

Trabajo de tesis para optar por el título de Dr. en Ciencias Naturales



Universidad Nacional de La Plata
Facultad de Ciencias Naturales y Museo

*ESTUDIO ECOHIDROLÓGICO DEL EMBALSE
EUTRÓFICO LAGO DEL FUERTE
(TANDIL, PROVINCIA DE BUENOS AIRES)*



Lic. Marisol Roxana Cifuentes

Dirección

Dr. Alejandro Ruíz de Galerreta

Dr. Néstor Adrián Gabellone

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi infinito agradecimiento a todas las instituciones y personas que hicieron posible la realización de esta investigación.

A la **Facultad de Ciencias Naturales y Museo** por permitirme desarrollar este trabajo doctoral y al **CONICET** por ser mi sostén económico durante estos años y financiar mi formación.

Al **Centro de Investigaciones y Estudios Ambientales** y la **Facultad de Ciencias Humanas** por brindarme el espacio para poder llevar a cabo esta Tesis.

Al **Laboratorio de Análisis de Suelos de la Facultad de Agronomía - UNICEN** por los análisis de sedimentos y al **Instituto de Limnología Dr. Raúl A. Ringuelet (ILPLA)** y a la **Facultad de Ciencias Veterinarias** de la UNICEN por permitirme realizar mis pasantías y análisis de laboratorio.

A mis directores de Tesis: **Alejandro Ruíz de Galarreta** y **Néstor Gabellone**, que me dieron la posibilidad de emprender este trabajo y brindarme sus conocimientos. Gracias Alejandro por tus palabras de aliento y tus consejos para que siempre encontrara el rumbo. Gracias Néstor por tu apoyo, no sólo desde el conocimiento sino también desde lo material que hizo posible suplir algunos de los instrumentos con los que no contaba.

A **María Adela Casco** por abrirme las puertas del laboratorio de ficología y atender todas mis consultas sobre el mundo de las algas.

A **Miguel Ángel Quiroga** y **Roberto Landa** por enseñarme a trabajar en el laboratorio y permitirme acceder a sus instalaciones.

A **Rosario Barranquero, Florencia Galecio, Marcelo Varni, Guillermina Jacinto, Roxana Banda Noriega, Carolina Miranda del Fresno, Juan Lavornia, Raúl Rivas y Marcela Guerrero** por sus contribuciones y consejos.

Al resto de **mis compañeros** del CINEA que me han acompañado en este camino a través de la escucha y las palabras de aliento.

A **Nicolás Cisneros Basualdo** por las horas que ha dedicado en ayudarme en todo lo que fuera necesario, en especial el manejo de SIG que tanto me cuesta.

A mis dos pilares: **Corina Rodríguez** en Tandil y **Hernán Benítez** desde La Plata, que fueron mi apoyo y guía tanto en lo profesional como en lo personal alentándome a seguir todo el tiempo y a no decaer ante las dificultades.

Gracias **Corina** por brindarme tu ayuda en los momentos que más lo necesité sin importar el día y lugar, siempre potenciando lo mejor de mí.

Gracias **Hernán** por tu acompañamiento y enseñanzas, en el laboratorio y fuera de él, además de atender a todas mis dudas sin importar la distancia.

A **Moni** y su **familia**, por hospedarme cada vez que viajé a La Plata, haciéndome sentir como si estuviera en casa.

A **mi familia**, por estar siempre presentes preocupándose y alegrándose por el crecimiento de uno, así como también alentando en los momentos más difíciles, en especial a **mamá** que siempre está dispuesta a escuchar y a aconsejar.

A mi hermano "**Marquitos**", por acompañarme al campo cada vez que se lo pedía, haciendo que la tarea sea más amena.

A **Clara**, que llegó a casa cuando arrancaba con la Tesis y es más que una mascota siendo mi compañera en las recorridas del lago como en las horas interminables del microscopio y la escritura.

A **Juan Ignacio (Pato)**, mi compañero de vida, por su apoyo incondicional y su actitud positiva para alentarme en cada proyecto. Por aguantarse todos mis estados de ánimo, en especial mi transformación arriba del bote, durante las largas horas de muestreo. Gracias por ayudarme a que todo parezca más fácil.

Y finalmente a los jurados de la Tesis, la **Dra. Carol Eleonora**, la **Dra. Izaguirre Irina** y el **Dr. Pedrozo Fernando**, por sus aportes y sugerencias que me permitieron enriquecer el trabajo realizado.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

Resumen.....	10
Abstract	13
Capítulo 1 INTRODUCCIÓN.....	16
1.1 Introducción general.....	17
1.2 Ecohidrología y gestión integral del agua	25
1.3 Hipótesis.....	26
1.4 Objetivos	27
Capítulo 2 AREA DE ESTUDIO.....	28
2.1 Descripción del medio físico a escala regional	29
2.1.1 Ubicación	29
2.1.2 Clima.....	30
2.1.3 Geología y geomorfología.....	31
2.1.4 Suelos	32
2.1.5 Vegetación.....	32
2.1.6 Hidrología.....	33
2.1.7 Hidrogeología.....	34
2.2 Descripción de la cuenca del Lago del Fuerte.....	36
2.2.1 Aspectos físico-naturales.....	36
2.2.2 Aspectos socioeconómicos.....	38
Capítulo 3 METODOLOGÍA.....	40
3.1 Período de estudio	41
3.2 Análisis de los usos del agua y del suelo.....	41
3.2.1 Manejo del agua en la cuenca y en el Embalse	41
3.2.2 Identificación y mapeo de los usos del suelo	43
3.3 Caracterización morfométrica de la cuenca del Lago del Fuerte	43
3.4 Evaluación hidrodinámica.....	45
3.4.1 Balance hídrico modular y seriado.....	45
3.4.2 Hidrodinámica superficial	45
3.4.3 Hidrodinámica subterránea.....	49
3.4.4 Balance Hidrológico del Lago del Fuerte.....	51
3.5 Evaluación fisicoquímica del agua.....	54

3.5.1	Superficial	54
3.5.2	Subterránea.....	56
3.6	Balance de nutrientes en el Lago del Fuerte.....	58
3.7	Índice de estado trófico	59
3.8	Modelo de eutrofización y carga crítica	60
3.9	Análisis de sedimento.....	62
3.10	Análisis del fitoplancton.....	63
3.10.1	Toma de muestras.....	63
3.10.2	Identificación y recuento.....	63
3.11	Análisis estadístico.....	64
3.12	Análisis integrado.....	66
Capítulo 4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....		67
4.1	Manejo del agua en la cuenca.....	68
4.2	Gestión del Lago del Fuerte	71
4.3	Manejo del agua en el Balneario Municipal e Isla del lago	74
4.4	Identificación de los usos del suelo.....	77
4.5	Caracterización morfométrica de la cuenca	82
4.6	Evaluación de la hidrodinámica	85
4.6.1	Balance hídrico modular y seriado.....	85
4.6.2	Hidrodinámica superficial	90
4.6.3	Hidrodinámica subterránea.....	92
4.6.4	Balance Hidrológico.....	94
4.7	Composición química mayoritaria de las aguas superficiales y subterráneas	96
4.8	Caracterización fisicoquímica de las aguas superficiales.....	99
4.8.1	Dinámica espacial y temporal	99
4.8.2	Dinámica de los parámetros fisicoquímicos en los veranos.....	105
4.8.3	Dinámica de la temperatura y el oxígeno en el embalse	108
4.9	Contenido de nutrientes en aguas superficiales.....	110
4.9.1	Dinámica espacial y temporal	110
4.9.2	Dinámica de los nutrientes en los veranos	115
4.9.3	Dinámica de nutrientes en el perfil del embalse.....	117
4.10	Transparencia y clorofila- <i>a</i>	120
4.10.1	Dinámica espacial y temporal	120
4.10.2	Dinámica en los veranos	124
4.10.3	Dinámica en el perfil del embalse	125
4.11	Balance de nutrientes	126
4.12	Estado trófico del embalse	129

4.13	Modelo de eutrofización y carga crítica	130
4.14	Caracterización del sedimento	132
4.15	Caracterización del microfitoplancton	134
4.15.1	Análisis espacial y temporal.....	134
4.15.2	Análisis en el perfil del embalse.....	139
4.16	Análisis estadístico del microfitoplancton	140
4.17	Micofitoplancton y variables ambientales.....	142
4.18	Análisis integrado.....	147
Capítulo 5 CONSIDERACIONES FINALES.....		151
5.1	Sugerencias de Gestión	152
5.2	Conclusiones	157
BIBLIOGRAFÍA.....		159
Anexo I. Imágenes sitios de muestreo.....		176

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Cuenca alta del arroyo Langueyú y tributarios.....	29
Figura 2. Precipitaciones y temperaturas medias mensuales del partido de Tandil (1900-2016).....	30
Figura 3. Mapa equipotencial de la cuenca del arroyo Langueyú.	35
Figura 4. Área de estudio. Cuenca del Lago del Fuerte.....	36
Figura 5. Mapa equipotencial y direcciones de flujo del agua subterránea aguas arriba del Lago del Fuerte.	37
Figura 6. Triatlón (izquierda) y pesca (derecha) en el Lago del Fuerte.	38
Figura 7. Sitios de medición del nivel freático.	49
Figura 8. Sitios de muestreo de las aguas superficiales.	54
Figura 9. Sitios de muestreo sedimentos.	62
Figura 10. Extensión de red de agua de Tandil.	69
Figura 11. Cobertura de agua de red en el área de estudio.	69
Figura 12. Usos del suelo identificados en la cuenca del arroyo San Gabriel.	78
Figura 13. Usos del suelo identificados en la cuenca del arroyo La Cascada.....	78
Figura 14. Ocupación relativa de los usos de suelo identificados en el área de estudio. a) Cuenca del arroyo San Gabriel (ASG) y b) Cuenca del arroyo La Cascada (ALC).	79
Figura 15. a) Mapa de pendiente y b) Modelo de Elevación Digital (MED) del área de estudio.	83
Figura 16. Curva hipsométrica de la cuenca del Lago del Fuerte.....	84
Figura 17. Asociaciones de suelo en el área de estudio.....	86
Figura 18. Precipitaciones mensuales históricas y del período de estudio.	89
Figura 19. Zona de escurrimiento directo al embalse en comparación al escurrimiento fluvial.....	90
Figura 20. Mediciones planialtimétricas y relación entre las aguas superficiales y subterráneas. Izquierda pozo 4 y derecha pozo 2.	93
Figura 21. Batimetría digitalizada del Lago del Fuerte.....	94
Figura 22. Diagrama de Piper de las aguas superficiales afluentes al lago y subterráneas.	98
Figura 23. Diagrama de Schoeller-Berkaloff de las aguas superficiales afluentes al lago y subterráneas.....	98
Figura 24. Valores estacionales de conductividad por sitio de muestreo vs precipitaciones diarias.	99
Figura 25. Valores estacionales de sólidos suspendidos totales (SST) por sitio de muestreo.	101
Figura 26. Concentración de sólidos suspendidos totales (SST) y su fracción orgánica e inorgánica por sitio de muestreo para cada estación del año.....	102
Figura 27. Valores estacionales de pH por sitio de muestreo.	102
Figura 28. Temperatura estacional por sitio de muestreo.	103
Figura 29. Valores de saturación de oxígeno estacional por sitio de muestreo.	104
Figura 30. Valores de conductividad eléctrica por sitio en los muestreos de verano.	105
Figura 31. Valores de SST por sitio en los muestreos de verano.....	106
Figura 32. Valores de pH por sitio en los muestreos de verano.	106
Figura 33. Valores de la temperatura del agua por sitio en los muestreos de verano.	107
Figura 34. Valores de saturación de oxígeno disuelto por sitio en los muestreos de verano.....	107
Figura 35. Perfiles de temperatura en el embalse en las diferentes fechas de muestreos por estación.	108

