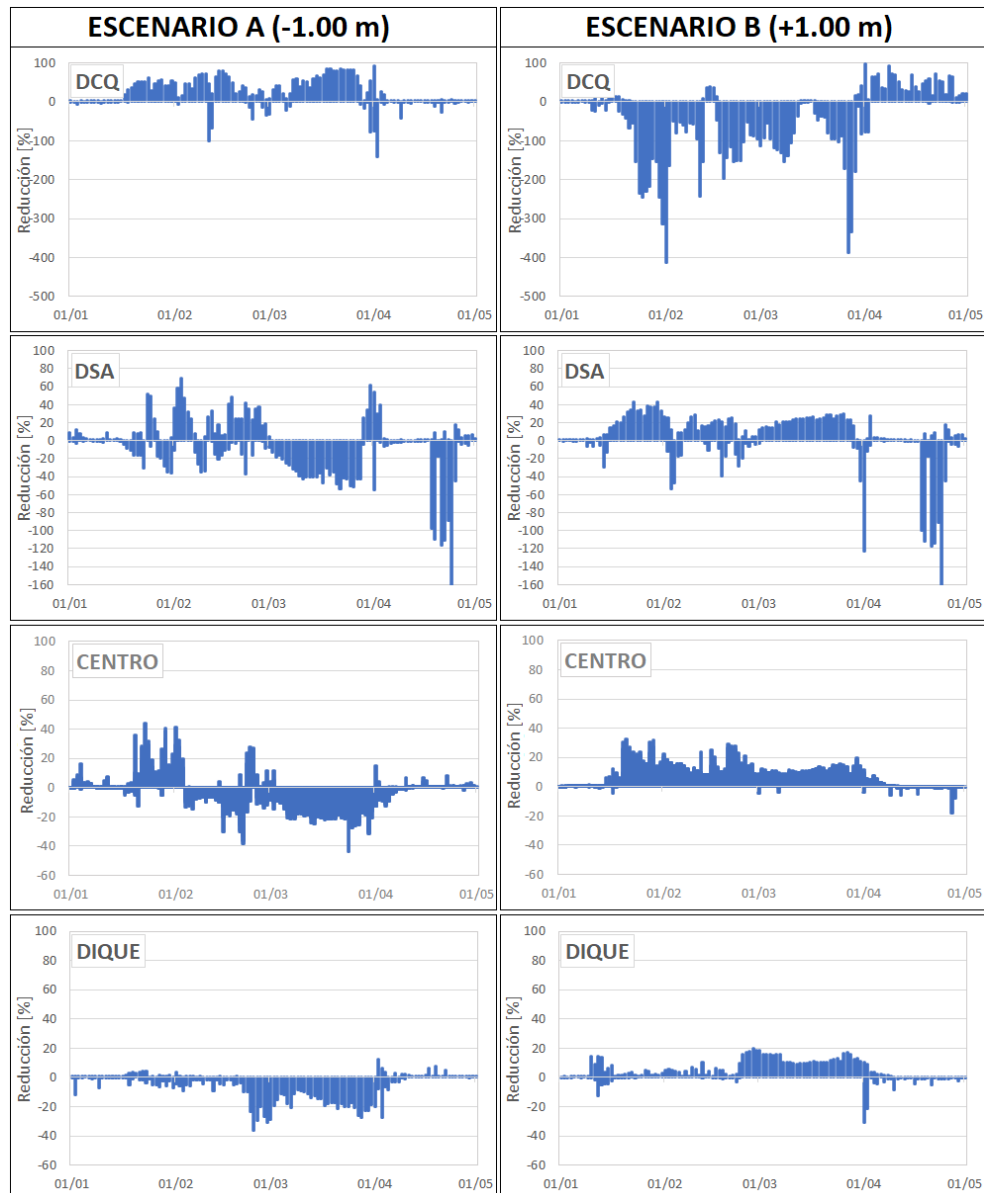


Figura 63. Reducción de clorofila-a del Escenario A y del Escenario B con respecto a Simulación Final.

En la Figura 64 se comparan los campos superficiales de clorofila-a de Escenario A y Escenario B con respecto al de Simulación Base. Se visualizan los efectos mencionados anteriormente: aumento de clorofila en la desembocadura del San Antonio, arrastre de la biomasa algal hacia aguas abajo en la desembocadura del Cosquín y aumentos de la variable en el centro del embalse y en su garganta para Escenario A. Por otro lado, se observa un incremento generalizado de fitoplancton en toda la superficie del embalse para este escenario. Lo opuesto ocurre en Escenario B. Luego de las crecidas de los tributarios de finales de marzo y

activación posterior del vertedero los campos de ambos escenarios son idénticos al campo simulado.

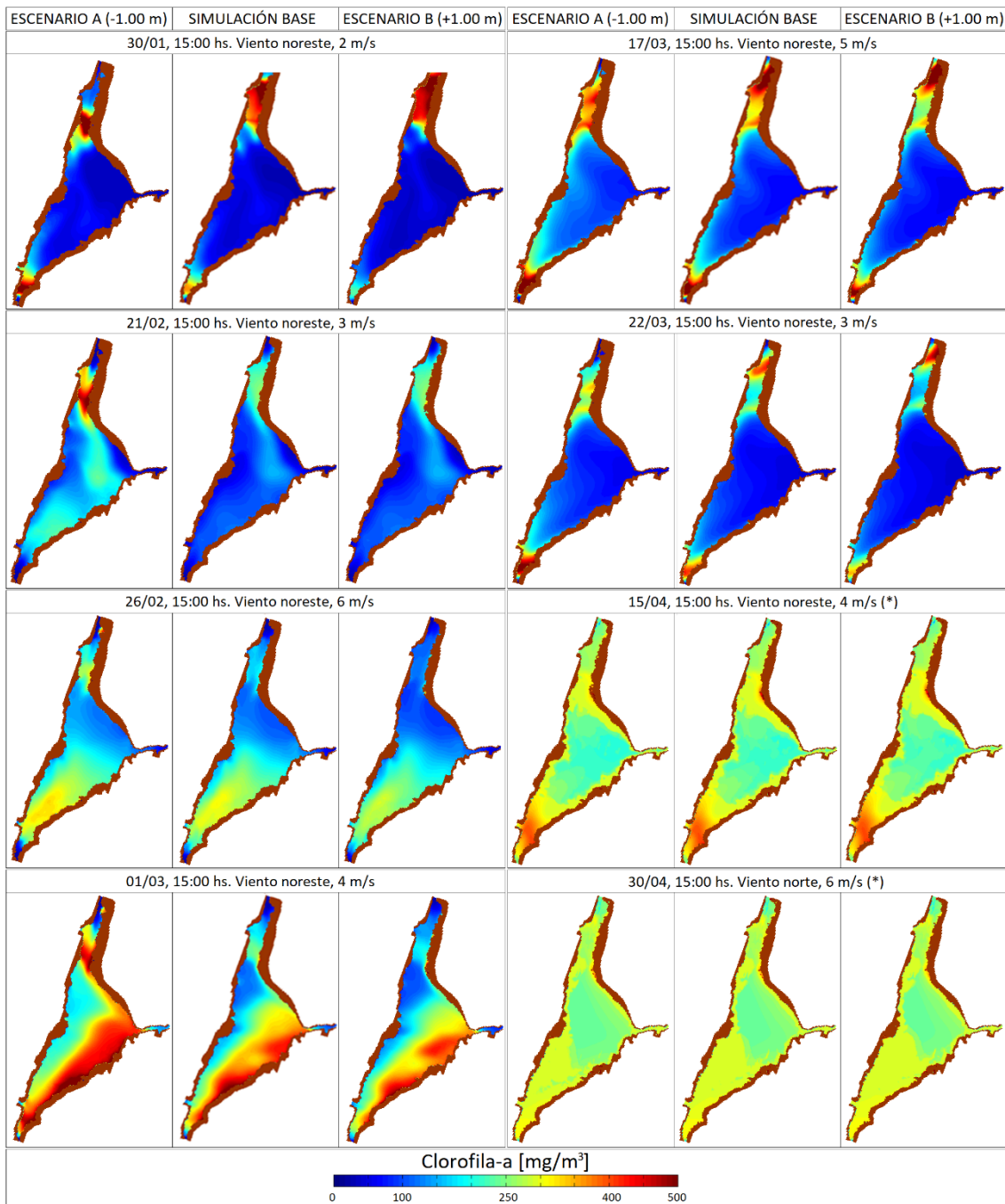


Figura 64. Comparación de campos superficiales de clorofila-a del Escenario A y del Escenario B con respecto a la Simulación Base. (*) La concentración es de un orden de magnitud menor al ilustrado.

En la Figura 65 se adjuntan cortes transversales de temperatura y oxígeno disuelto para los escenarios del Grupo B y el de Simulación Base. Se observa un pequeño aumento de los gradientes de temperatura cercanos a la superficie para el nivel más bajo de embalse, lo que evidencia la incapacidad del viento para provocar mezcla completa aun para este caso. Para mayor profundidad del embalse existe mayor inercia térmica, lo que se refleja en temperaturas superiores a mayores profundidades. El oxígeno disuelto también resulta mayor

desde la superficie para el nivel más bajo, salvo en el día 30/01 –donde los efectos de un volumen mayor y una misma concentración inicial provocan lo contrario–.