Figura 36. Perfiles de saturación de oxígeno disuelto en el embalse en las diferentes fechas de muestreos por estación.....	109
Figura 37. Concentraciones de fósforo en el agua estacionalmente por sitio de muestreo. a) fósforo total (PT) y b) fósforo reactivo soluble (PRS).	111
Figura 38. Comparación de las concentraciones de fósforo total (PT) y fósforo reactivo soluble (PRS) en los diferentes sitios estacionalmente.	112
Figura 39. Concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) en el agua estacionalmente por sitio de muestreo	114
Figura 40. Proporciones de Nitratos + Nitritos y Amonio en la composición del nitrógeno inorgánico disuelto por sitio de muestreo para cada estación del año.	115
Figura 41. Concentraciones de fósforo total (PT) de los diferentes sitios en los muestreos de verano.	116
Figura 42. Concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) de los diferentes sitios en los muestreos de verano	116
Figura 43. Perfiles de fósforo en el agua del embalse en las diferentes fechas de muestreo por estación: a) fósforo total (PT) y b) fósforo reactivo soluble (PRS).	117
Figura 44. Perfiles de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) en el agua del embalse en las diferentes fechas de muestreo por estación.	118
Figura 45. Variaciones de la proporción NID/PRS en el embalse en las diferentes estaciones del año.	119
Figura 46. Transparencia del agua del embalse.	120
Figura 47. Relación SST vs transparencia en el embalse.	121
Figura 48. Relación clorofila-a vs transparencia en el embalse.....	121
Figura 49. Concentración de clorofila-a estacional por sitio de muestreo.....	122
Figura 50. Concentraciones de los diferentes tipos de clorofila estacionalmente por sitio de muestreo.	123
Figura 51. Concentraciones de clorofila-a en los muestreos de verano.....	124
Figura 52. Concentraciones de clorofila-a en un perfil vertical realizado en el embalse para las diferentes fechas de muestreos por estación.....	125
Figura 53. Representación del balance de PT del Lago del Fuerte.....	127
Figura 54. Diagrama de Vollenweider en el Lago del Fuerte. Comparación de las cargas predichas por el modelo (Cargas perm. 10 y 20) y la carga externa medida (Carga ext. PT).....	131
Figura 55. Abundancia total del microfitoplancton por sitio y estación del año.	135
Figura 56. Abundancia total del microfitoplancton e importancia relativa de los grandes grupos en: a) Arroyo San Gabriel y b) Arroyo La Cascada.....	136
Figura 57. Abundancia total del microfitoplancton e importancia relativa de los grandes grupos en: a) Embalse y b) Salida.....	138
Figura 58. Abundancia de los grandes grupos y del microfitoplancton total (ind/L) en el perfil vertical del embalse por estación.	139
Figura 59. Ordenamiento MDS por estación y sitio de muestreo.	141
Figura 60. Diagrama biplot resultado del CCA donde se observan las variables ambientales vs muestras por sitio y estación del año.	143
Figura 61. Análisis integral con las principales variables intervinientes.	150
Figura 62. Sitio 1: Arroyo San Gabriel (ASG). Ante momentos de estiaje (a) y crecida (b)	176
Figura 63. Sitio 2: Arroyo La Cascada (ALC). Ante momentos de estiaje (a) y crecida (b).....	176
Figura 64. Sitio 3: Embalse Lago del Fuerte (a). Ante momentos de estiaje (b) y crecida (c)	177
Figura 65. Sitio 4: Salida del embalse. Ante momentos de estiaje (a) y crecida (b).....	178

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Parámetros morfométricos determinados	44
Tabla 2. Variables y cálculos secundarios para la estimación de la Evaporación.	52
Tabla 3. Volumen aproximado de las piletas a partir de datos de la entrevista a un guardavidas del Balneario Municipal y medidas Google Earth.	75
Tabla 4. Usos del suelo identificados y superficie de cada uno en la cuenca de los arroyos San Gabriel y La Cascada.....	77
Tabla 5. Parámetros morfométricos.....	82
Tabla 6. Superficie de las asociaciones de suelo en el área de estudio y capacidad de almacenaje.	86
Tabla 7. Balance hídrico modular para el período 1900-2016.....	87
Tabla 8. Balance hídrico seriado y comparación con el balance modular	88
Tabla 9. Registros de aforos en el arroyo San Gabriel (ASG), a la salida del embalse y cota del pelo de agua del embalse.	91
Tabla 10. Medición de niveles estáticos. 18/09/2014 y 13/05/2015.....	92
Tabla 11. Iones mayoritarios y parámetros fisicoquímicos de las aguas superficiales y subterráneas.	97
Tabla 12. Balance de masa de PT en el Lago del Fuerte.	126
Tabla 13. Parámetros que indican el estado trófico.....	129
Tabla 14. Valores de las variables más importantes incluidas en el modelo de eutrofización.	130
Tabla 15. Profundidad y características analizadas de los sedimentos en el Lago del Fuerte.	133

Resumen

El Lago del Fuerte es un embalse artificial de 19 hectáreas localizado en el cierre de una cuenca interserrana con una superficie de 2000 hectáreas y drenada por dos arroyos principales -San Gabriel y La Cascada- construido para regular crecidas y evitar inundaciones. Actualmente se ha convertido en uno de los principales atractivos de la ciudad de Tandil, tanto para sus residentes y turistas, que se posiciona y consolida como destino turístico serrano.

Estudios previos sobre el lago lo han diagnosticado como eutrófico a hipereutrófico, con alta concentración de nutrientes y de materia orgánica, así como la presencia de cianobacterias, por lo que se ha visto afectada su aptitud para uso recreativo, produciéndose un nivel de riesgo sanitario potencial para la población usuaria.

La investigación apuntó a realizar un estudio integral de la problemática del Lago del Fuerte desde una mirada ambiental la cual implica identificar y analizar las variables tanto del medio socioeconómico así como del físico-natural, que se encuentran interrelacionadas, por lo que se aplicaron métodos y técnicas provenientes de distintas disciplinas científicas.

El objetivo general de la misma consistió en evaluar el estado hidrológico ambiental del embalse, teniendo en cuenta su cuenca de aporte, identificando las principales causas de eutrofización y desarrollando un modelo de eutrofización considerando el marco económico y social.

Los resultados corresponden a campañas realizadas bimensualmente y en la época estival cada 15 días durante el período diciembre de 2014 a mayo de 2016. Las mediciones y muestreos se llevaron a cabo en el embalse, los arroyos tributarios y a la salida del mismo.

La metodología incluyó en primera instancia el relevamiento y análisis de la información antecedente. Posteriormente se seleccionaron sitios de muestreo y se llevó a cabo un estudio tanto de la hidroquímica como de la hidrodinámica del agua superficial y subterránea.

A nivel superficial se realizaron análisis fisicoquímicos, así como contenido de nutrientes y pigmentos fotosintéticos. A partir de los datos de nutrientes se efectuó un balance de masa de fósforo total y se aplicó un modelo de eutrofización, a fin de determinar su estado trófico y su carga crítica. También se llevaron a cabo muestreos del microfitoplancton (>20 μm) para su determinación tanto cualitativa como cuantitativa y se tomaron muestras de sedimento del embalse para analizar su composición con respecto al contenido de nutrientes.

A nivel del agua subterránea se analizaron las características fisicoquímicas de las mismas y se determinó la composición química mayoritaria.

Con respecto al análisis de la hidrodinámica se realizaron balances hídricos (modular y seriado), aforos en las entradas y salidas del embalse y medición de niveles tanto del agua superficial y subterránea.

Para la evaluación de los usos del suelo, así como la gestión del agua y posibles cargas contaminantes se realizaron entrevistas a diferentes actores claves, observaciones directas y mapeos a través de imágenes satelitales.

Los resultados comparados con estudios previos arrojaron que existe una creciente ocupación de la cuenca por parte del uso residencial (11%) así como cabañas y hoteles (4%) y mayor presencia de ganado (4%) en detrimento de zonas de sierras que presentaban vegetación nativa (22%) en simultáneo a una reducción de la superficie agrícola (1%). A su vez dicho crecimiento residencial no se ve acompañado de servicios sanitarios ni tampoco cuenta con los controles adecuados sobre la disposición de efluentes de acuerdo a la legislación vigente.

Se identificó que los arroyos se diferenciaron entre sí ante situaciones de bajo caudal así como en el tipo de nutriente que aportan al lago, ingresando por el arroyo San Gabriel principalmente fósforo y por el arroyo La Cascada nitrógeno, los cuales estarían asociados al tipo de uso del suelo que predomina en cada subcuenca.

El embalse se comporta como una trampa de calor, sedimentos y nutrientes. El modelo de eutrofización reflejó que el mismo recibe una carga crítica de fósforo. Si bien de acuerdo a los parámetros morfométricos e hidrológicos del cuerpo de agua su valor máximo es de 0,13 g PT /m²·año para un estado oligotrófico o 0,26 g PT/ m²·año para un estado mesotrófico, el mismo recibe una carga excesiva de 0,95 g PT/ m²·año que supera los niveles permisibles alcanzando un estado eutrófico.

La abundancia total del microfitoplancton rondó entre los 5.000 y 370.000 ind/L, presentando variaciones estacionales que estarían influenciadas por las condiciones hidrológicas de exceso hídrico que imperaron en el período de la investigación. Durante el mismo no se registró predominancia de cianobacterias sino de diatomeas y clorofitas, de acuerdo a la época del año y se observó una presencia constante y hasta dominante en algunos muestreos de la especie *Aulacoseira granulata*, no identificada en trabajos anteriores en el área de estudio.

El análisis estadístico demostró diferencias de acuerdo a las asociaciones de especies principalmente entre los arroyos afluentes y dentro del mismo embalse, entre el verano del 2015 con el de 2016, debido principalmente a la influencia de variables hidrometeorológicas.

Con respecto a la gestión del embalse y de la cuenca de aporte se constató la existencia de una relación contradictoria entre actores, escalas y competencias de acción, así como de la concurrencia de marcos regulatorios en el área de estudio.

Se evidencia la ausencia de una visión integral con respecto a la gestión del recurso hídrico en el área de estudio y la necesidad de adoptar diferentes medidas de gestión a fin de tender a un manejo sustentable. Entre ellas se puede destacar la necesidad de ampliar la zona de influencia de la legislación vigente a toda la superficie de la cuenca de aporte del lago a fin de abordar la problemática de una manera holística, así como también conformar un Ente con la participación de diferentes actores sociales tendiendo a adoptar medidas y políticas consensuadas. Además se torna necesario compatibilizar las legislaciones en sus respectivas escalas para evitar superposición de funciones y responsabilidades.

Dentro de las medidas específicas para dar respuesta al problema de la eutrofización y colmatación del embalse se destaca la posibilidad de rediseñar el sistema de descarga del embalse debido a que la dinámica hidrológica evidenció ser una de las principales variables incidentes en la manifestación de los síntomas de la eutrofia, pero al mismo tiempo se torna imperioso reducir las cargas de nutrientes que ingresan al mismo.

Abstract

The Lake del Fuerte is an artificial reservoir of 19 hectares located in the closing of a hilly basin with an area of 2000 hectares and drained by two main streams: San Gabriel and La Cascada. It was built to regulate rise and avoid floods. Currently it has become one of the main attractions of Tandil city, both for its residents and tourists, which is positioned and consolidated as a hilly tourist destination.

Previous studies have diagnosed the lake as eutrophic to hypereutrophic, with a high concentration of nutrients and organic matter, as well as the presence of cyanobacteria. It has affected their ability to recreational use, producing a potential health risk for the users.

The investigation aimed to carry out an integral study of Lake del Fuerte's problem from an environmental perspective. It implies identifying and analyzing the variables of both the socio-economic as well as the physical-natural subsystems, which are interrelated, so that methods and techniques from different scientific disciplines were applied.

The main objective was to evaluate the environmental and hydrological state of the reservoir, taking into account its contribution basin, identifying the main causes of eutrophication and developing an eutrophication model considering the economic and social context.

The results correspond to field work carried out bimonthly and in the summer season every 15 days during the period of December 2014 to May 2016. The measurements and sampling were carried out in the reservoir, the tributary streams and at the exit of the same.