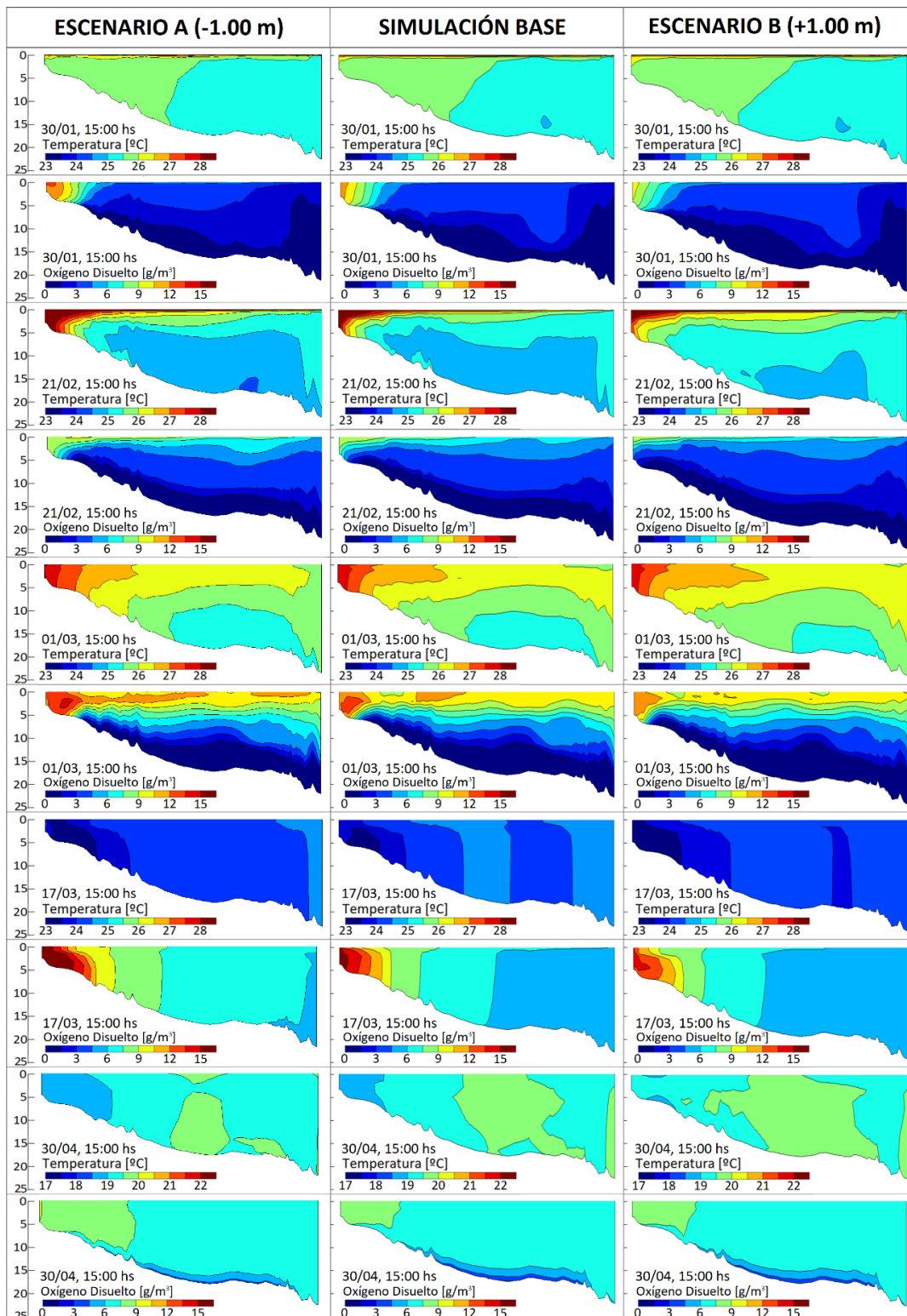


Figura 65. Campos de temperaturas y oxígeno disuelto en el corte A-A, desde la desembocadura del San Antonio (izquierda de cada perfil) hasta la garganta del embalse (derecha de cada perfil).

4.4 Resultados del Grupo C

En la Tabla 34 se enumeran y describen resumidamente los escenarios modelados en el Grupo C. Debido a que todos han sido calculados sobre la hidrodinámica de Simulación Base, se analizarán sólo los resultados relacionados a la eutrofización del embalse.

Tabla 34. Escenarios simulados y modelados.

Denominación	Definición
Sin Tratamiento	No existe planta depuradora. La totalidad del líquido cloacal de Villa Carlos Paz ingresa al embalse por el río San Antonio.
Trasvase	No existe emisario. El líquido tratado por la planta depuradora actual es eliminado de la cuenca de aporte al embalse San Roque.
Planta Mejorada	Supone capacidad suficiente de la planta depuradora para tratar el 100% del líquido cloacal generado por Villa Carlos Paz.
Cambio de Uso	El fósforo generado por Villa Carlos Paz se reduce en un 10%.

En la Figura 66 se presentan las series de clorofila-a superficiales en DCQ, DSA, CENTRO y DIQUE, tanto para los escenarios modelados en el Grupo C como el resultante de Simulación Base. No se observan cambios apreciables entre los valores simulados y los modelados en "Sin Tratamiento" y "Trasvase", aunque existen disminuciones puntuales de la biomasa algal de hasta un 10% y un 20%, respectivamente, tanto en CENTRO como en DIQUE. Puntualmente, el escenario "Trasvase" suaviza un pico local de clorofila-a a finales de marzo, por lo que dicho aumento en Simulación Base puede considerarse completamente correlacionado con la descarga del emisario. El escenario "Cambio de Uso" no muestra mejora alguna, por lo que una reducción del 10% de fósforo no es suficiente para modificar la producción primaria. Finalmente, es notable la reducción conseguida a partir de "Planta Mejorada", por lo que es el escenario que se evaluará a continuación.

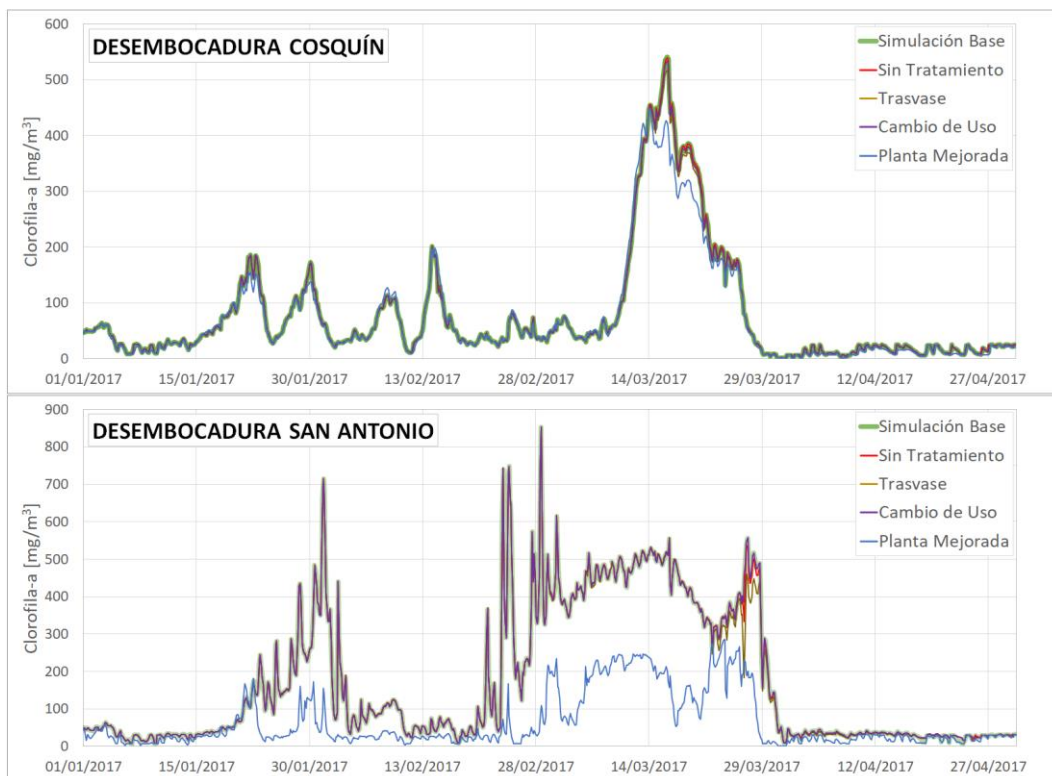


Figura 66. Series de Clorofila-a modeladas para los escenarios del Grupo C.

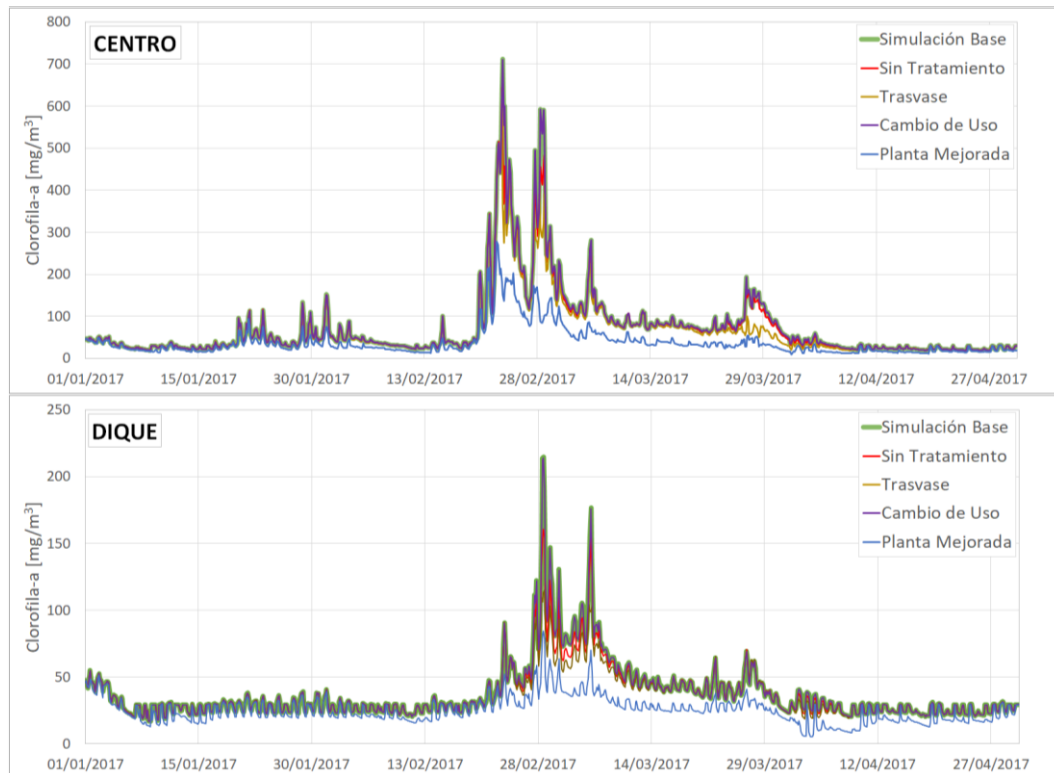


Figura 66(cont.) Series de Clorofila-a modeladas para los escenarios del Grupo C.

Repitiendo el análisis realizado para el Grupo B, la Figura 67 presenta las reducciones de cada punto de observación con respecto a los de Simulación Base. Existe una mejora mínima, pero interesante, en DCQ, lo que indica una relación entre la desembocadura del río Cosquín –a priori independiente de los nutrientes liberados en DSA o por el emisario– y el resto del embalse. En DSA hay una disminución importante, con intervalos temporales amplios de reducciones uniformes que superan el 80%. En CENTRO y en DIQUE las disminuciones más notorias se dan durante la floración algal del 20 de febrero a finales de marzo –con cierto desfase temporal entre ambos puntos–.

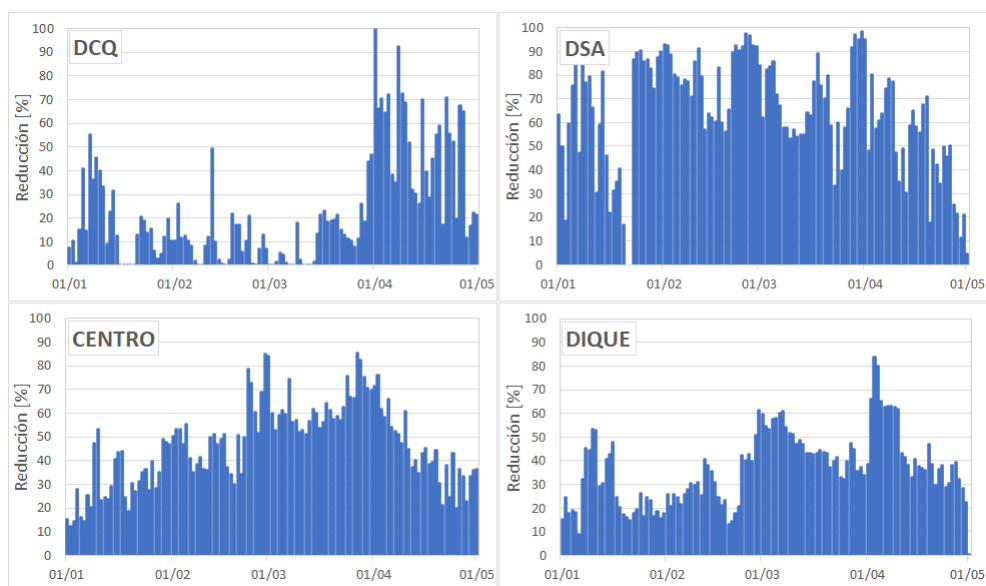


Figura 67. Reducción de clorofila-a del escenario “Planta Mejorada” con respecto a “Simulación Final”.