The methodology included, at the beginning, the survey and analysis of the previous information. Subsequently, sampling sites were selected and a study of both hydrochemistry and hydrodynamics of surface and groundwater was carried out.

At the surface water level, physicochemical analyzes were performed, as well as nutrient content and photosynthetic pigments. From the nutrient data, a mass balance of total phosphorus was made and an eutrophication model was applied in order to determine its trophic state and its critical load. Microphytoplankton samples ($> 20 \mu\text{m}$) were also carried out for both qualitative and quantitative determination and sediment samples were taken from the reservoir to analyze their composition with respect to nutrient content.

At the groundwater level, the physicochemical characteristics were analyzed and the majority chemical composition was determined.

In order to analyze the hydrodynamics, water balances (modular and serial) flow measurements at the entrances and exits of the reservoir and measures of surface water and water table levels were carried out.

The evaluation of land uses, as well as water management and possible contaminant loads, were conducted by interviews to different stakeholders, direct observations and mapping through satellite images.

The results, according to previous studies, showed that there is a growing occupation of the basin by residential use (11%) as well as cabins and hotels (4%) and a greater presence of livestock (4%) to the detriment of hilly areas with native vegetation (22%) simultaneously with a reduction of agricultural area (1%). At the same time, the residential growth is not accompanied by sanitary services or adequate controls on the disposal of effluents in accordance with current legislation.

It was identified that the streams differed from each other in situations of low flow as well as in the type of nutrient they contribute to the Lake. The phosphorus enters mainly through the San Gabriel stream and the nitrogen mainly through La Cascada stream, which would be associated with the type of use of the soil that predominates in each sub-basin.

The reservoir behaves like a trap of heat, sediments and nutrients. The eutrophication model reflected that it receives a critical phosphorus charge. Although according to the morphometric and hydrological parameters of the water body, its maximum value is 0.13 g PT/ m² · year for an oligotrophic state or 0.26 g PT/ m² · year for a mesotrophic state, it receives an excessive load of 0.95 g PT/ m² · year that exceeds the permissible levels reaching a eutrophic state.

The total abundance of microphytoplankton was between 5,000 and 370,000 ind /L, presenting seasonal variations that would be influenced by the hydrological conditions of water excess that prevailed during the investigation period. During the same period, no predominance of cyanobacteria was detected but of diatoms and chlorophytes according to the time of the year. Also it was observed a constant and even dominant presence in some water sampling of *Aulacoseira granulata* species, not identified in previous works in the study area.

The statistical analysis showed differences according to the associations of species mainly between the tributary streams and within the same reservoir, between the summer of 2015 with that of 2016, due mainly to the influence of hydrometeorological variables.

Regarding to the management of the reservoir and the contribution basin, the existence of a contradictory relationship between actors, scales and competencies of action, as well as the concurrence of regulatory frameworks in the area of study were found.

There is evidence of the absence of an integral vision regarding the management of water resources in the study area and the need to adopt different management measures tending towards sustainable management. Among them, the need to extend the area of influence of current legislation to the entire surface of the Lake's contribution basin can be highlighted in order to address the problem from a holistic approach as well as to form an Entity with the participation of different social actors tending to adopt measures and consensual policies. It also becomes necessary to adequate the legislation on their respective scales to avoid overlapping functions and responsibilities.

Among the specific guidelines to respond to the problem of eutrophication and clogging of the reservoir, the possibility of redesigning the reservoir discharge system is highlighted due to hydrological dynamics proved to be one of the main variables in the manifestation of the eutrophy symptoms but at the same time it becomes imperative to reduce the nutrient loads that enter to the lake.

Capítulo 1

INTRODUCCIÓN

1.1 Introducción general

En los sistemas lénticos dado el mayor tiempo de residencia de las aguas, comparado con los cursos lóuticos, los procesos ecológicos favorecen la captación y retención de nutrientes aportados por la cuenca. La retención de nutrientes genera un incremento gradual de su concentración, proceso que se denomina eutrofización (Vollenweider, 1976; Margalef, 1983; Edmondson, 1991; Wetzel, 2001). Éste implica el forzado externo de los cuerpos de agua y se debe principalmente al aumento de la concentración de formas solubles y biodisponibles de fósforo y nitrógeno en el agua. También ocurre la acumulación temporaria de esos nutrientes en la biomasa de las distintas poblaciones de organismos acuáticos, en el material particulado suspendido o en el sedimento. Los procesos ecológicos de índole biológico, físico-químicos e hidrológicos que afectan la cantidad de nutrientes en cada uno de estos compartimentos ambientales, así como el intercambio entre ellos, son dependientes de los ciclos anuales de las poblaciones acuáticas, de los ciclos de la materia que se originan dentro del ecosistema, de la estacionalidad climática y de los eventos pluviométricos e hidrológicos.

El descubrimiento del desarrollo trófico de las aguas dulces y su terminología se remonta a principios del siglo XX (Ansari et al., 2011). De acuerdo a Hutchinson (1973) el término fue utilizado por primera vez por Weber (1907) para describir el desarrollo de humedales. Naumann (1919), citado por Hutchinson (1973), utilizó los términos de Weber para caracterizar los lagos en Suecia como oligotróficos, mesotróficos o eutróficos en función de su contenido de nutrientes, aunque no se podían dar estimaciones sobre cuáles eran esas concentraciones. Las definiciones de Naumann sumado a otros hallazgos con respecto a la flora distintiva de los diferentes ambientes, así como el agotamiento de oxígeno en profundidad en lagos estratificados (Thiennemann, 1918 en Hutchinson, 1973) llevaron a la conformación del paradigma oligotrófico-eutrófico. Originariamente dichos términos tenían un significado cualitativo para describir dos tipos de ambientes distintos.

Se puede considerar que el proceso de eutrofización es la forma de evolución natural de cualquier tipo de ecosistema léntico y el mismo puede durar siglos e incluso milenios (Toja, 1982). Sin embargo, la velocidad de este proceso es dependiente de las características geológicas y geomorfológicas de la cuenca de aporte de aguas, así como de las características climáticas regionales.

Hacia la década del cincuenta se desarrolló una preocupación en el ámbito público y científico a causa de la evidencia del deterioro de los cuerpos de agua superficiales inducida por acciones antropogénicas (Ansari et al., 2011). La eutrofización artificial o cultural (Serrano et al., 2017) se produce cuando la misma se ve acelerada por actividades humanas que se

realizan en la cuenca de aporte (ganadería, aplicación de fertilizantes, deforestación, etc.), o por el vertido de efluentes domiciliarios, municipales o industriales ricos en materia orgánica, crudos o parcialmente tratados. En general se considera que la agricultura es la principal causa de la eutrofización de ríos y lagos (Carpenter et al., 1998).

A partir del trabajo de Vollenweider (1968 y 1976) se le dio al proceso de eutrofización un enfoque cuantitativo a través de una escala basada en la concentración de clorofila. Este trabajo fue el primero en relacionar los cambios en los usos de las cuencas hidrográficas con el problema de eutrofización de los lagos y el que planteó que el control de los aportes de fósforo, y en algunos casos de nitrógeno, fue la clave principal para reducir dicha problemática. Además desarrolló otras ideas como los niveles permisibles de nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) considerando algunos parámetros de los cuerpos de agua; la carga interna de fósforo proveniente de los sedimentos y el tiempo de residencia como elementos a considerar en el procesos de eutrofización (Bhagowati y Ahamad, 2018).

Como sugiere Schindler (2012), la eutrofización es un problema a largo plazo en el que el control del fósforo se hace imprescindible porque, a partir de un cierto umbral, es la alteración del balance de este nutriente lo que produce la transformación de un ecosistema dado en otro completamente diferente, funcional y estructuralmente. En un momento se creía que la carga interna de nutrientes impediría la recuperación de los lagos, pero diferentes estudios (Ahlgren, 1978; Jeppesen et al., 1999; Sondergaard et al., 2001), han demostrado que esta condición es muy variable (Schindler, 2006).

En muchos casos se ha intentado acelerar el proceso de recuperación aplicando diferentes métodos como aireación, dragado o biomanipulación (Cooke et al., 1993; Keto et al., 2004; Shapiro et al., 1975; Shapiro y Wright 1984), así como también a partir de la restauración y mantenimiento de las márgenes de los cursos de agua y la creación de humedales artificiales que actúen como compartimentos de retención de nutrientes (López et al., 2010). Si bien la reducción de la carga externa de nutrientes no siempre es suficiente, la misma es una condición necesaria para dar inicio al proceso de recuperación y para que las medidas antes mencionadas puedan ser efectivas.

Se han creado diferentes criterios y escalas para evaluar y definir el estado trófico de un ambiente léntico, basados en parámetros como transparencia, concentración de clorofila-*a*, concentraciones de nitrógeno o de fósforo (Carlson, 1977; Vollenweider, 1982; Moreno Franco et al., 2010). A partir de los conocimientos adquiridos sobre la temática se ha avanzado en el desarrollo de diferentes modelos estáticos y dinámicos que permiten mejorar los planes de gestión y restauración a través de la capacidad de los mismos de predecir las condiciones

futuras así como también de revertir el proceso cuando las variables forzantes son controladas o eliminadas (Bhagowati y Ahamad, 2018).

De acuerdo a Vollenweider (1989) la base para cualquier consideración práctica y teórica para la gestión de un cuerpo de agua, referida al proceso de eutrofización, es el establecimiento de un balance de masa que implica el conocimiento tanto de su funcionamiento hidrológico así como su carga de nutrientes que permitirá identificar lo que ingresa y sale del mismo, lo que queda retenido y los diferentes procesos vinculados al mismo.

Dicho proceso conlleva un deterioro de la calidad del agua, generalmente con malos olores, mortandades de peces, con complicaciones para su uso como fuente de agua potable, para los deportes náuticos de contacto directo, etc. La resiliencia, que implica la capacidad para volver a etapas anteriores, en estos sistemas puede ser incluso superior a la de estados de equilibrio previos (Carpenter, 1991). Se produce una simplificación de los ecosistemas acuáticos con un aumento muy marcado en la densidad de las algas planctónicas que producen una alta turbidez y se generan condiciones de anoxia en la zona más profunda (Margalef, 1983).

La abundancia del fitoplancton a lo largo del año es variable: depende de la duración de las horas de luz, de la intensidad de la luz solar, de la temperatura, de relaciones con otras comunidades, de la cantidad de nutrientes biodisponible, entre otros muchos factores.

El aumento de la abundancia de un grupo de procariotas fotosintéticos, las cianobacterias, suele ser una de las principales consecuencias del proceso de eutrofización. Estas son un componente normal del plancton de los cuerpos de agua continentales (Margalef, 1983), sin embargo, el incremento de las poblaciones de cianobacterias por encima de los niveles normales en ambientes acuáticos, es un tema de interés ambiental y sanitario, en virtud de su capacidad de producción de toxinas que afectan la salud de las personas y de otros organismos, ya sea por consumo directo, contacto dérmico y/o ingestión accidental. Al respecto, distintas organizaciones de referencia han editado manuales y bibliografía específica sobre la consecuencia sanitaria de estas toxinas y el monitoreo de las cianobacterias en ecosistemas acuáticos (OMS, 1999; Cronberg y Annadotter, 2006; Hudnell, 2007).

Se considera que el proceso de eutrofización y sus consecuencias, en especial el desarrollo de floraciones de cianobacterias, se han transformado en una de las principales amenazas de la calidad del agua de los cuerpos superficiales a nivel mundial (Edmondson 1991; Carpenter et al., 1998; Smith y Schindler, 2009).

Dentro de los cuerpos de aguas superficiales, los embalses, considerados como un híbrido entre río y lago, producen la transformación de un ambiente lótico en uno que adopta características de ecosistema léntico, aunque puede conservar algunas más o menos intermedias. Los cursos de agua embalsados retardan su flujo por lo que su tasa de renovación es más lenta que la del sistema fluvial que le dio origen y al mismo tiempo más rápida que la de un lago (Margalef, 1983).