Como se puede ver en la Figura 68, los campos superficiales de clorofila de “Planta Mejorada” cuentan con diferencias importantes con el escenario simulado, principalmente durante el evento de floración algal principal: la mancha de Simulación Base sobre la costa sureste, con proyección hacia el centro del embalse y la garganta, se encuentra reducida en un orden de magnitud. Se observa que el factor limitante es el nitrógeno, resultado de las altas concentraciones de fósforo en todo el embalse. La influencia del emisario de la planta depuradora se evidencia en las fechas 01/03 y 17/03, donde una región amplia alrededor del punto de vertido posee factor limitante por nitrógeno nulo.

Se evidencia cierta relación entre el vertido y la biomasa fitoplanctónica en la desembocadura del río Cosquín, que tiende a disminuir. La desembocadura del río San Antonio, por otra parte, presenta reducciones importantes de clorofila-a.

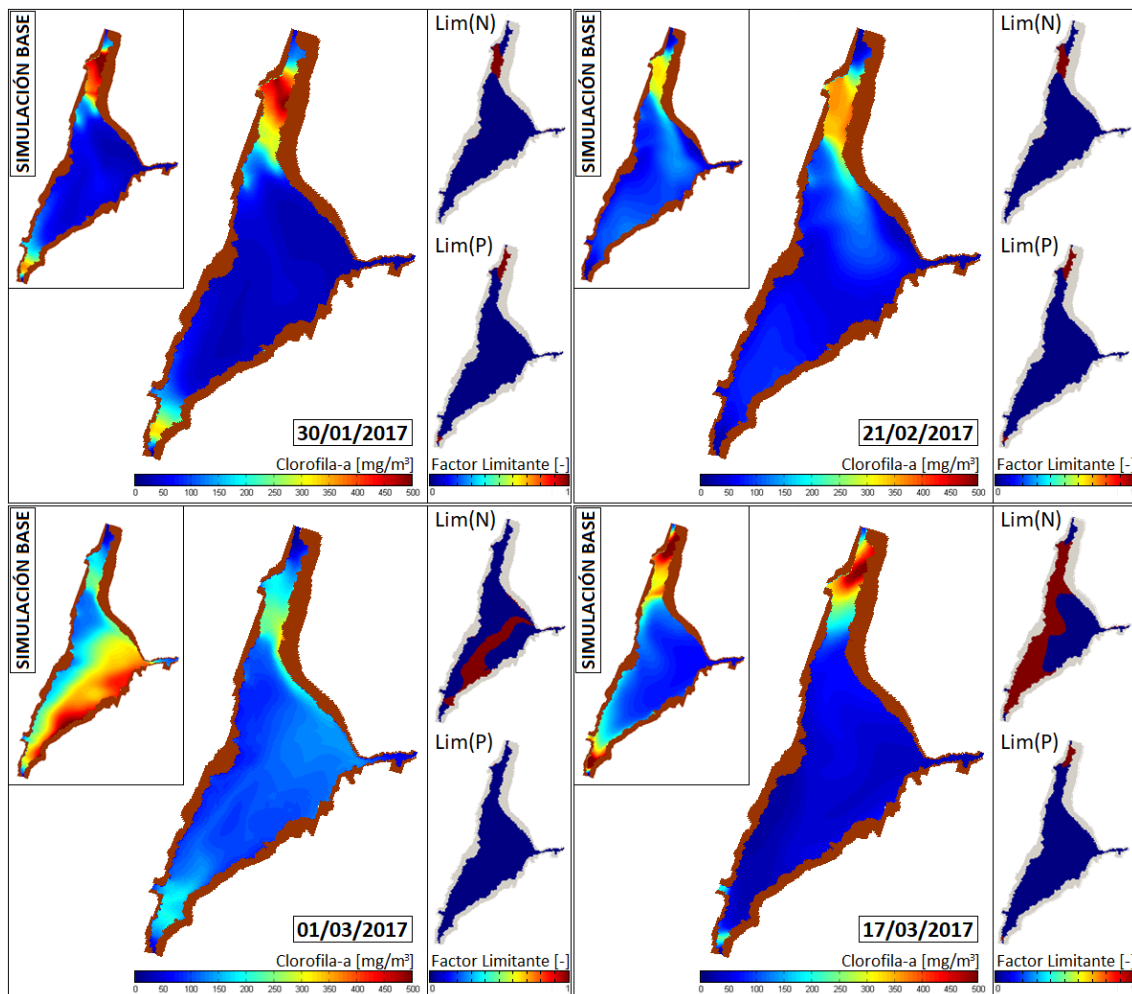


Figura 68. Campos superficiales de clorofila-a resultantes de “Planta Mejorada” en comparación con los de “Simulación Base”, junto a campos de factores limitantes de nitrógeno y fósforo.

4.5 Producción primaria

Se ha programado un código en Octave para calcular la carga total de carbono en el fitoplancton en el embalse a partir de las concentraciones en cada celda computacional, su área y su espesor temporalmente variable. Los resultados para los escenarios del Grupo B se presentan en la Figura 69. Se adjuntan las series de volúmenes almacenados para ambos casos y la concentración media de carbono, obtenida a partir de la relación entre el carbono total y

el volumen correspondiente. Se observa el lavado de la biomasa algal durante las crecidas a comienzo de enero y de abril, acompañadas de aperturas de válvulas y, para la segunda, de la activación del vertedero. El desembalse prolongado en enero del Escenario A provoca una disminución del fitoplancton que se evidencia en el único período en que la carga total de carbono es menor que en el Escenario B. Durante el episodio de la floración algal principal, entre el 20 de febrero y el 01 de abril, es clara la desventaja de contar con niveles embalsados inferiores. La concentración media, por otra parte, realza el contraste entre ambos escenarios y el simulado.

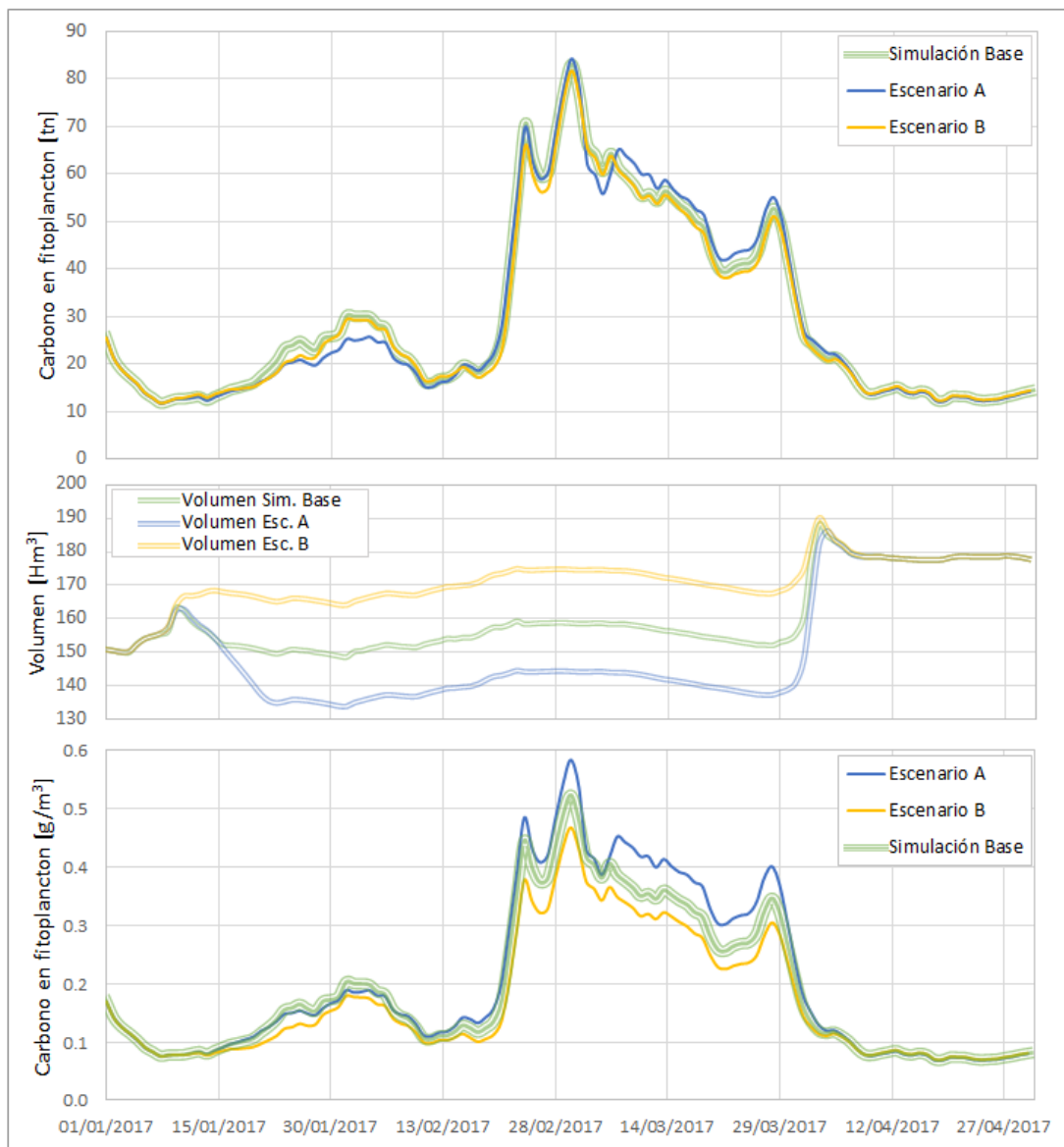


Figura 69. Carbono total (arriba), volumen almacenado (medio) y concentración media de carbono (abajo) en el embalse para los escenarios del Grupo B.

Se ha repetido el análisis anterior para los resultados del Grupo C. Como se había mencionado en la sección anterior, los efectos de "Cambio de uso" en la producción de biomasa algal son despreciables. Se observa una mejora mínima para el caso "Sin Tratamiento", por lo que concentrar el 100% de los líquidos cloacales producidos por la ciudad de Villa Carlos Paz en el San Antonio es más ventajoso que tratar el 30% del mismo y liberarlo en el punto de vertido de la planta depuradora. Para el caso "Trasvase" se observan

reducciones importantes de fitoplancton, acompañadas de la eliminación completa del pico del 28 de marzo, tal y como se había mencionado anteriormente. Por último, “Planta Mejorada” es la simulación que presenta mayores ventajas en la totalidad del período estudiado. Se presenta la concentración media de carbono en fitoplancton. Debido a que todos estos escenarios se han planteado con el mismo volumen de Simulación Base, las series resultan en un cambio de escala vertical para cada uno en la misma proporción.

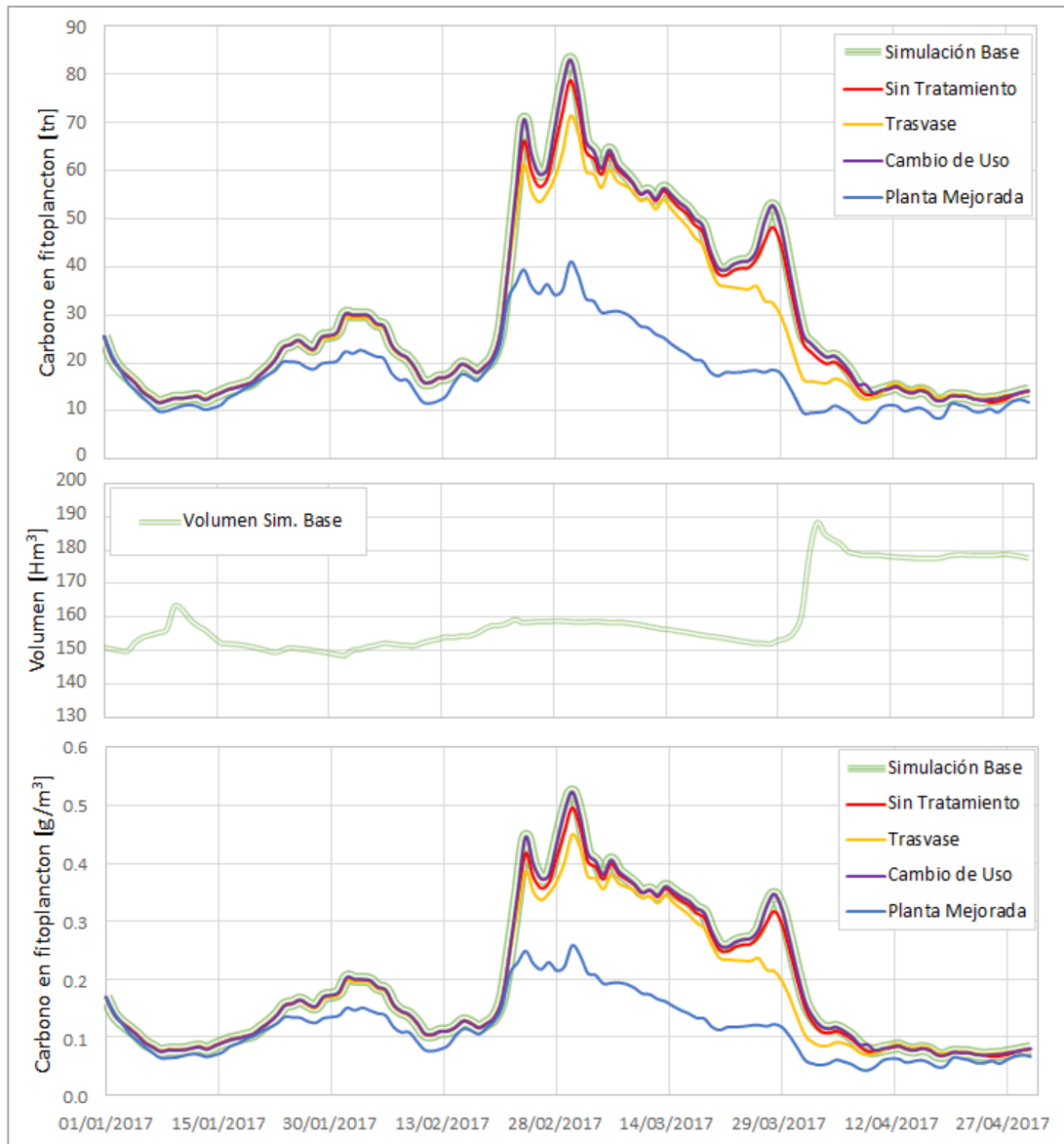


Figura 70. Carbono total (arriba), volumen almacenado (medio) y concentración media de carbono (abajo) en el embalse para los escenarios del Grupo C.

4.6 Representatividad de los muestreos

4.6.1 Representatividad espacial

Asumiendo como variable representativa de la eutrofización la cantidad de carbono presente en el fitoplancton de todo el embalse y recordando la relación lineal existente entre el peso de carbono y la clorofila-a, entonces es posible determinar si existe correlación entre el

grado de eutrofización global y la clorofila-a calculada en cada punto de observación. En la Figura 71 y en la Figura 72 se presentan las series de clorofila-a superficial calculadas numéricamente junto a la serie resultante de la sumatoria de todas ellas, para Simulación Base y Planta Mejorada. Se superpone, además, la serie de carbono másico total de cada escenario. Pueden preverse correlaciones relativamente altas de DIQUE y CENTRO, y bajas de DCQ para ambos escenarios. Se espera también una importante pérdida de correlación en DSA y de la serie SUMA en Planta Mejorada, como resultado de la suavización de ambas.

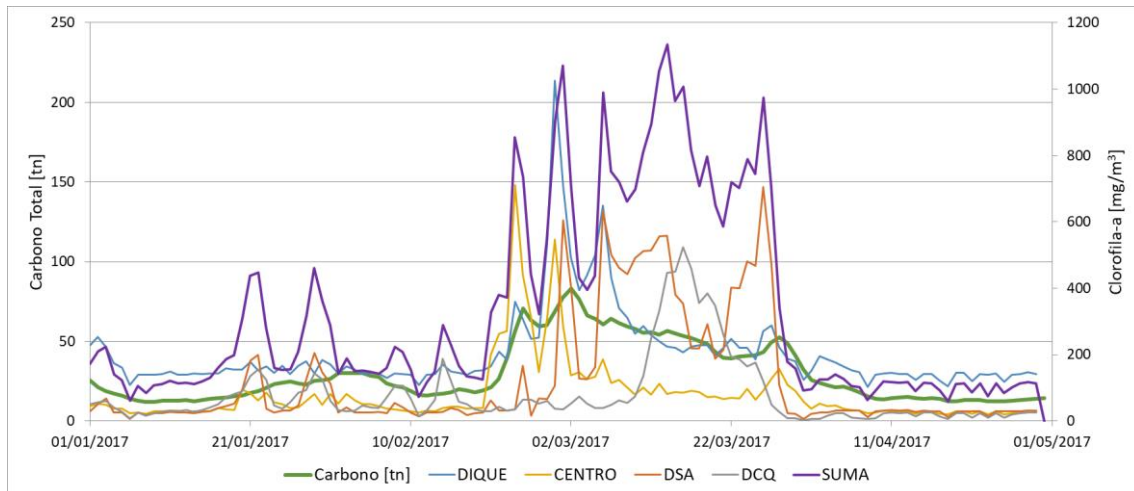


Figura 71. Superposición de las series de clorofila-a calculadas numéricamente en los puntos de observación y la sumatoria de todas ellas junto a la serie de carbono total, para Simulación Base.

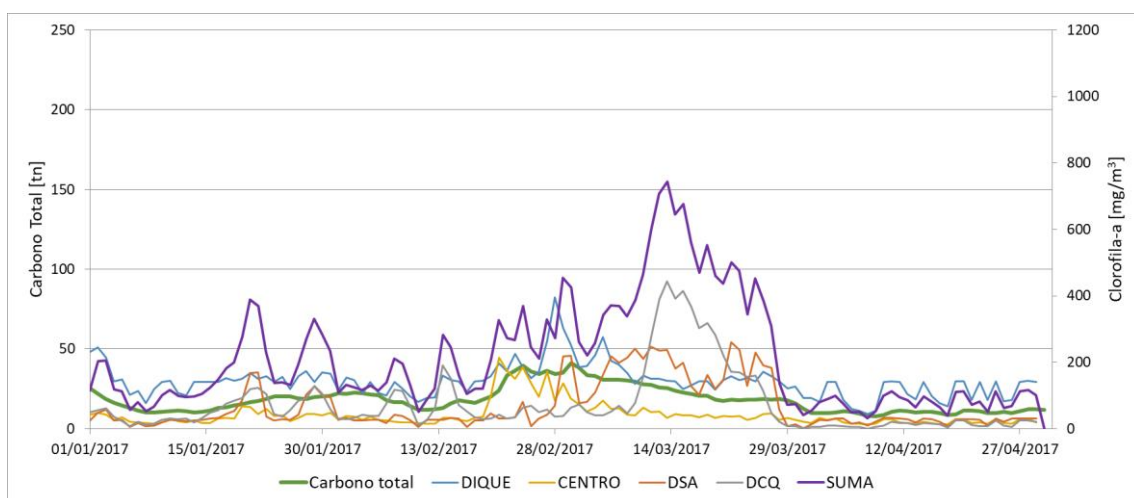


Figura 72. Superposición de las series de clorofila-a calculadas numéricamente en los puntos de observación y la sumatoria de todas ellas junto a la serie de carbono total, para Planta Mejorada.

El coeficiente de correlación paramétrica de Pearson, comúnmente usado, se basa en la suposición de linealidad entre las variables estudiadas y en su distribución normal. El coeficiente de correlación no paramétrica de Spearman permite el análisis de dos variables que no cumplen dichas hipótesis. En la Tabla 35 se muestran los coeficientes de correlación de Pearson (r_p) y de Spearman (r_s) entre el carbono másico total y la clorofila-a superficial medida en los puntos de observación. Adicionalmente, puede suponerse que los picos de carbono en un instante de tiempo son debidos sólo a picos en algún punto de observación en el mismo instante. Por tanto, la correlación de la sumatoria de las series de clorofila (Σ) en cada punto con el carbono total nos brinda información del conjunto de muestreo, aun cuando la serie resultante no es real.

Tabla 35. Coeficientes de correlación de Pearson (r_p) y de Spearman (r_s) entre las series de clorofila-a superficial calculadas numéricamente en cada punto de observación y el carbono total en el embalse expresado en unidades de masa.

Punto	Simulación Base		Escenario A		Escenario B		Sin Tratamiento		Trasvase		Cambio de Uso		Planta Mejorada	
	r_p	r_s	r_p	r_s	r_p	r_s	r_p	r_s	r_p	r_s	r_p	r_s	r_p	r_s
DCQ	0.38	0.52	0.40	0.50	0.41	0.56	0.40	0.53	0.44	0.61	0.38	0.52	0.28	0.63
DSA	0.67	0.61	0.82	0.81	0.88	0.92	0.68	0.63	0.69	0.65	0.67	0.61	0.49	0.59
CENTRO	0.63	0.90	0.72	0.94	0.61	0.61	0.66	0.90	0.67	0.88	0.63	0.89	0.74	0.82
DIQUE	0.75	0.82	0.82	0.87	0.74	0.79	0.80	0.83	0.82	0.81	0.75	0.82	0.71	0.72
Σ	0.81	0.83	0.90	0.87	0.84	0.87	0.81	0.83	0.81	0.85	0.81	0.83	0.59	0.77

Asumiendo un nivel de confianza $\alpha = 0.05$ con una distribución *t de Student*, todos los coeficientes calculados reflejan significancia. Se observan diferencias entre los coeficientes obtenidos. Para ambos coeficientes, clorofila-a superficial en DCQ y DSA se encuentra, relativamente con respecto a CENTRO y DIQUE, escasamente correlacionada con la carga de carbono total. En general, las series de CENTRO presentan mayores coeficientes de correlación de Pearson y las de DIQUE, de Spearman, lo que evidencia una pérdida de linealidad en el primero.