Teniendo en cuenta los modelos conceptuales que se han desarrollado sobre el funcionamiento de los ríos, se puede estimar que éstos, si bien pueden presentar diferencias particulares, en todos, según el concepto de la continuidad fluvial (*River Continuity Concept*, Vannote et al., 1980), existe un gradiente de sus condiciones físicas, químicas y biológicas desde su nacimiento hasta la desembocadura. Sin embargo, siguiendo a Ward y Stanford (1984), los cursos de agua pueden ser regulados por el hombre a través de obras de infraestructura para satisfacer diferentes necesidades, produciéndose una interrupción en su continuidad (*Serial Discontinuity Concept* - SDC). El efecto de la presa difiere en función del parámetro considerado así como también dependerá de su ubicación a lo largo de la extensión longitudinal del río.

Existen diferentes trabajos que plantean las problemáticas asociadas a los embalses, tanto en su etapa de construcción así como en su etapa de funcionamiento (McCartney et al., 2001; Mendiondo, 2009). Ellis y Jones (2013) a través de su revisión, confirman diferentes predicciones de la teoría del SDC y mencionan una amplia bibliografía sobre los efectos adversos que genera la instalación de presas asociados a: cambios en los procesos geomorfológicos (Petts y Armitage, 1993; Kondolf, 1997; Osmundson et al., 2002), alteraciones fisicoquímicas (Ward, 1974; Storey et al., 1991; Stevens et al., 1997; Vinson, 2001), cambios en los regímenes de temperatura (Ward, 1975; Ward y Stanford, 1983; Paller y Saul, 1996; Preece y Jones, 2002; Cereghino et al., 2002; Jakob et al., 2003; Olden y Naiman, 2010) y alteración en el régimen hídrico (Trotzky y Gregory, 1974; Cereghino et al., 1997; Poff et al., 1997; Bunn y Arthington, 2002; Haxton y Findlay, 2008).

Se considera que los embalses, a diferencia de la mayoría de las intervenciones que el hombre realiza sobre la naturaleza, son los únicos que producen modificaciones en el sentido de la sucesión ecológica (Gabellone y Casco, 2006). La evolución trófica de los mismos, así como la problemática en lo que respecta a la calidad del agua es semejante a la de los lagos, determinado principalmente por la geología, geomorfología, climas regionales y las actividades que se desarrollan dentro de la cuenca de aporte. Dentro de ellas, una de las principales tensiones que los afectan y que de acuerdo a Palau (2003) es una de las alteraciones

inherentes a la construcción de los embalses y a su explotación, se encuentra la eutrofización. En base a ello existe una amplia bibliografía que plantea diferentes medidas de gestión generales asociadas al control de la eutrofización de cuerpos de agua superficiales, así como específicos para embalses (Toja, 1982; Palau, 2003; Mendiondo, 2009; Prats et al., 2014; Serrano et al., 2017; entre otros), de acuerdo a las particularidades de los mismos.

En lo que respecta al conocimiento de los cuerpos de agua superficiales, en especial los embalses de nuestro país, se pueden mencionar trabajos como el de Quirós (1988), el cual plantea que el conocimiento de los mismos es escaso y lleva a cabo un estudio de las relaciones entre clorofila-*a* y los niveles de nutrientes, la morfometría y características climáticas en 103 lagos y reservorios de Argentina. Del mismo se desprende que de treinta embalses estudiados al menos diecinueve registran problemas de eutrofización de acuerdo con sus niveles de fósforo en el agua (Gabellone y Casco, 2006).

Kruse y Casanova (1993) exhibieron la evolución del proceso de sedimentación a partir del material que ingresa a los cuerpos de agua artificiales así como su incidencia en el ambiente y en el funcionamiento de las obras en distintos lagos artificiales de la República Argentina. Mencionan las características fundamentales de algunos embalses en los que dadas las condiciones hidrológicas, geológicas y geomorfológicas, existe un significativo proceso fluvial en la cuenca y por consiguiente un transporte de abundantes sedimentos hacia el lago.

Por su parte Calcagno et al. (1995), realizaron un catálogo de lagos y embalses de Argentina con el objetivo de desarrollar una base de datos de lagos naturales y artificiales a partir de fuentes de información existente en base a características fisiográficas y del medio ambiente tanto del cuerpo de agua como de su cuenca de aporte. El mismo contribuyó con el proyecto Survey of the State of World Lakes¹, llevado a cabo por el International Lake Environment Committee (ILEC)² y el PNUMA³ que fue lanzado en 1987. Si bien se plantearon 10 componentes a tener en cuenta para la realización del catálogo de Argentina, siguiendo el criterio utilizado por ILEC, se llevó a cabo una primera etapa que sólo implicó 2 de dichos componentes y se limitó a aquellos cuerpos de agua con una superficie mayor a 10 km² siempre que se contara con información del volumen y profundidad media de los mismos.

De acuerdo al Organismo Regulador de Seguridad de Presas -ORSEP- (Ortega, 2009), en Argentina hay más de 120 represas grandes y un gran número de represas pequeñas, incluyendo todo tipo de estructuras, las cuales en su mayoría han sido construidas para cumplir con más de un propósito.

¹ Relevamiento del Estado de los Lagos del Mundo. World Lakes Database. <http://wldb.ilec.or.jp/>

² Comité Internacional del Medio Ambiente Lacustre.

³ Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.

El Informe del Estado del Ambiente (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, 2016) presenta el panorama a nivel nacional con respecto a la contaminación con nutrientes de los cuerpos de agua superficiales a partir del estado trófico de los mismos, en el cuál se plantean diferencias según la región que se trate, así como los usos predominantes en sus cuencas de aporte, registrándose de manera general los mayores valores de eutrofización en la provincia de Buenos Aires. Sin embargo la información citada para realizar dicho documento se remite a Quirós 1988, por lo que no estaría actualizada.

Actualmente el Laboratorio de Hidráulica dependiente del Instituto Nacional del Agua (INA), cuenta con un “Catálogo de Embalses de Argentina”⁴ elaborado como parte del proyecto "Evaluación Estratégica de la Sedimentación de Embalses en la República Argentina". El mismo consiste en una base de datos web mediante la cual se puede acceder a la información básica de los distintos embalses de nuestro país de manera georeferenciada y una ficha con información recopilada de cada embalse a partir de diferentes fuentes. Sin embargo hay varios embalses que no tienen información detallada. Sólo cuentan con la ubicación y si están en funcionamiento o no.

Si bien existen muchos estudios limnológicos de embalses, la información no se encuentra sistematizada. La mayoría surgen ante la afectación de la calidad del agua para los diferentes usos estipulados, producto de los cambios de usos del suelo en la cuenca, la intensificación de actividades agrícola ganaderas así como el desarrollo y crecimiento de zonas urbanas que incrementan la carga de nutrientes llevando a procesos de eutrofización. Dentro de esta situación se pueden mencionar los casos de los embalses San Roque, Los Molinos, Salto Grande, Paso de las Piedras, Rio Hondo, Potrerillos, General Belgrano, entre otros. Con respecto a los estudios encontrados en nuestro país sobre estos cuerpos de agua, existe una amplia bibliografía, aunque cabe mencionar que diferentes informes técnicos no están disponibles.

A partir del material recopilado puede mencionarse que los trabajos presentan enfoques que van desde el análisis a nivel del embalse, a aquellos que tienen en cuenta los ingresos que se producen desde los afluentes, así como por el escurrimiento superficial directo al cuerpo de agua y el funcionamiento del sistema hasta la salida de mismo.

Dentro de las temáticas se abarcan desde: **características fisicoquímicas, calidad del agua y estado trófico** (Boltovskoy y Foggetta 1985; Temporetti et al., 2001; Bustamante et al., 2002; Rodríguez et al., 2000; Drovandi et al., 2005; Bustamante et al., 2007; Rodríguez, 2003; Ruiz et al., 2011; Rodríguez et al., 2013; Bazán, 2014; Cónsoli et al., 2016), **estudios del**

⁴ <https://www.ina.gov.ar/lha/hfluvial/catalogo/web/index.html>

fitoplancton (Izaguirre, 1991; Díaz et al., 2001; De León y Chalar 2003; Chalar, 2006; Rodríguez et al., 2008; Rodríguez et al. 2010; Daga y Pieroto, 2011; Fernández et al., 2011; Licera et al., 2012; Casco et al., 2014; Casco y MacDonagh, 2014; O'Farrell e Izaguirre, 2014; Bordet et al., 2017), **diseños de monitoreo** (Boltovskoy y Foggetta 1985; Drovandi et al., 2005; Rodríguez et al., 2006; Subsecretaria de Recursos Hídricos, 2007; Bordet, 2010; Bazán et al., 2014), **características del sedimento** (Lamas y Salusso, 2009), **la interacción agua sedimento** (Rodríguez et al., 2000; Ruiz et al., 2005; Lamas y Salusso, 2014; Temporetti et al., 2014), **aplicación de modelos para el análisis, predicción y medidas de gestión** (Gavilan, 1981; Potel Junot et al., 1990; Bustamante et al., 2007; Cardini et al., 2015) y **balance de nutrientes, especialmente de fósforo** (Rodríguez, 2003).

En referencia al lugar de estudio (Lago del Fuerte, Tandil), el Instituto de Hidrología de Llanuras (IHLLA 1995, 2005a y b) ha realizado a pedido del Municipio de Tandil trabajos en donde se realizó un diagnóstico limnológico, sanitario, ictiológico y ambiental, así como un monitoreo de toxinas algales. El primero se realizó en un período de muestreo reducido (menos de 30 días), y permitió diagnosticar al lago como hipertrófico, con abundante presencia de materia orgánica en agua y sedimentos, en un estado meso a polisaprobio, en general con aguas de buena calidad bacteriológica para uso recreativo. El trabajo efectuado en el 2005, se llevó a cabo debido a un “Alerta Preventivo Alto” emitido por la Secretaría de Política Ambiental de la Provincia de Buenos Aires (actual Organismo Provincial para el Desarrollo Sustentable, OPDS), prohibiendo el uso del lago en resguardo de la salud pública, ante la presencia de cianobacterias. Como resultado de los muestreos realizados por el IHLLA, de enero a abril del 2005, se llegó a la conclusión de que, aun cuando las cianobacterias eran muy abundantes y la concentración de clorofila-*a* superó los niveles guías recomendados por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 1999), no había presencia de toxinas que comprometieran la salud de los usuarios.

Existen antecedentes en los que participó la autora de esta tesis. Particularmente, Albornoz et al. (2009), realizaron una actualización del estado trófico del lago y exploraron la relación entre la concentración de la clorofila-*a* y la profundidad media del disco de secchi.

Posteriormente, Cifuentes (2012) realizó su tesis de Licenciatura analizando la presencia de cianobacterias en el Lago del Fuerte durante el período de un año para analizar su abundancia y variación estacional, evaluando la aptitud del cuerpo de agua para uso recreativo, determinándose una elevada abundancia de cianobacterias potencialmente tóxicas durante todo el año, especialmente en el período estival, por lo que se ve afectada su aptitud para uso recreativo, produciéndose un nivel de riesgo sanitario potencial para la población usuaria.

En el cuerpo de agua se han realizado diferentes estudios ictiológicos con énfasis en el pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) debido a su importancia como especie pesquera deportiva (Grosman, 1999; Berasain y Padín, 2014).

Creparula (2006) llevó a cabo en el arroyo San Gabriel, afluente del Lago del Fuerte un estudio sobre las relaciones entre los usos del suelo y las comunidades de algas diatomeas, mientras que Bogetti (2015) efectuó un diagnóstico ambiental de la cuenca superior del Arroyo Langueyú analizando la dinámica y calidad del agua en los dos arroyos que aportan al embalse.

Por su parte Bertora et al. (2016) realizaron una actualización de la información en la cual caracterizaron la estructura de la comunidad de peces que habita la cuenca alta de arroyo Langueyú, puntualmente, en el dique Del Fuerte y arroyos afluentes.