Para Simulación Base, CENTRO, DSA y DIQUE presentan coeficientes de correlación de Pearson similares. Para Escenario A y Escenario B los coeficientes de correlación aumentan considerablemente en DSA, lo que indicaría la incidencia de la zona de desembocadura del río San Antonio ante cambios de los niveles del embalse. Las modelaciones Sin Tratamiento, Trasvase y Cambio de Uso presentan coeficientes de correlación aproximadamente iguales a los de Simulación Base. Planta Mejorada cuenta con coeficientes en DCQ y DSA menores, aunque las correlaciones de este último punto son del doble que los correspondientes al primero. En CENTRO aumentan un 10% y en DIQUE permanecen sin alteración importante.

La correlación de serie resultante de la sumatoria de las series individuales de cada punto y las series másicas y de concentración volumétrica de carbono en fitoplancton es aproximadamente igual a 0.80 para Simulación Base, y es similar para todas las modelaciones. Para Planta Mejorada se observa una disminución del 20% de la linealidad entre las variables, reflejado en la reducción de los coeficientes en ambas desembocaduras.

4.6.2 Representatividad temporal

Considerando las 09:00 hs como el horario de inicio de muestreo de las campañas mensuales llevadas a cabo por el INA-CIRSA en todos los puntos de medición a la vez, es posible obtener numéricamente el cambio de la concentración de clorofila-a superficial a lo largo del día. En la Figura 73 se observan los incrementos porcentuales con respecto a dicha hora en 4 horarios distanciados temporalmente 03:00 hs entre sí. Se debe aclarar que dicho valor tiene en cuenta tanto el efecto del crecimiento de la biomasa fitoplanctónica como el de los procesos de transporte a los que se encuentra sometida. Se observan variaciones horarias elevadas en las desembocaduras de los tributarios, principalmente en DSA. Por su parte, CENTRO y DIQUE cuentan con rangos más acotados, donde sólo se distinguen variaciones fuertes al comienzo de la floración algal principal.

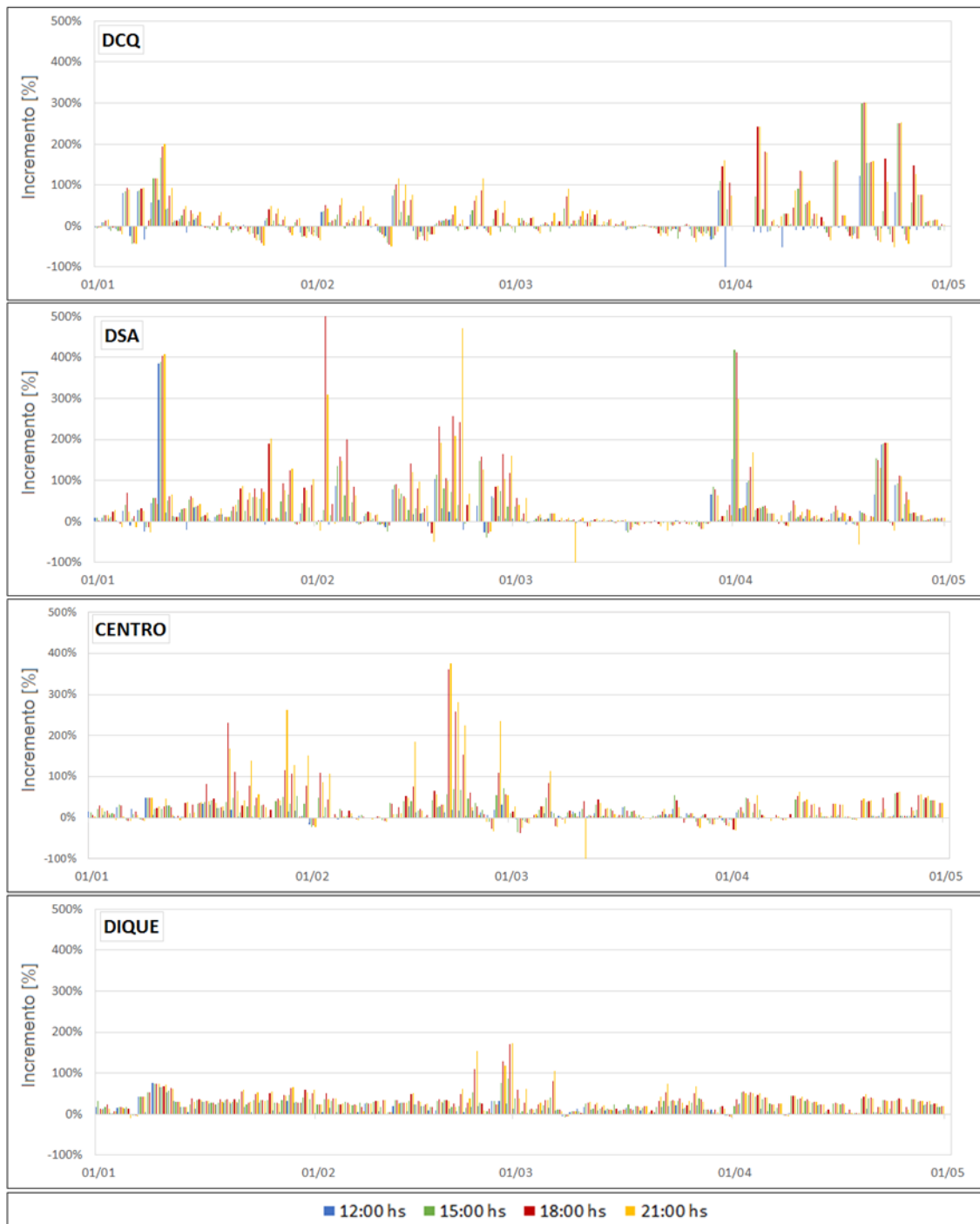


Figura 73. Cambios porcentuales de concentración de clorofila-a superficial simulada durante el período de crecimiento algal con respecto a las 09:00 hs.

En la Figura 74 se organizan los valores obtenidos de variaciones horarias en *diagramas de caja*. Los denominados *bigotes* representan los valores máximos y mínimos, ya que se asume por la naturaleza del fenómeno de la floración algal –y su solución numérica– no existen valores atípicos. El límite mínimo y el máximo de la caja representan el cuartil Q1 –25%– y Q3 –75%–, respectivamente. Se muestran, además, la mediana –cuartil Q2– y la media –círculos naranjas– para cada una. Se observa un claro aumento de los promedios, los cuartiles y los límites máximos junto al avance del día para todos los puntos de observación.

El elevado sesgo positivo de cada diagrama es el esperado durante las horas en las que existe radiación solar y se lleva a cabo la fotosíntesis. Tanto DCQ como DSA presentan, como se mencionó anteriormente, variaciones horarias importantes, con máximos que alcanzan incrementos del 300% y 550%, respectivamente. En CENTRO existen incrementos relativamente pequeños en los dos primeros instantes –que abarcan hasta 6 horas de diferencia desde las 09:00 hs–, pero que se acentúan en los restantes, lo que evidencia el proceso de advección desde los tributarios. DIQUE presenta los rangos intercuartiles más acotados, con variaciones máximas de hasta 150%. Por último, se menciona que los rangos intercuartiles se encuentran solapados, con un límite máximo aproximadamente igual al 50%, lo que indica diferencias no significativas entre las mediciones de la clorofila-a en diferentes horarios.

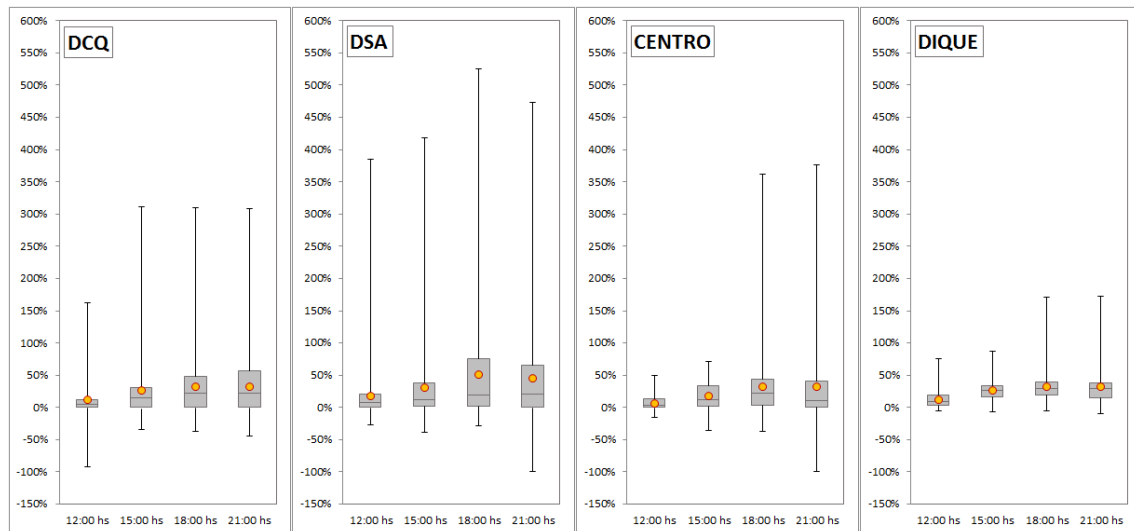


Figura 74. Diagramas de caja de las variaciones horarias porcentuales de clorofila-a superficial modeladas con respecto a las 09:00 hs.

5 CAPÍTULO QUINTO. CONCLUSIONES, RECOMENDACIONES Y TRABAJOS FUTUROS

La variabilidad de las sustancias y de los procesos físicos, químicos y biológicos que intervienen en las floraciones algales en un reservorio dificulta la capacidad de su predicción, aun siendo posible comprender las causas de eventos anteriores. El uso de herramientas numéricas computacionales, en creciente desarrollo, permiten a priori reproducirlos mediante la calibración de parámetros físicos, químicos, biológicos y numéricos. Aun así, un modelo calibrado no significa que sea capaz de predecir. Por un lado, puede contener errores tales que exista consistencia entre lo medido y lo modelado como resultado de parámetros no reales y, por el otro, pueden no ser los mismos bajo otras condiciones. El modelo numérico definitivo es utópico debido a que debe predecir un evento futuro con una parametrización de un evento pasado, retroalimentarse de los errores del resultado con respecto a nuevas mediciones y ajustar una nueva parametrización, para empezar el ciclo nuevamente. El problema se acentúa aún más cuando las condiciones de contorno del evento futuro son, a su vez, resultados de otras modelaciones numéricas con los mismos inconvenientes.