1.2 Ecohidrología y gestión integral del agua

Se considera que el ambiente se construye a partir de la interrelación entre la sociedad y la naturaleza (Fernández, 1998). Es un sistema complejo, caracterizado por García (2011) como la confluencia de diversos elementos y procesos interrelacionados, con una dinámica propia, que funciona como una totalidad organizada. Esa totalidad se compone de tres subsistemas: social, económico y ecológico. La búsqueda del desarrollo sustentable debe tender al equilibrio entre esos subsistemas, de modo tal de lograr el bienestar social, el desarrollo económico y la integridad ecológica (Allen, 1996). A su vez exige integrar factores económicos, sociales, culturales, políticos y ecológicos (Gallopín, 2003). Para ello se deben considerar los aspectos locales y globales, así como sus interrelaciones, del mismo modo que se requiere la ampliación del horizonte espacial y temporal, para tender hacia la equidad intra e intergeneracional.

En el análisis de cada subsistema, es sustancial la identificación de los actores y los procesos (Dourejeanni, 2000 y 2002), así como de las relaciones que construyen la dinámica ambiental a diferentes escalas.

En relación al uso del agua, ésta constituye la base para el desarrollo vital en todos los ecosistemas. Los cambios locales en el ciclo hidrológico introducidos por el hombre en determinados territorios, producen importantes transformaciones en el sistema ambiental. Mantener un seguimiento constante de las fuentes, la cantidad y la calidad del agua, así como las actividades antrópicas que lo afectan, es el punto de partida para lograr el desarrollo sustentable (Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, 1992).

La Ecohidrología (EH) es una ciencia que busca soluciones o alternativas ante problemáticas que involucran a los recursos hídricos, la población y el ambiente (Zalewski et al., 1997). Propone una regulación dual del sistema ambiental, a través de la utilización de procesos ecológicos e hidrológicos para mejorar y mantener la integridad del ambiente frente a las alteraciones humanas. Con respecto al manejo sustentable de los recursos hídricos, provee, a los tomadores de decisiones y a la sociedad, una forma de trabajar hacia ese objetivo, realizando la capacidad de los ecosistemas para absorber los impactos adversos.

De acuerdo a Zalewski (2002) la EH se puede definir como una ciencia integradora centrada en los efectos de los procesos hidrológicos sobre los procesos bióticos y viceversa y su enfoque constituye un instrumento para la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH).

La GIRH plantea un tratamiento de los temas del agua de una manera más amplia. La misma es definida como *“un proceso que promueve el manejo y desarrollo coordinado del agua, la tierra y los recursos relacionados, con el fin de maximizar el bienestar social y económico resultante de manera equitativa sin comprometer la sustentabilidad de los ecosistemas vitales”* (GWP⁵, 2000).

La presente investigación se enmarca dentro de los conceptos previamente mencionados considerando que la Ecohidrología es una herramienta fundamental para el logro de la gestión integral del agua desde una mirada ambiental.

El Lago del Fuerte constituye no sólo uno de los espacios de uso recreativo más importantes para los residentes de la ciudad de Tandil, sino que también es uno de los hitos turísticos de mayor relevancia para la ciudad que se posiciona y consolida como destino turístico serrano, ocupando el segundo lugar como plaza turística de la provincia de Buenos Aires en el año 2017 según la Encuesta de Ocupación Hotelera (EOH) difundida por INDEC (Nueva Era Net, 29/11/2017).

La Ley Provincial N° 14.126 (2010), declara Paisaje Protegido de Interés Provincial a una zona del partido de Tandil denominada “la poligonal” que justamente abarca el área de estudio de esta tesis. La Ley tiene como objetivo principal conservar la integridad del paisaje, relevando y monitoreando los recursos naturales presentes, y abordando los conflictos ambientales locales. Por lo tanto Tandil requiere la elaboración de una planificación sobre el uso de los recursos hídricos. Este estudio se basa en el enfoque del abordaje ambiental, donde se aplican herramientas y conceptos de las ciencias naturales y las sociales, cruzando variables cualitativas y cuantitativas.

Este estudio constituye un aporte al conocimiento del balance de nutrientes y la aplicación de modelos para la evaluación de la eutrofización.

1.3 Hipótesis

El estado eutrófico del embalse Lago del Fuerte de Tandil es consecuencia de la gestión inadecuada de su cuenca y la excesiva carga de nutrientes. El manejo integral y sistémico de la cuenca, teniendo en cuenta los componentes social, hidráulico y ecológico, permitirá su restauración.

⁵ Global Water Partnership

1.4 Objetivos

General:

Evaluar el estado hidrológico ambiental del embalse eutrófico Lago del Fuerte de la ciudad de Tandil, teniendo en cuenta su cuenca de aporte, identificando las principales causas de eutrofización y desarrollando un modelo de eutrofización considerando el marco económico y social.

Específicos:

- a) Realizar una caracterización geológica, geomorfológica y climática de la cuenca de aporte del Lago del Fuerte.
- b) Caracterizar los usos del recurso hídrico de la cuenca y del Lago del Fuerte, así como las cargas contaminantes que estas actividades generan.
- c) Analizar la hidrodinámica e hidroquímica del recurso hídrico superficial y subterráneo de la cuenca en base a antecedentes y mediciones propias.
- d) Efectuar el balance hidrológico del embalse.
- e) Realizar el balance de nutrientes del embalse.
- f) Relacionar el balance de nutrientes con la abundancia fitoplanctónica.
- g) Releva la presencia de cianobacterias potencialmente tóxicas y analizar sus variaciones estacionales.
- h) Evaluar el riesgo sanitario para el uso recreativo asociado a la abundancia de este grupo fitoplanctónico.
- i) Realizar la evaluación integral del sistema ambiental a través de un modelo de eutrofización.
- j) Generar pautas para la gestión sustentable del recurso hídrico en la zona de estudio.

Capítulo 2

AREA DE ESTUDIO

2.1 Descripción del medio físico a escala regional

2.1.1 Ubicación

El sector de estudio se ubica en el partido de Tandil, al sudeste de la provincia de Buenos Aires y se encuentra enmarcado dentro de la cuenca hidrográfica del arroyo Langueyú. Este tiene sus nacientes sobre el faldeo Norte de las Sierras de Tandil y se extiende hasta la zona deprimida del Río Salado.

En la Figura 1 se muestra la cuenca alta de dicho arroyo y se aprecian sus afluentes (Del Fuerte y Blanco) los cuales presentan en su recorrido tramos libres o entubados en su paso por el ejido urbano, drenando sus aguas hacia el NE en concordancia con la pendiente regional. También se destaca el área de estudio de la presente investigación que se circunscribe a la cuenca de aporte del Lago del Fuerte la cual recibe el aporte de los arroyos San Gabriel y La Cascada.

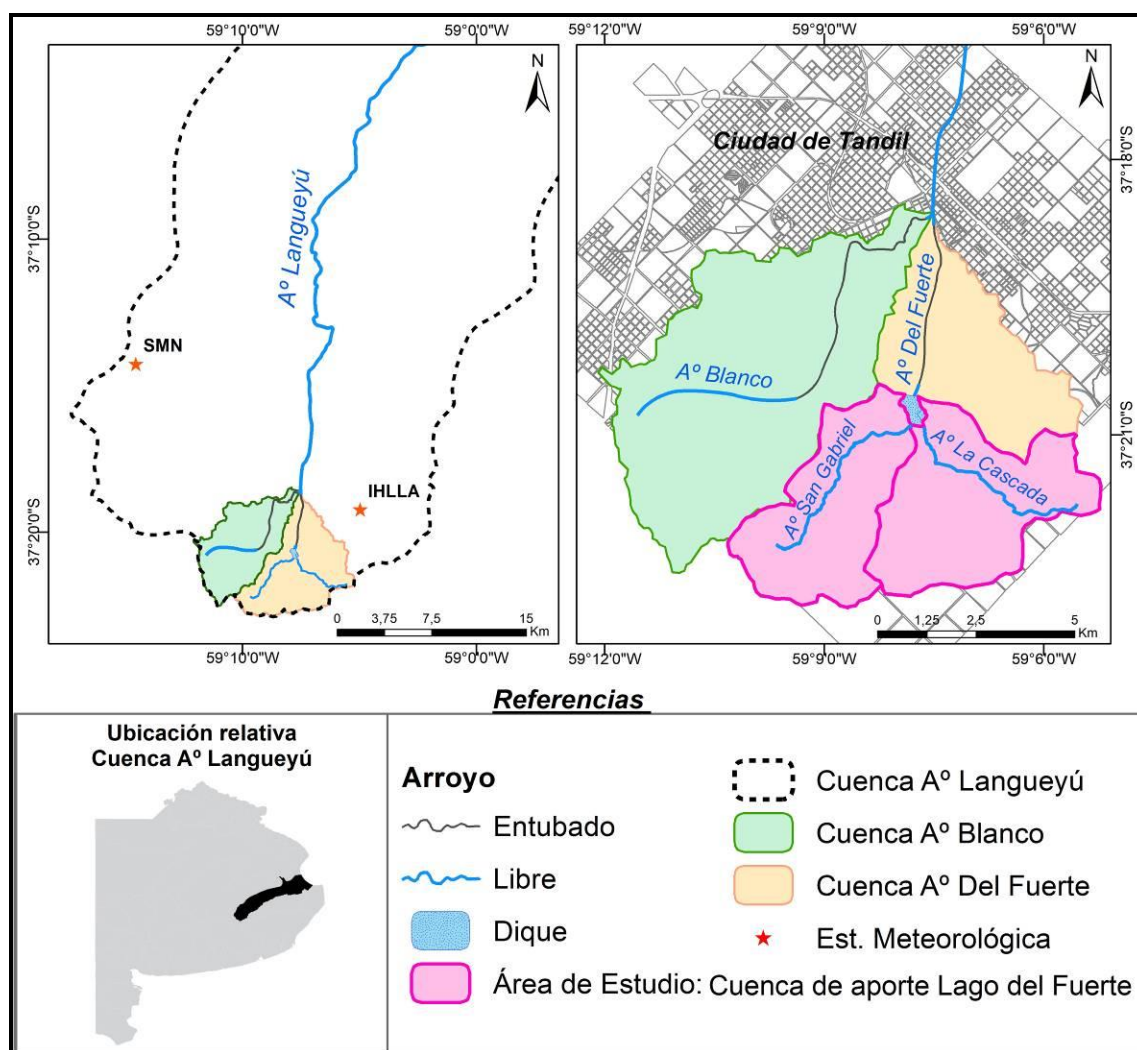


Figura 1. Cuenca alta del arroyo Langueyú y tributarios.

2.1.2 Clima

Según los datos de precipitación de la Estación Tandil Aero (Figura 1) proporcionados por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN) para el período 1900-2016, de un total promedio anual de 849 mm las precipitaciones en el partido de Tandil se reparten un 29,1 % en verano comprendido por los meses de diciembre-enero-febrero, un 27,8 % en otoño correspondiente a marzo-abril-mayo, un 26,7 % en primavera de septiembre-octubre-noviembre, y un 16,4 % en invierno comprendido por junio-julio-agosto. El mes de mínima precipitación media mensual es julio (<43 mm) y el de máxima marzo (98 mm) (Figura 2).

Respecto a la temperatura promedio mensual, los meses más cálidos son diciembre, enero y febrero, y los más fríos junio, julio y agosto, presentado una distribución de tipo normal. La temperatura media anual para el período 1900-2016 fue de 13,6 °C.

De acuerdo a Ruiz de Galarreta y Banda Noriega (2005) que evaluaron el clima de la ciudad, también con datos de la Estación Tandil Aero, considerando los balances climáticos de Thornthwaite y Mather (1957), el clima de Tandil puede ser tipificado como subhúmedo-húmedo, mesotermal, con un déficit de agua poco significativo y veranos frescos, para el período 1900-2000.

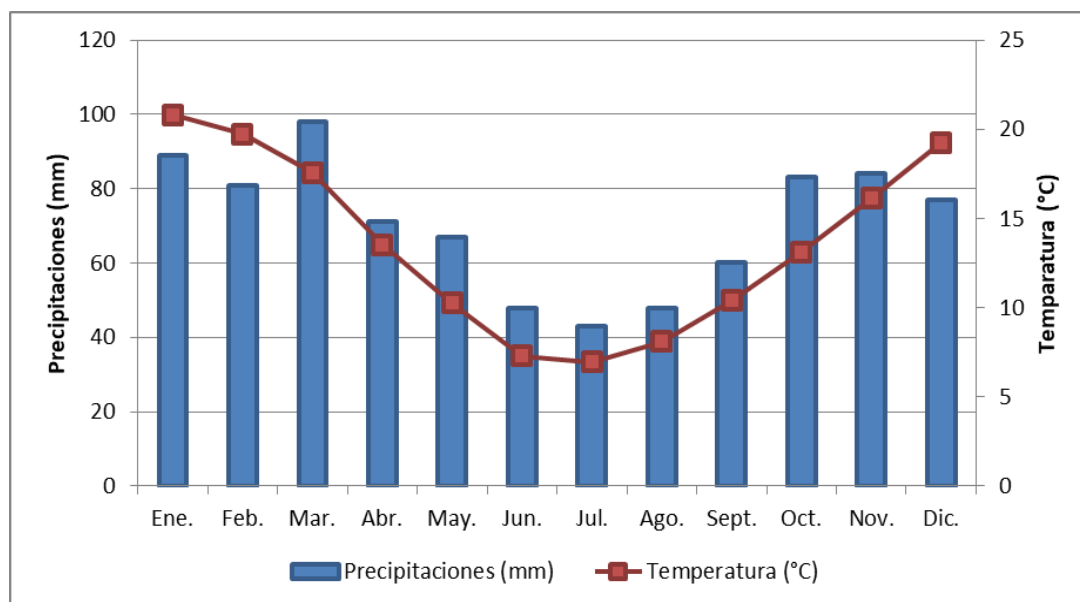


Figura 2. Precipitaciones y temperaturas medias mensuales del partido de Tandil (1900-2016).

2.1.3 Geología y geomorfología

El área de estudio se ubica en las Sierras Septentrionales de la provincia de Buenos Aires también conocido como Sistema de Tandilia. En cuanto a la caracterización del medio físico de Tandilia a escala regional, existen numerosos antecedentes sobre los aspectos geológicos, geomorfológicos e hidrológicos. Teruggi y Kilmurray (1975) describieron el Sistema de Tandilia en sus aspectos fisiográficos, estratigráficos, estructurales y geomorfológicos. Esta caracterización es retomada y ampliada por Poiré y Spalletti (2005) y Dalla Salda et al. (2005). Rabassa (1973) describió la geología superficial en la hoja topográfica IGM 3760-29-2 “Sierra del Tandil”, mientras que Fidalgo et al. (1975) realizaron una síntesis sobre la geología superficial de la llanura bonaerense. Años más tarde Teruggi y Kilmurray (1980) profundizan el estudio de las Sierras Septentrionales, haciendo una descripción detallada de la cubierta sedimentaria, la estratigrafía y la estructura del basamento.

Las Sierras de Tandilia emergen en forma de arco en la Pampa Húmeda y presentan un alineamiento discontinuo cuyo rumbo general es noroeste-sureste y está constituido por sierras, cerros, cerrilladas y lomas que dejan entre sí amplios valles longitudinales y transversales (Holmberg, 1972; Dalla Salda, 1999). Dicho sistema se caracteriza por la presencia de dos unidades geológicas (Teruggi y Kilmurray, 1980), por un lado el basamento cristalino, formado por rocas ígneas plutónicas y, por otro, una cubierta sedimentaria que incluye Sedimentos Pampeanos de tipo limos loessoides.

El basamento cristalino, de edad Precámbrica, está formado mayormente por rocas de aspecto granítico, que han sido denominadas Complejo Buenos Aires (Marchese y Di Paola, 1975). Teruggi y Kilmurray (1975) reconocen litológicamente los siguientes tipos de rocas: Granitoides, Migmatitas, Ectinitas o Metamorfitas, Milonitas y Rocas de Filón. En cuanto a la estructura del basamento se han reconocido tres dominios tectónicos que suministran las líneas directrices de la estructura de las sierras (Teruggi et al., 1973): el Dominio Tectónico A, más antiguo y con ejes de pliegues con rumbo este-oeste. El Dominio Tectónico B caracterizado por el predominio de direcciones noreste-suroeste. El Dominio Tectónico C, con disposición noroeste-sudeste.

Por encima del basamento se disponía una cubierta sedimentaria precámbrica-paleozoica, que cubría originalmente todo el ámbito serrano solapando al basamento, pero actualmente no se encuentra representada en la zona de estudio. En relación a los sedimentos cuaternarios correlacionables a los Sedimentos Pampeanos y Postpampeanos (Teruggi et al., 1958), han sido clasificados especialmente en la región de Tandil por Rabassa (1973), quien

reconoció la Formación Barker (limolitas y psefitas) de origen eólico, la Formación Vela, de origen fluvial a eólica y la Formación Las Ánimas, de origen eólico.

En el área de estudio se observan numerosos afloramientos del basamento cristalino o se encuentra a escasa profundidad constituyendo los límites naturales de divisorias de aguas. Hacia los sectores de valle el mismo se ve tapizado por los sedimentos loésicos del Cuaternario. Las rocas de composición granítica del basamento constituyen el límite inferior del sistema acuífero freático y determinan, además, el límite inferior general impermeable del sistema hídrico en el sector.

En cuanto a la geomorfología regional, se distinguen tres unidades morfológicas dentro del sistema de Tandilia: sierras, piedemonte y llanura (Ruiz de Galarreta, 2006). El sector serrano, con relieve pronunciado, presenta sierras, cerros aislados y valles, con aparición de bloques fallados. En esta zona la topografía es abrupta y las pendientes más altas. Las divisorias superficiales son reconocibles y los valles de los cursos bien definidos. Sobre esta zona se emplaza el área de estudio, donde se advierte el basamento cristalino a escasa profundidad así como importantes afloramientos en algunos sectores. A partir de las sierras, continúa el piedemonte, con una pendiente más suave, y con presencia de bloques de gran tamaño y conos aluviales. La zona llana presenta bajas pendientes y se prolonga hacia el NE.

2.1.4 Suelos

Con respecto a los suelos de la región, la caracterización de los mismos publicada por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA, 1989) diferencia 3 subregiones. La primera de ellas, correspondiente a la morfología serrana, se caracteriza por afloramientos rocosos, pedregosidad en superficie y sectores con un delgado manto de loess, en donde predominan los Hapludoles líticos y Hapludoles petrocálcicos. La subregión pedemontana, que ocupa la mayor superficie de la cuenca, comprende las zonas de lomadas y los pequeños sectores de llanura, y está representada principalmente por Argiudoles típicos. La tercera zona, llamada de transición de los derrames, se extendería al Este.

2.1.5 Vegetación

Desde el punto de vista fitogeográfico el área de estudio se ubica en la Provincia Pampeana (Dominio Chaqueño, Región Neotropical), más precisamente en el Distrito Pampeano Austral (Cabrera, 1971) y corresponde a la zona Extraserrana de Tandil de acuerdo a la zonificación ecológica de la cuenca del Salado (Gabellone et al., 2003).

La vegetación dominante es la estepa o pseudoestepa de gramíneas con dominancia de los géneros *Stipa* y *Piptochaetium* (Cabrera, 1976). Su composición de especies varía según las características del clima local y del suelo. Los pastizales de los sitios rocosos y de los cerros están dominados por *Paspalum quadrifarium* o por hierbas del género *Eryngium* mientras que en las sierras septentrionales (Tandilia) existen otros arbustales menos densos dominados por *Baccharis tandilensis* o *Eupatorium buniifolium* (Matteucci, 2012).

El pastizal serrano es considerado un ecosistema único que se desarrolló dentro de la región pampeana. Su elevada riqueza específica, de hábitats y de endemismos, incrementan la biodiversidad de Buenos Aires (Kristensen y Frangi, 1996). Los pastizales serranos del sistema de Tandilia incluyen más de 450 especies de plantas nativas con un gran número de endemismos y presentan el área de mayor biodiversidad de dicha región. Debido al buen estado de conservación que presentan y a su extensión están considerados “Áreas Valiosas de Pastizal para Sudamérica” (Kacoliris et al., 2013).

Sin embargo la acción antrópica sobre el pastizal pampeano ha generado grandes transformaciones, sobre todo a partir de la intensificación de las actividades agrícolas y ganaderas a partir de las modificaciones implementadas a principios del siglo XXI (Viglizzo et al., 2006). También se destacan los impactos a nivel local generados por la explotación de canteras y el desarrollo urbano sobre los pastizales serranos que remueven los ecosistema de pastizal y el paisaje de manera irreversible (Kacoliris et al., 2013).

2.1.6 Hidrología

En forma general hidrológicamente en la cuenca del Langueyú se pueden diferenciar dos tipos de ambientes que definen el diseño de drenaje (Ruiz de Galarreta y Banda Noriega, 2005). Por un lado, se encuentra el ambiente serrano el cual presenta un drenaje de tipo consecuente, siguiendo la pendiente regional, integrado y bien definido, con diseño de tipo dendrítico y donde se observa un marcado control estructural en cuanto al rumbo de los cursos. La topografía característica de este ambiente en la zona de cabeceras condiciona a los cursos de régimen transitorio y efímero, determinando mayores gradientes y un rápido escurrimiento superficial con aporte de parte de sus aguas al subsuelo. El ambiente serrano da lugar al fenómeno de cuencas de concentración tanto superficial como subterránea con límites bien definidos. Aguas abajo, el régimen de los arroyos se vuelve permanente y con carácter efluente, siendo su caudal básico aportado por las aguas subterráneas.

Por otro lado, el ambiente pedemontano, que incluye los sectores proximal y distal, posee pendientes menores y decrecientes hacia el NE. Se produce la dispersión de los efluentes hídricos con expresiones hidrográficas con escaso grado de integración. Las cuencas presentan divisorias poco definidas y ciertas depresiones aisladas que interrumpen la regularidad del relieve. Esta característica de presentar divisorias poco marcadas podría favorecer, en ciertas zonas, los mecanismos de transferencia del flujo superficial de un área a otra de acuerdo al régimen de las precipitaciones en condiciones de excepción.

2.1.7 Hidrogeología

Como se describió anteriormente, el área de estudio se localiza dentro de la cuenca del arroyo Langueyú. Autores como Simini y Rivas Roche (1980) estudiaron los recursos hídricos de Tandil y Sala et al. (1981) caracterizaron la parte superior de la cuenca del arroyo Langueyú. Asimismo, investigaciones desarrolladas en el CINEA⁶ avanzaron en el conocimiento hidrogeológico de la misma las cuales sientan las bases para la presente tesis Doctoral.

Ruiz de Galarreta y Banda Noriega (2005) distinguen dos unidades hidrogeológicas que de acuerdo a su constitución, textura y estructura se comportan de manera diferente ante la admisión y circulación del agua subterránea. Estas dos unidades corresponden al Basamento Cristalino y a los Sedimentos Cenozoicos.

El primero se encuentra compuesto por rocas acuífugas, aunque posee permeabilidad secundaria por fisuración a través de fallas y diaclasas que le dan un carácter de acuífero pobre en superficie. En cambio, los sedimentos que constituyen el ambiente poroso clástico incluye el acuífero libre que brinda la principal fuente de agua para la ciudad y alrededores (Ruiz de Galarreta, 2006).

En lo que respecta a la hidrodinámica subterránea, el flujo regional (Figura 3), muestra un sentido de escurrimiento hacia el NE, en concordancia con las características morfológicas superficiales, aunque con un menor gradiente. En el sector S de la cuenca, dentro del ámbito serrano, se observa la concentración del escurrimiento siendo influente el agua subterránea en relación a los arroyos Blanco y Del Fuerte. En la zona extraserrana se observa una leve dispersión del flujo freático siguiendo la morfología en abanico con tendencia a plana (Ruiz de Galarreta et al., 2007).