El embalse San Roque, con altos niveles de eutrofización, cuenta con una base de datos suficientemente amplia como para posibilitar la calibración de modelos numéricos que permitan explicar sus eventos periódicos de floración algal. Son tres las fuentes de datos principales existentes a la fecha: mediciones in situ, llevadas adelante por el INA-CIRSA a través de campañas mensuales, estimaciones remotas a partir de imágenes satelitales lideradas por el Instituto Gulich y mediciones in situ automatizadas a través de una Estación de Monitoreo de Lagos articulada por el Laboratorio de Hidráulica de la Universidad Nacional de Córdoba. Cada subconjunto de variables cuantificadas cuenta con distintas escalas espaciales y temporales, con las ventajas y desventajas que las mismas le confieren. En este trabajo se han utilizado las primeras dos para desarrollar y ajustar un evento de floración algal ocurrido en el año 2017 –previo a la puesta en marcha de la tercera fuente– a través de un modelo numérico tridimensional potente como lo es Delft3D. Se han utilizado cuatro puntos de muestreo en el interior del embalse y patrones de flujo a partir de las imágenes satelitales para verificar los resultados. El modelo reproduce el desarrollo de la floración algal durante toda la ventana temporal estudiada: comenzando con un embalse cuya biomasa fitoplanctónica es relativamente baja, sin dominancia clara de un grupo algal sobre otro y localizada puntualmente en las desembocaduras de los tributarios, atraviesa un período de florecimiento importante de cianobacterias en prácticamente toda su superficie. Este período culmina a causa de la crecida de los tributarios, lavándose la biomasa algal hacia los órganos de descarga. La condición hacia el final de la simulación presenta un remanente reducido de fitoplancton, relativamente homogéneo en todo el embalse y con equilibrio entre las especies que lo componen.

Se han realizado dos análisis con el objetivo de determinar el comportamiento de la biomasa fitoplanctónica y poder, así, elaborar una serie de recomendaciones que permitan mejorar la calidad de agua del embalse. Manteniendo constantes todas las demás variables, el primero se hizo con respecto al volumen de agua almacenado, encontrándose aumentos de hasta un 12% de la cantidad de carbono en fitoplancton en todo el embalse para niveles embalsado un metro por debajo del realmente medido y una reducción del 8% para niveles un metro por encima. Se destaca que este efecto, si bien es el esperado, no es necesariamente así para todo embalse, por lo que su cuantificación resulta valiosa y debe ser tenida en cuenta en las operaciones de manejo de embalse. El segundo análisis está relacionado a la cantidad y distribución de los nutrientes que ingresan al embalse. Se ha observado que el vertido de los líquidos tratados en la planta depuradora –con su capacidad y eficiencia actual– no es una

mejora frente al vertido del total de los líquidos producidos por Villa Carlos Paz en el río San Antonio, ya que contribuye con el aporte de nutrientes en una zona donde aún es posible el incremento de la biomasa fitoplanctónica. Por otro lado, trasvasar estos líquidos resultantes de la planta hacia otra cuenca es una solución mejor que la anterior, suavizando ciertos picos de fitoplanctónico en el embalse. Merece especial atención el aumento de la eficiencia de remoción de fósforo por la planta depuradora –o una disminución del fósforo ingresante–: si bien los resultados encontrados para este escenario no han sido satisfactorios, la reducción del nutriente a lo largo de varios períodos anuales puede tener un efecto importante. De hecho, los niveles alcanzados por el fósforo y la intensidad de luz solar son suficientemente altos, haciendo que el factor limitante del embalse sea el nitrógeno, lo que debe revertirse. Por último, la ampliación de la capacidad de la planta depuradora para tratar la totalidad del caudal líquido cloacal de Villa Carlos Paz y el aumento de su eficiencia para cumplir con los estándares del Decreto 847/16 es el escenario que presenta mejores resultados, con reducciones de la biomasa algal de todo el embalse de hasta un 65% con respecto al escenario simulado. Esto es consecuencia de la disminución de aporte de nutrientes del río San Antonio a su desembocadura, donde el nivel de la biomasa es relativamente el mayor del embalse. Se reduce así la biomasa advectada que, hacia la zona de la garganta, no cuenta ahora con las mismas concentraciones de nutrientes necesarias para su crecimiento que en el caso simulado.

La ventaja más importante con la que cuenta un modelo numérico es su resolución espacial y temporal. Son tan grandes como el costo computacional lo permita y el objetivo del estudio lo amerite. Además de utilizarse para establecer puntos de observación y tiempos de cálculo afines con los puntos y horarios de muestreo, facilitan la determinación de la biomasa algal en todo el embalse en cada instante y evaluar la representatividad espacial y temporal de las tareas de medición. El análisis espacial muestra, para este período estudiado, que la clorofila-a superficial en la zona de la garganta presenta una correlación de Pearson de 0.75 y una correlación de Spearman de 0.80 con respecto a la biomasa fitoplanctónica de todo el embalse. En el centro del embalse, los resultados sugieren una pérdida de linealidad reflejada en la disminución de la correlación de Pearson a 0.60 y un aumento de la de Spearman a 0.90. Las correlaciones en las desembocaduras de los ríos Cosquín y San Antonio, si bien son significantes ($\alpha = 0.05$), son notablemente menores. Estos valores varían para los escenarios modelados, siendo –en general– el punto de la garganta el más representativo según la metodología propuesta por Pearson y el punto del centro según la de Spearman. La correlación aumenta a valores mayores a 0.80 si se comparan la serie resultante de la suma de las series de clorofila-a superficial de todos los puntos de muestreo, lo que indica buen desempeño del conjunto para describir el nivel de eutrofización del embalse. El análisis temporal indica variaciones horarias altamente sesgadas a lo largo del día, con diferencias importantes según el punto de observación y el período de tiempo dentro del evento estudiado. Así, para las desembocaduras de los tributarios se presentan los mayores desvíos, con aumentos máximos que alcanzan el 500% respecto a los valores medidos a las 9:00 am –horario en el que habitualmente comienzan las tareas– en las desembocaduras de los tributarios, 400% en el centro del embalse y 150% en las cercanías del cierre del mismo. Estos porcentajes extremos ocurren dentro del período de floración algal principal, mientras que fuera del mismo las variaciones tienden a suavizarse, lo que se refleja en los promedios de estos aumentos cercanos al 50% en las desembocaduras y al 30% en el centro del embalse y en su garganta.

En base a los resultados obtenidos se recomienda implementar como medida estructural la ampliación de la planta depuradora de la cuenca del río San Antonio, principalmente en lo que se refiere a la cobertura de la totalidad de Villa Carlos Paz. Asimismo, los tratamientos deberán ser lo suficientemente eficientes para volcar el líquido bajo las condiciones estipuladas en el Decreto 847/16. El proyecto de ampliación, actualmente aprobado, tendrá una cobertura del 70% de la cuenca sur para el año 2029 y del 100% para el

año 2039. En este período de tiempo se aconseja, como medida no estructural, disminuir la concentración de fósforo del embalse para transformar dicho nutriente en el limitante. Si bien esto puede lograrse mejorando la eficiencia del tratamiento en la planta depuradora, los usuarios no conectados seguirían contaminando el embalse por 19 años más. Se propone realizar un estudio de mercado para reemplazar productos con altos contenidos de fósforo – principalmente relacionados con limpieza– por bienes sustitutos con contenidos más bajos, lo que ha dado resultados favorables en períodos de entre 5 y 10 años en otros cuerpos de agua.

Son muchos los desafíos pendientes dejados en esta tesis, algunos relacionados directamente con el modelo numérico y otros con respecto a los eventos de floraciones –y que potencialmente podrían simularse–. En el primer grupo se prioriza la incorporación de los datos medidos por la Estación de Monitoreo de Lagos del embalse San Roque, cuya resolución temporal permitirá calibraciones y verificaciones más rigurosas y robustas. A este trabajo le sigue el estudio detallado de la garganta del embalse, principalmente entre el cierre original y el nuevo, junto a la implementación de modelos numéricos tridimensionales de flujos bifásicos para verificar el comportamiento de los aireadores. Para el segundo grupo se queda pendiente plantear escenarios de incendios para incorporar sus efectos en eventos de floraciones algales, por un lado, y estudiar el uso de plantación y remoción de macrófitas autóctonas para favorecer la reducción de nutrientes disponibles para el fitoplancton en la zona eufótica, por el otro.

Publicaciones y trabajos realizados en marco de la presente tesis de maestría:

Rodríguez, A., Corral, M., Dagatti, M., Muchiut, J., Murgio, L., Rodríguez, S., Cosavella, A., Mengo, L., Ruibal, A., Ruiz, M., Rodríguez, M. I., Arán, D. (2016-actual) 10 Informes Técnicos a la Sec. De Rec. Hídricos de CBA Limnología y Calidad de Agua – Componente F del Convenio de Cooperación FCEFYN – MAAYSP.

Prystupczuk, F., Dagatti, M., González Reyes, R., Muchiut, J., Rodríguez, S., Corral, M., Murgio, L., Rodríguez, A. (2018) “Desarrollo de una Estación para Medición de Parámetros Hidrometeorológicos en Grandes Reservorios de Agua” ARGENCON 2018, Tucumán. ISBN: 978-1-4799-4269-5.

Muchiut, J., Dagatti, M., Rodríguez, A., Prystupczuk, F., González Reyes, R., Rodríguez, S., Corral, M., Gyssels, P., Murgio, L., Herrero, H., Guillén, N., Rodríguez, M. I., Mengo, L., Arán, D., Ruibal, L., Ruiz, M. (2018) “Avances en el monitoreo y modelado hidroecológico de embalses en Córdoba: caso Lago San Roque”. Revista CETA, FCEFYN, UNC, Cba., Arg., Nro. 3, Vol. I, pg. 85-90, ISSN 2525-0582.

Muchiut, J., Corral, M. (2018) “Monitoreo y modelado hidroambiental de embalses de Córdoba”. Exposición en el VII Taller de Cianobacterias. FCEFyN, UNC, Córdoba.

Muchiut, J., Ponce, G., Dagatti, M., Prystupczuk, F., González Reyes, R., Rodríguez, A., Corral, M., Rodríguez, S., Rodríguez, M., I., Ruibal, L., Ruiz, M. (2019) “Monitoreo y modelado hidrodinámico del embalse San Roque, Provincia de Córdoba” Revista FCEFyN, UNC, Vol. 6, N.1, 39-47, ISSN 2362-2539.

Rodríguez, A., Prystupczuk, F., Rodríguez, S., Rodríguez, M. I., Muchiut, J., Capone, M.E., Ponce, G., Ruiz, M., Nazzi, F., Corral, M. (2018) “Desarrollo de instrumental para monitoreo de Calidad e Hidrodinámica: caso Embalse San Roque, Córdoba”. VI Simposio de Métodos Experimentales en Hidráulica, CARU, Paysandú, Uruguay, ISBN: 978-9974-94-430-5.

Rodríguez, A., Muchiut, J. (2019) Situación y medidas tomadas en embalses de Córdoba, Argentina. Foro sobre Mitigación de Eutrofización y VIII Taller sobre Cianobacterias. Complejo hidroeléctrico Salto Grande, Argentina-Uruguay.

6 BIBLIOGRAFÍA

Ajayi, A. A., Peter-Albert, C. F., Ajojesu, T. P., Bishop, S. A., Olasehinde, G. I. Siyanbola, T. O. (2016) Biochemical Oxygen Demand and Carbonaceous Oxygen Demand of the Covenant University Sewage Oxidation Pond, *Covenant Journal of Physical and Life Sciences (CJPL)* Vol. 4 No 1, Junio del 2016.

American Public Health Association, American Water Works Association & Water Pollution Control Federation (APHA-AWWA-WPCF) (2000) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th edition. Washington D.C.: American Public Health Association.

Bakhmetev, B. A. (1932) *Hydraulics of open channels*. Eng. Soc. Monograph. McGraw-Hill.

Beeton, A. M. (1958) Relationship between Secchi disc readings and light penetration in L. Huron. *Trans. Amer. Fish Soc.*

Bellinger, E. y Sigeo, D.C. (2015). *Freshwater Algae: Identification, enumeration and use as bioindicators*. Second edition.

Bijvelds, M. D. J. P. (2001) *Numerical modelling of estuarine flow over steep topography*. Ph.D. thesis, Delft University of Technology.

Blauw, A. Los, F. & Bokhorst, M. & Erftemeijer, P. (2009) GEM: A generic ecological model for estuaries and coastal waters. *Hydrobiology*.

Buck, K. R., Chavez, F. P. y Campbell, L. (1996) Basin-wide distributions of living carbon components and the inverted trophic pyramid of the central gyre of the North Atlantic Ocean, summer 1993. *Aquat. Microb. Ecol.* 10: 283–298.

Buscaglia, G. C., López, F., Arnica, D. L. (2000) Modelado 3D de flujos turbulentos inducidos por vientos en cuerpos de agua.

Burchard, H. y Baumert, H. (1995) On the performance of a mixed-large model based on the k-epsilon turbulence closure. *Journal of Geophysical Research* 100 (C5): 8523–8540.

Busch, N. E. (1972) On the mechanics of atmospheric turbulence. *In Workshop on Micrometeorology*, pages 1–65. American Meteorological Society.

Bustamante, M. A., Morillo, S., Rodríguez, M. I., Granero, M., Ruiz, M., Freyer, I., Busso, F., Bonfanti, E., Girbal, A. (2002). Estudios para la evaluación de la eutroficación del embalse San Roque mediante la observación, medición y aplicación de herramientas numéricas. Seminario Taller "Calidad de agua en los Embalses de Córdoba". Córdoba, Argentina.

Cachi, J. (1975) Variaciones Planctónicas del Embalse San Roque y su relación con los procesos de potabilización, O.S.N., 26 pp.

Chapra, S. C. (1997) *Surface Water-quality Modeling*. New York (N.Y.): McGraw-Hill.

Chen, M., Zhang, L., Li, J., Deng, Y., An, R., Song, Y., Yan, Z (2019) Describing the Daily Vertical Migration of a Blooming Freshwater Dinoflagellate and Simulating the Bloom by Coupling Migration Equation into Ecological Model. *38th IAHR World Congress*, Ciudad de Panamá, Panamá.

Cole, G. A. (1983) *Textbook of limnology*. 3ra edición, Saint Louis. The C.V. Mosby Company.

Cooke, D.G., Welch, E. B., Peterson, S. y Nichols, S. A. (2005) *Restoration and management of lakes and reservoirs*, 3rd ed. CRC Press, Boca Raton, FL.

Cornelissen, S. C. (2004) *Numerical Modelling of Stratified Flows: Comparison of the σ and z coordinate systems*. M.Sc. Thesis, Delft University of Technology.

Corral, M. (2006) *Modelación de la calidad del agua del Embalse Los Molinos*. Tesis de Maestría en Ciencias de la Ingeniería, Mención Recursos hídricos, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba.

Courant, R., Friedrichs, K., Lewy, H. (1928) "On the partial difference equations of mathematical physics", *IBM Journal of Research and Development*, 11 (2): 215–234.

Darley, W. M. (1982) *Algal Biology: A physiological Approach*. Basic Biol. Vol. 9., Oxford.

Deleersnijder, E. y Luyten, P. (1994) On the practical advantages of the quasi-equilibrium version of the Mellor and Yamada level 2.5 turbulence closure applied to marine modelling. *Appl. Math. Modelling* 18: 281–287.

- Deltares (2014a) *Hydro-Morphodynamics*, User Manual. V. 3.15.34158
- Deltares (2014b) *Processes Library Description*, Technical Reference Manual V. 5.01.34078.
- Deltares (2014c) *Water Quality and Aquatic Ecology*, User Manual. V. 4.99.34158.
- Ferral, A. (2012) *Análisis espacio-temporal del efecto del sistema de aireación artificial en el embalse San Roque. Integración de datos de campo y técnicas geoespaciales*. Maestría AEARTE, Instituto de Altos Estudios Espaciales Mario Gulich, Centro Espacial Teófilo Tabanera, CONAE, Córdoba-Argentina.
- Fischer, H. B., List, E. J., Koh, R. C. Y., Imberger, J., Brooks, N. H. (1979). *Mixing in Inland and Coastal Waters*. Academic Press. ISBN: 9780122581502.
- García de Emiliani, M.O. (1977). Ciclo Anual del Fitoplancton en el Embalse San Roque (Córdoba, Argentina), *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Lit.*, 8:1-12.
- Gavilán, J.G. (1981). Study of Water Quality in the San Roque Reservoir, *Water Quality Bulletin*, Environment Canada, 6(4):136-158.
- German, A., Arañaraz, J., Lighezzolo, A., Ferral, A. (2018) Monitoreo satelital de la calidad del agua en una cuenca y su relación con incendios, precipitaciones y crecimiento urbano. *ARGENCON 2018*.
- German, A., Ferral, A., Scavuzzo, M., Guachalla Alarcon, A., Tropper, I., Ibañez, G., Torrusio, S., Shimoni, M. (2019) Spectral Monitoring of algal blooms in an eutrophic lake using Sentinel-2. *IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*.
- Gianuzzi, L. (2009). Cianobacterias como determinantes de la Salud. Serie: temas de salud ambiental Nº5. Programa Nacional calidad de agua y salud- Departamento de salud ambiental. Ministerio de Salud- Presidencia de la Nación. Edición 2011. ISBN: 978-950-38-0118-5.
- Gómez E.A., Raniolo L.A., Pierini J.O. y Pons J.C. (2016). Batimetría y Perfilado Sísmico en el lago San Roque – Córdoba. Informe técnico Instituto Argentino de Oceanografía- Conicet.
- Guarrera, S.A. (1948). El fitoplancton del Embalse San Roque. *Rev. Mus. Arg. Cs. Nat. Bernardino Rivadavia*.
- Heinonen, P. (1980) *Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters*. Publ. of the Water Res. Inst. 37: Ed. Vesihallitus-National Board of Waters, Finland.
- Hidalgo, M. A. (2009) *Modelación hidrodinámica de la incidencia de la desestratificación artificial en el embalse San Roque, Córdoba*. Práctica Supervisada de Ingeniería Civil, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales.
- Holland, H.D. (2006) *The oxygenation of the atmosphere and oceans*. Phil. Trans. R. Soc. B361903–915.
- Hu, W. (2014) *Dry Weight and Cell Density of Individual Algal and Cyanobacterial Cells for Algae*. Thesis for the Degree Master of Science. University of Missouri--Columbia, 2014.
- Hudnell, H. K. y Dortch, Q. (2008) *A synopsis of research needs identifies at the interagency, international symposium on cyanobacterial harmful algal blooms (isoc-hab)*. En: Kenneth H., Hudnell H., editors. *Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs*. New York: Springer Science – Business Media; 2008, p. 17-44.
- Imberger, G. (2004), A Lake Diagnostic System for Managing Lakes and Reservoirs, *Water Resources Impact*, vol. 6.
- Instituto Nacional de Estadística y Censos (2010) Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010.
- Inventario de Presas y Centrales Hidroeléctricas de la República Argentina, Tomo III (2012). Subsecretaría de Recursos Hídricos, Secretaría de Obras Públicas. Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios, Presidencia de la Nación.
- Jakobsen, H. H. y Markager, S. (2016) Carbon to Chlorophyll ratio for phytoplankton in temperate coastal waters: Seasonal patterns and relationship to nutrients. *Association for the Sciences of Limnology and Oceanography*, 2016.
- Jeppesen, E., Sondergaard, M., Jensen, J. P., Havens, K. E., Anneville, O., Carvalho, L. (2005) Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 cases studies. *Freshwater Biol.*

Ji, Zhen-Gang (2008) *Hydrodynamics and Water Quality. Modeling rivers, Lakes and Estuaries*. John Wiley & Sons, Inc. United States of America.

Ji, Z. G. y Jin, K. R. (2006) Gyres and seiches in a large and shallow lake. *Journal of Great Lakes Research*, 2006.

Ketchum, B.H. y Redfield, A.C. (1949), Some physical and chemical characteristics of algae growth in mass culture. *J. Cell. Comp. Physiol.*, 33: 281-299.

Kiely, G. (1999) *Ingeniería Ambiental: Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión*. Editorial: Madrid, McGraw-Hill. ISBN 13: 9788448120399.

Klapper, H. (1991) *Control of Eutrophication in Inland Waters*, Ellis Horwood, England.

Kolmogorov, A. N. (1942) Equations of turbulent motion in incompressible fluid. *Izv. Akad. Nauk. SSR, Seria fizicheská Vi No.1 2 (1-2): 56–58*. English translation: 1968 Imperial College, Mech. Eng. Dept. Rept. ON/6.

Lax, P. D. y Richtmyer, R. D. (1956) Survey of stability of linear finite difference equations. *Comm. Pure Appl. Math.*, v. 9, 1956, pp. 267-293.

LeCren, E. y Lowe-McConnell, R. (1980) *The functioning of freshwater ecosystem*. Cambridge, Cambridge University Press.

Leendertse, J. J. (1967). *Aspects of a computational model for long-period water-wave propagation*. RM-5294-RR. Rand Corporation, Santa Monica. Ph.D. thesis.

Leendertse, J. J., Alexander, R. C. y Liu, S.K. (1973) A three-dimensional model for estuaries and coastal seas. Volume I: *Principles of Computations Report R-1417-OWRR*, Rand Corporation, Santa Monica, CA. Volume I: Principles of Computations, R-1417-OWRT, Volume II: Aspects of computation, R-1764-OWRT, Volume III: The interim program, R-1884-OWRT, Volume IV: Turbulent energy computation, R-2187-OWRT.

Leendertse, J. J. y Gritton, E. C. (1971) A water quality simulation model for well mixed estuaries and coastal seas: Vol. II, *Computation Procedures. Tech. Rep. R-708-NYC*, Rand Corporation.

Licera, C., Rodríguez, M. I., Larrosa, N., Ruiz, M., Halac, S., Olivera, P. Brandelise, M. V., Nadal, F. (2006) *Cianobacterias en embalses de Córdoba, descripción taxonómica y ecológica*.