⁶ Centro de investigaciones y Estudios Ambientales. FCH. UNCPBA

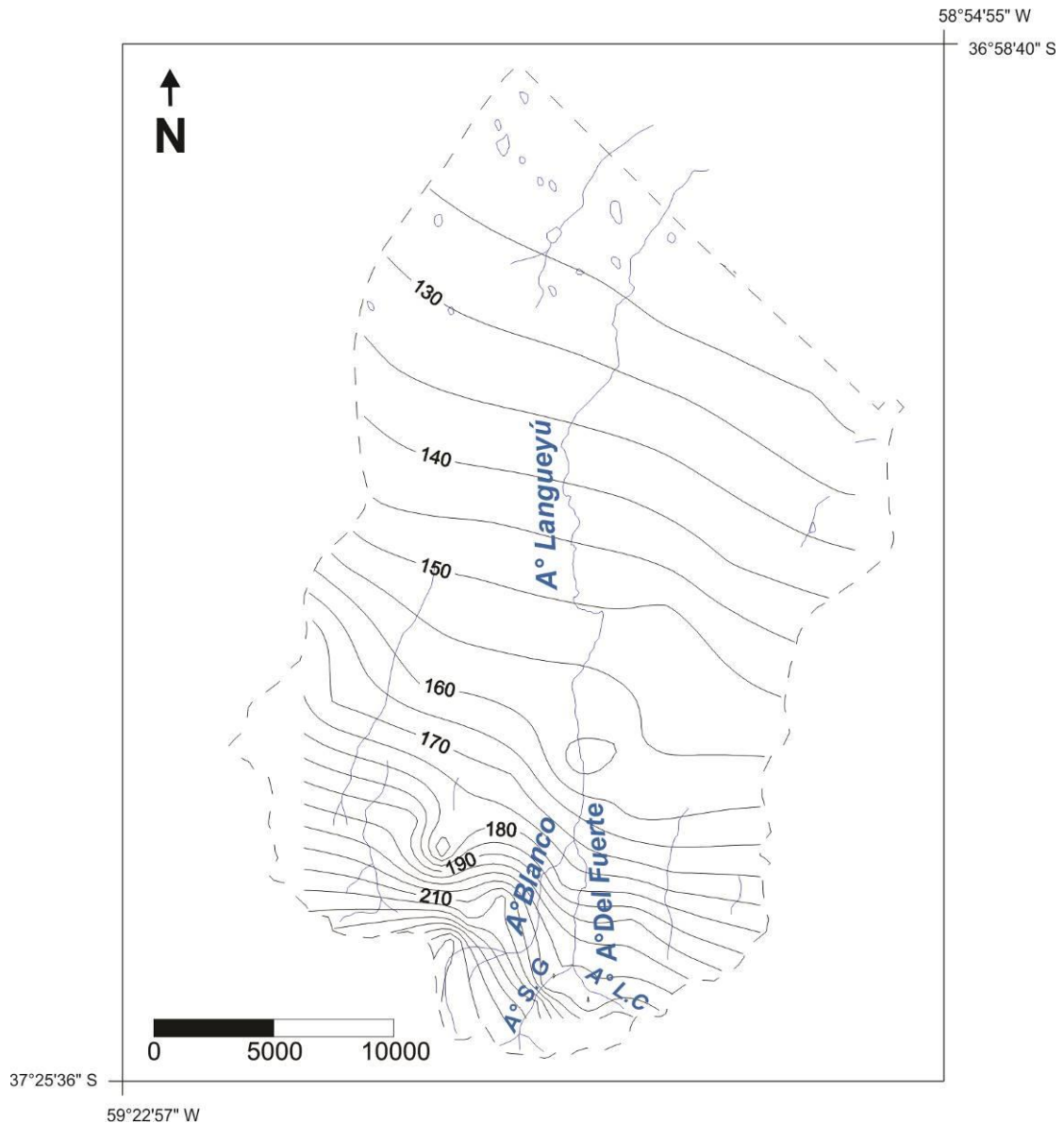


Figura 3. Mapa equipotencial de la cuenca del arroyo Languyú. Valores expresados en m.s.n.m.
Fuente: Modificado a partir de Ruiz de Galarreta et al. (2007).

Con respecto a la caracterización hidroquímica, de acuerdo a Barranquero et al. (2008) las aguas subterráneas se clasifican, en base a su composición química, como bicarbonatadas sódicas. Las mismas se corresponden, en general, con la característica de aguas jóvenes, principalmente porque presentan bajo contenido salino y predominio del ión bicarbonato. Así mismo, Barranquero et al. (2012) establecen que las variables hidroquímicas, al igual que las hidrodinámicas, presentan una importante dependencia de las zonas de sierras, piedemonte y llanura.

2.2 Descripción de la cuenca del Lago del Fuerte

2.2.1 Aspectos físico-naturales

El área de estudio de la presente investigación es la cuenca de aporte del Lago del Fuerte, la cual se localiza al sur de la ciudad de Tandil. La misma, exhibe un drenaje integrado, bien definido, con un diseño de tipo dendrítico, con un marcado control estructural en cuanto al rumbo de los cursos y con sentido NE, acorde a la pendiente regional (Ruiz de Galarreta et al., 2007). Tiene una superficie de 2000 hectáreas y está conformada por dos arroyos principales, San Gabriel (ASG) y La Cascada (ALC) (Figura 4). Los mismos tienen sus nacientes en las sierras de Tandil y se caracterizan por presentar elevadas pendientes con un régimen torrencial. A lo largo de su recorrido atraviesan usos del suelo destinados a actividades ganaderas, agrícolas, recreativas y residenciales. Ambos cursos de agua desembocan en el Lago del Fuerte, un embalse artificial originado por la construcción de una presa. Dicha obra hidráulica fue fundada sobre el basamento cristalino constituyéndose en el cierre de la cuenca tanto a nivel superficial como subterráneo con el objetivo de evitar las inundaciones en la ciudad, producto de la crecida de los mencionados arroyos. A partir del pie de la presa comienza a ser conocido con el nombre de arroyo Del Fuerte cuyo recorrido, actualmente entubado, atraviesa el ejido urbano por su sector este.

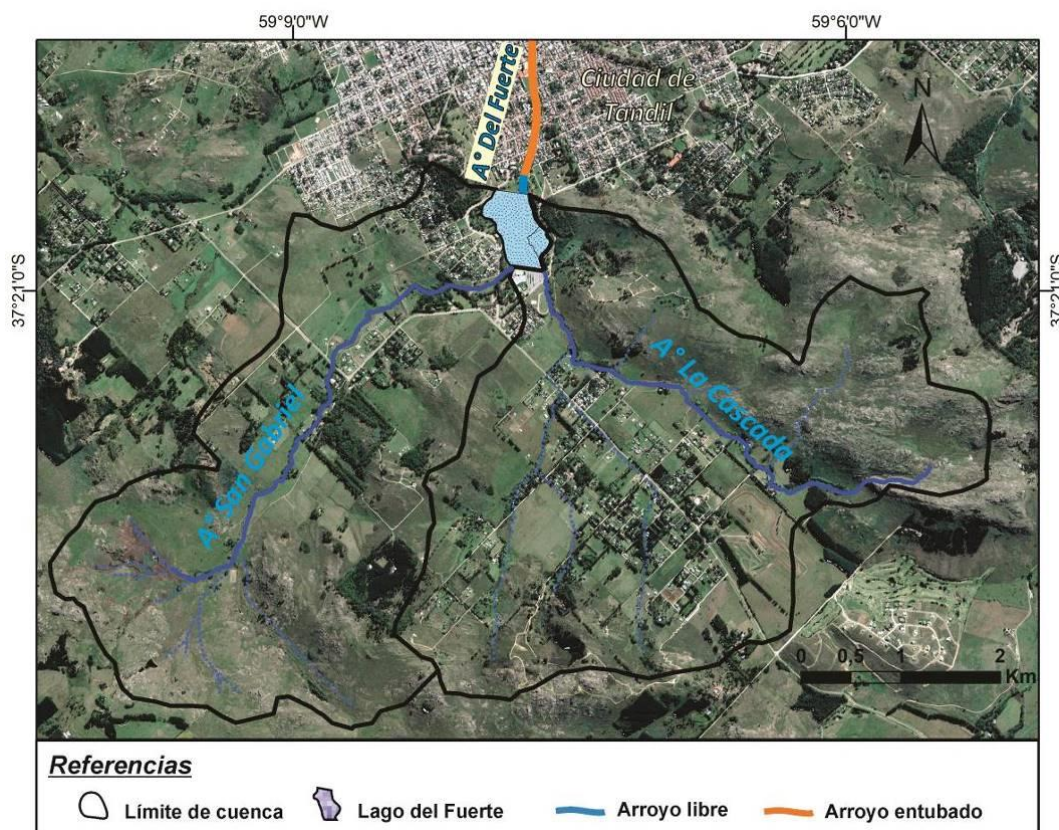


Figura 4. Área de estudio. Cuenca del Lago del Fuerte.

La topografía del ámbito serrano en cabeceras, próximas a los límites de cuenca, condiciona a los cursos de régimen transitorio y efímero determinando mayores gradientes y un rápido escurrimiento superficial con mayor o menor aporte de sus aguas al subsuelo de acuerdo al grado de humedad previa del suelo. En general el flujo del agua subterránea mantiene la dirección de la pendiente topográfica y circulación del flujo superficial aunque con menor gradiente, observándose la infiltración de los arroyos efímeros en el sector serrano. Aguas abajo hacia al embalse, el acuífero libre invierte su comportamiento aportando agua a los cursos superficiales, en donde los arroyos presentan un régimen permanente.

Un estudio hidrogeológico realizado por el CINEA (2009) dentro del área de la presente investigación establece que el terreno está fuertemente condicionado por la morfología del basamento cristalino, encontrándose en general pequeños espesores de material sedimentario. En el mismo se generó un mapa equipotencial en el cual se observa el comportamiento y dirección del flujo de agua subterránea (Figura 5).

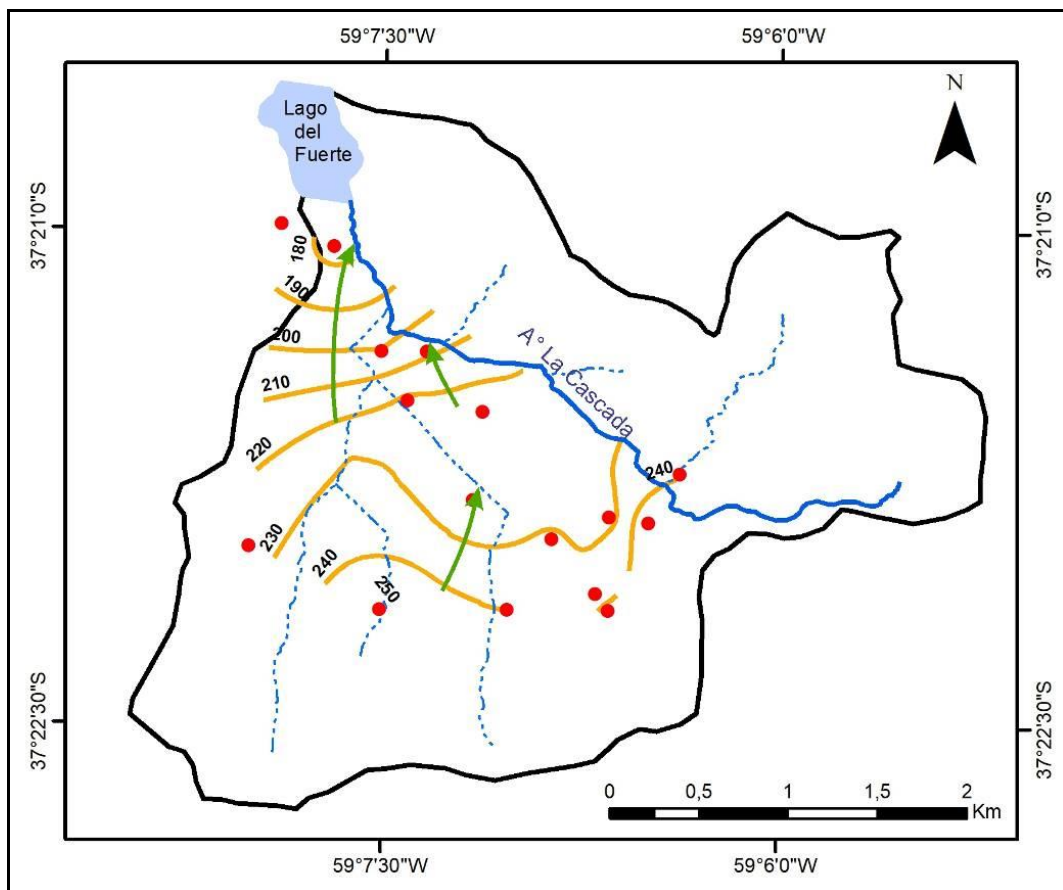


Figura 5. Mapa equipotencial y direcciones de flujo del agua subterránea aguas arriba del Lago del Fuerte. Elaboración propia a partir de CINEA (2009).