Linsley, R. K., Kohler, M. A. y Paulhus, J. L. H. (1958) *Hydrology for Engineers*. McGraw-Hill, New York, 340 pp.

López, F. y Niño, Y. (1997) Numerical simulation of wind-induced turbulent flow in lakes using a k-epsilon model. *7th Int. Conf. Lakes Cons. Management LACAR 1997*. S. M. de los Andes, Argentina.

López, F. (1997) Numerical modeling of the seasonal thermal stratification in Lake San Roque (Córdoba). *7th Int. Conf. Lakes Cons. Management LACAR 1997*. S. M. de los Andes, Argentina.

López, F. y Pirard, C. (1997) Numerical simulation of mixing and transport processes in stratified water bodies using a k-epsilon turbulence model. *7th Int. Conf. Lakes Cons. Management LACAR 1997*. S. M. de los Andes, Argentina.

Los, F. J., y Wijsman, J. W. M. (2007) Application of a validated primary production model (BLOOM) as a screening tool for marine, coastal and transitional waters. *Journal of Marine Systems* 64 (2007) 201 - 215

Lvovich, W. (2001) *Water Quality Modeling for Wasteload Allocations and TMDLs*, New York: John Wiley & Sons, Inc.

Margalef, R. (1983). *Limnología*. Editorial Omega, S. A.

Minchen, Ling-Leizhang, Jiali, Yundeng, Rui-Dongan, Yangsong y Zhong-Luanyan (2019) Describing the daily vertical migration of a blooming freshwater dinoflagellate and simulating the bloom by coupling migration equation in to ecological model. *E-proceedings of the 38th IAHR World Congress*. Septiembre, 2019. Ciudad de Panamá, Panamá. pág. 219. doi:10.3850/38WC092019-1067.

Morillo, S. (2002): Evaluación de parámetros de calidad en el embalse San Roque mediante la utilización de un modelo unidimensional DYRESM-CAEDYM. *Informe interno. CIRSA-INA - Córdoba, Argentina*.

Munk, W. H. and Anderson, E. R. (1948). Notes on the theory of the thermocline. *Journal of Marine Research* 7 (3): 276–295.

Niño, Y., López, F., Pirard, C., y Garcia, M.H. (2000) Numerical modeling of wind induced turbulent mixing processes in stratified water bodies. *Hydraulic Engineering in Mexico. Vol. XV*, núm. 1, pages 13-25. January-April, 2000.

Novotny, V., Olem, H. (1994) *Water Quality: Prevention and Management of Diffuse Pollution*. Van Nostrand-Reinhold, New York, NY.

Ormeño, N. y Busso, F. (1986) Caracterización a través de Algunos Parámetros Físico-Químicos del Lago Embalse San Roque, FCEFYN, UNC, 40 pp.

Ohle, W. (1953) Phosphorus as the initial factor in the development of eutrophic waters. *Water Pollution Abstr.*, 28(4): 1-11.

Penn, M.R., Pauer, J.J., Miheleie, J.R. (2009). *Biochemical Oxygen Demand In. Sabjic A.* (ed). Environmental and Ecological Chemistry Vol 2 Isle of Man, UK: UNESCO-EOLSS.

Postma, L., Stelling, G. S. y Boon, J. (1999) Three-dimensional water quality and hydrodynamic modelling in Hong Kong. Stratification and water quality. *In Proceedings of the 2nd International Symp. on Environmental Hydraulics*, Hong Kong, December 1998, pages 43–49. Balkema, Rotterdam.

Prandtl, L. (1945) “Über ein neues Formelsystem für die ausgebildete Turbulenz.” *Nachrichten von der Akademie der Wissenschaften in Göttingen. Mathematisch-Physikalische Klasse*. Pp. 6–19.

Prystupczuk, F., Dagatti, M., González Reyes, R., Muchiut, J., Rodríguez, S., Corral, M., Murgio, L., Rodríguez, A. (2018) “Desarrollo de una Estación para Medición de Parámetros Hidrometeorológicos en Grandes Reservorios de Agua” ARGENCON 2018, Tucumán. ISBN: 978-1-4799-4269-5.

Ripl, W. (1982) *Nitrification – denitrification and phosphorus inactivation in lake sediments: a reply*, *Vatten*, 38:363.

Ripl, W. (1986): Internal phosphorus recycling mechanisms in shallow lakes. In *Lake and reservoir management, vol.2. Proceedings of the fifth annual conference and international symposium on applied lake & watershed management*, November 13-16, 1985. Lake Geneva, Wisconsin: North American Lake Management Society NALMS, pp. 138-142.

Rodi, W. (1984) Turbulence models and their application in Hydraulics, State-of-the-art paper article sur l'état de connaissance. *IAHR Paper presented by the IAHR-Section on Fundamentals of Division II: Experimental and Mathematical Fluid Dynamics*, The Netherlands.

Rodríguez, M.I., Busso, F., Bustamante, M.A., Ruibal Conti, A.L., Ruiz, M., M. Angelaccio (2005) *Floraciones de Algas en el Embalse San Roque (Córdoba). XX Congreso Nacional del Agua y III simposio de Recursos Hídricos del Cono Sur*, Mendoza.

Rodríguez, M.I., Cossavella, A., Bazán, R., Corral, M., Oviedo, S., Rodríguez, A., Bustamante, M.A., Angelaccio, C., López, F., Busso, F., Bonfanti, E. (2005) Efecto de los incendios en la calidad del agua de los embalses San Roque y Los Molinos, Córdoba. *XX Congreso Nacional del Agua y III simposio de Recursos Hídricos del Cono Sur*, Mendoza.

Rodríguez, M. I., Ruiz, M., Vilchez, G., Crema, N., Ruibal Conti, A.L., Bustamante, M.A., Angelaccio, C.M., Busso F., Bonfanti, E., F. López, F (2006) Monitoreo Integral de un Cuerpo de Agua Eutrófico Embalse San Roque (Córdoba, Argentina). *I Congreso Internacional Sobre Gestión y Tratamiento del Agua*, Córdoba, Argentina.

Rodríguez, M. I., Ruiz, M., Nadal, F., Halac, S., Olivera, P., Busso, F., Bonfanti, E. (2013) Monitoreo y calidad de agua del embalse San Roque (Cba, Argentina). *XXIV Congreso Nacional del Agua (CONAGUA)*, San Juan, Argentina.

Roldán Pérez, G., Ramírez Restrepo, J. J. (2008) *Fundamentos de Limnología neotropical*. 2da edición. Medellín. Editorial Universidad de Antioquía.

Ruibal, A. L., Bustamante, A., Granero, M., López, F., Girbal, A., Lammel, E., Simonin, M. E., y Busso, F. (1999). Estudio de la evolución de la calidad de agua del Embalse del Dique San Roque, Córdoba asociado al desarrollo de floraciones de *Ceratium*. *Congreso Argentino de Grandes Presas y Aprovechamiento Hidroeléctrico*, San Martín de los Andes, Argentina.

Sathyendranath, S., Stuart, V., Nair, A., Oka, K., Nakane, T., Bouman, H., Forget, M. H., aass, H., Platt, T. (2009) *Carbon-to-chlorophyll ratio and growth rate of phytoplankton in the sea*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 383: 73–84.

Sheng, Y. P. and Chen, X. J. (1993) Lake Okeechobee Phosphorus Dynamics Study: A Three-Dimensional Numerical Model of Hydrodynamics, Sediment Transport and Phosphorus, Dynamics: Theory, Model Development and Documentation. Final Report. Coastal and Oceanographic Engineering Department, South Florida Water management District, University of Florida, Gainesville, FL.

Schindler, D. W. y Vallentyne, J.R. (2008), *The Algal Blow: Overfertilization of the World's Freshwaters and Eestuaries*. Earthscan, Londres, Inglaterra.

Schnoor, J. L. (1996) *Environmental Modeling: Fate and Transport of Pollutannts in Water, Air, and Soil*. New York: John Wiley & Sons, Inc.

Silber, M. L. (1985), Desagregación Regional de los Aportes de la Cuenca Alta del Río Primero, Informe interno. C.I.H.R.S.A., Villa Carlos Paz, Córdoba, Argentina.

Simonin, O., Uittenbogaard, R. E., Baron, F., y Viollet, P. L. (1989). Possibilities and limitations to simulate turbulence fluxes of mass and momentum, measured in a steady stratified mixing layer. *XXIII IAHR Congress, Ottawa*, August 21-25, pages A55–A62. National Research Council, Canada.

Smits, J. (2007) Development of Delft3D-ECO: Calibration for a tropical stratified reservoir. Research Report. Delft Hydraulics.

Stelling, G. S. (1984) On the construction of computational methods for shallow water flow problems. Tech. Rep. 35, Rijkswaterstaat.

Stolte, W. y Schueder, R. (2019) Update of the water quality model application of the Schelde for the year 2014: Calibration and validation. Delft Report

Stumm, W. y Morgan, J.J. (1981) *Aquatic Chemistry: An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters*. 2nd Edition, John Wiley & Sons Ltd., New York.

Sweers, H. E. (1976) A nomogram to estimate the heat-exchange coefficient at the air-water interface as a function of wind speed and temperature; a critical survey of some literature. *J. Hydrol.* 30: 375–401.

Thatcher, M. L. and Harleman, D. R. F. (1972). *A mathematical model for the prediction of unsteady salinity intrusion in estuaries*. Report Nº. 144, MIT School of Engineering Massachusetts. Institute of Technologies, Department of Civil Engineering.

Unrein, F. (2001) *Efecto de los nutrientes y el pH sobre el crecimiento y la estructura del fitoplancton en ambientes de la llanura aluvial del Paraná Inferior*. Tesis Doctoral. UBA, Argentina.

U.S. Environmental Protection Agency. 2000b. External Review Draft. "Benchmark Dose Technical Guidance Document;" October 2000. EPA/630/R-00/001. National Center for Environmental Assessment, Office of Research & Development, Washington, DC.

Vázquez, L. F. (2004) *Determinación de la dinámica del fósforo en el embalse La Fe, Medellín*. Trabajo de grado. Universidad de Antioquia.

Vollenweider, R. A. (1976) *Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication*, Mem. Ist. Ital. Idrobiol.

Vollenweider, R. A. y Kerekes, J. (1981) Background and summary results of the OECD Cooperative Programme on Eutrophication. Pp 25-36, in Restoration of lakes and inland waters. Int. Symp. On Inland Waters and Lake Restoration., Washington D.C. EPA 440/5-81-010.

Wetzel, R. (1981) *Limnología*. Ed. Omega. Barcelona, España.

Wetzel, R.G. y Likens, G.E. (1991) *Limnological Analysis*. 2nd Edition, Springer Verlag, New York.

Wetzel, R. (2001) *Limnology: lake and river ecosystems*, San Diego, Academic Press.

Williams, J. D. H., Jaquet, J-M., Thomas, R. L. (1976) Forms of Phosphorus in the Suficial Sediments of Lake Erie. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 1976.

Wunderlin, D. A. (2018) *The Suquia River Basin (Córdoba, Argentina) An Integrated Study on its Hydrology, Pollution, Effects on Native Biota and Models to Evaluate Changes in Water Quality*. Editorial. Springer.