La construcción de la presa se inició en 1957 y fue inaugurada en 1962. El espejo de agua que conforma tiene una superficie de 19 hectáreas, una profundidad media de 1,30 m y una profundidad máxima de 4,00 m. Si bien su construcción tuvo como objetivo disipar la energía del agua superficial y retardar la salida natural, con el tiempo pasó a formar parte de uno de los lugares turísticos más visitados de la ciudad.

En su zona litoral se destaca la presencia de especies de macrófitas, en especial juncales (*Schoenoplectus californicus*) que se desarrollan sobre distintos márgenes del lago, principalmente en la desembocadura del ALC ocupando una considerable superficie del espejo de agua y distintas especies de Lemnaceas, que tienden a acumularse de acuerdo a la dirección del viento.

También existe la presencia de algunos patos y gallaretas así como gansos y una comunidad ictícola variada entre las que se encuentran: dientudos, chanchitas, madrecitas, mojarra, carpas y en especial se encuentra la predominancia del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*), ya que generalmente se realiza la siembra de esta especie dada su importancia para la pesca deportiva (Grosman, 1999; Berasain y Padín, 2014).

En la zona central del cuerpo de agua se halla instalado un “surgente” o geiser artificial que tiene una antigüedad aproximada de 10 años.

2.2.2 Aspectos socioeconómicos

En el cuerpo de agua del lago se practican distintas actividades acuáticas como: canotaje, natación, remo, pesca, navegación a vela, kayak, entre otras. Incluso se realizan competencias de algunos de estos deportes (Figura 6).



Figura 6. Triatlón (izquierda) y pesca (derecha) en el Lago del Fuerte.

En sus inmediaciones las actividades que se realizan se conjugan con las características y aptitudes ambientales que ofrece esta zona turística por excelencia. A su vez la zona ha experimentado en los últimos años una creciente ocupación poblacional, con un importante desarrollo inmobiliario, incluso con construcciones en las sierras, destinada para uso familiar como también para alquileres temporarios, como es el caso de las cabañas.

Existen dos clubes náuticos que colaboran en el desarrollo de las actividades mencionadas anteriormente, que se realizan en el cuerpo de agua, el Centro Náutico del Fuerte localizado en la Isla, sobre el margen derecho del lago y el Club Náutico Tandil, en el margen izquierdo.

En relación a las actividades comerciales, se encuentran dos restaurantes próximos al lago. También hay algunos campings, uno de ellos sobre las márgenes del cuerpo de agua. En los meses de verano en las inmediaciones del lago funciona un complejo de 6 piletas, que presentan una capacidad para 4.000 bañistas.

Además se hallan distintos sectores de esparcimiento, algunos con abundante forestación, que la población y los turistas utilizan para correr, caminar, practicar gimnasia, tomar mate, realizar senderismo, caminata, descenso en bicicletas, etc.; y algunos sitios donde se desarrollan actividades deportivas como, el polideportivo municipal lindante al ALC, y dos sectores con canchas de fútbol a orillas del ASG.

Cabe destacar que a pesar de la belleza paisajística y los servicios con los que se cuenta para el desarrollo del turismo y las actividades de esparcimiento, diferentes estudios que han analizado el crecimiento urbano (Miranda del Fresno y Ulberich, 2010; 2011), así como los cambios en el uso del suelo que se han producido en un sector del área de estudio (Rodríguez et al., 2013), establecen la existencia de problemas ambientales relacionados a los mismos, entre los que se destaca la ausencia de servicios sanitarios, con la consecuente disposición de efluentes domiciliarios *in situ*. De esta manera los propietarios realizan pozos de captación del acuífero freático y descargan sus efluentes domiciliarios en pozos absorbentes en el mismo medio. Esta circunstancia determina la contaminación multipuntual del acuífero con incremento salino del agua subterránea cuyo aporte se vería reflejado en el caudal básico de los arroyos (Rodríguez, 2014).

Capítulo 3

METODOLOGÍA

3.1 Período de estudio

La investigación se desarrolló desde diciembre de 2014 a mayo de 2016. A continuación en cada metodología se indicará las fechas específicas de medición.

3.2 Análisis de los usos del agua y del suelo

El presente análisis se basó en la caracterización del manejo del agua en la cuenca, en el embalse y sus inmediaciones, así como la identificación de los usos del suelo presentes que permitan identificar y caracterizar las cargas contaminantes que se generan.

3.2.1 Manejo del agua en la cuenca y en el Embalse

Para caracterizar el manejo del agua en el área de estudio se consultó la legislación Municipal y Provincial vinculada a usos del suelo y del agua para poder detectar incompatibilidades de los usos actuales así como para su consideración al momento de generar recomendaciones para la gestión del recurso hídrico en la cuenca.

El análisis de información secundaria fue complementado con la realización de entrevistas semi-estructuradas a informantes clave (Denzin, 1989; Denzin y Lincoln, 2005), con el objetivo de identificar las acciones y responsabilidades en el manejo del embalse, al igual que los usos que se realizan sobre el mismo y en sus inmediaciones. Se entrevistaron funcionarios y técnicos provinciales (Dirección de Hidráulica de la Provincia de Buenos Aires. Departamento zona V. Tandil), municipales (Obras Sanitarias Tandil, Dirección de Obras Públicas y Dirección de Medioambiente del Municipio de Tandil), personas que prestan servicios en la gestión de efluentes en la cuenca de aporte del lago y actores vinculados a las actividades presentes en el Lago del Fuerte.

En relación a la entrevista realizada al personal de la Dirección de Hidráulica de la Provincia se indagó sobre: cartografía de la cuenca de aporte del lago, características y diseño de la presa, planos de la misma, realización de estudios batimétricos, datos de volúmenes y caudales erogados a fin de conocer el funcionamiento del mismo y contar con información para poder llevar a cabo los cálculos de balance. También se consultó sobre responsabilidades y competencias en el manejo y gestión del embalse y de las actividades que se desarrollan en sus inmediaciones, así como la realización de estudios sobre diferentes aspectos relacionados con el cuerpo de agua, como por ejemplo la calidad del agua del mismo para uso recreativo, actividad ictícola, etc. Se indagó sobre distintas versiones de colmatación del embalse y su capacidad de regulación tales como posibles trabajos de dragado.

A nivel Municipal se consultó a funcionarios de la Secretaria de Planeamiento y Obras Públicas y de la Dirección de Ambiente sobre la legislación vigente en relación a los usos del suelo y del agua que regulan en la Ciudad, en especial sobre la zona de influencia del Lago del Fuerte. Se preguntó sobre las autoridades de competencia en la provisión de servicios sanitarios y control de los mismos y la posibilidad de acceder a documentación referida a la extensión de dichos servicios.

Se entrevistó a un profesional especializado en tratamiento de efluentes que constituye un informante clave porque ha diseñado e instalado plantas de tratamiento para cabañas y viviendas unifamiliares dentro de la cuenca de aporte del lago. Se realizaron preguntas a fin de conocer las prácticas de manejo que se realizan en la cuenca respecto a los efluentes que se generan ante la ausencia de servicio de red cloacal. Se consultó sobre las particularidades de las plantas de tratamiento que construye y los procedimientos que debe llevar a cabo para poder instalarse un sistema de tratamiento de esas características.

Dentro de los actores vinculados a las actividades que se presentan en las inmediaciones del embalse se entrevistó a personal del Balneario Municipal. Se consultó sobre cantidad de piletas y tamaños, obtención del agua para su llenado, sistemas de optimización del recurso hídrico y de limpieza así como la frecuencia de vaciado de las mismas. También se indagó por la realización de análisis para determinar la calidad del agua de las piletas e instalaciones y sobre el tratamiento y disposición de los efluentes cloacales.

Asimismo, durante los muestreos y visitas en el lago, se entrevistó al personal del Centro Náutico del Fuerte sobre los usos del agua por parte de dicho Club, sistema de tratamiento de efluentes, etc. y se efectuaron observaciones directas de las actividades allí desarrolladas y sus posibles impactos sobre el cuerpo de agua.

Se relevó información sobre las problemáticas asociadas al lago en la prensa local, debido a la existencia de artículos periodísticos que daban cuenta de la preocupación por parte de diversos actores y sectores sociales sobre las modificaciones en el uso del suelo en la cuenca de aporte del lago y la consecuente afectación sobre el mismo.

3.2.2 Identificación y mapeo de los usos del suelo

El uso y la cobertura del suelo se detectaron y analizaron a partir de la confección de cartas temáticas, que surgieron de mapeos sobre imágenes satelitales y trabajo de campo, en un área de 2000 hectáreas. Se realizó un mapeo de los usos del suelo a partir de imágenes satelitales Google Earth-Pro del año de 2016 y relevamiento de campo durante 2018 a fin de actualizar y contrastar la información.

Se adaptaron las categorías de la clasificación desarrollada por Anderson et al. (1976), reemplazándose el código numérico por colores para identificar y delimitar geográficamente los distintos usos del suelo en el mapeo. Este relevamiento permite conocer los principales usos del agua y las potenciales cargas contaminantes generadas por cada actividad antrópica.

3.3 Caracterización morfométrica de la cuenca del Lago del Fuerte

Teniendo como base la información antecedente geológica, topográfica e hidrológica sobre el área de estudio a nivel regional y del partido de Tandil se realizó un recorrido sobre la cuenca de aporte del lago el cual permitió verificar sus características en mayor detalle y se procedió a mapear el área de estudio a través del Sistema de Información Geográfica ArcGis (v 10.6)⁷.

Utilizando un grupo de herramientas específicas del programa ArcGis, denominado ArcHydroTools se determinaron parámetros morfométricos de la cuenca del Lago del Fuerte y de las dos subcuencas que la conforman, a partir de un Modelo de Elevación Digital del terreno (MED) que permite generar información esencial para el análisis y caracterización de una cuenca hidrográfica. Para este trabajo se utilizaron MED provistos por el Servicio de Geología de los Estados Unidos (USGS), de tipo SRTM 1 Arc-seg (resolución 30 m).

Para realizar los cálculos de superficies y distancias se transformaron las capas a un sistema de coordenadas basadas en la red IGM Posiciones Geodésicas Argentinas (POSGAR 2007 zona 5). Se efectuó una revisión con carta topográfica del Instituto Geográfico Nacional (ex IGM) N° 3760-29-2 "Sierras del Tandil", escala 1:50.000. En adición, se aplicó un método de observación directa en campo, con el objeto de corroborar aspectos conflictivos detectados durante el análisis de las cuencas. Los parámetros determinados se resumen en la Tabla 1.

⁷ Licencia Facultad de Ciencias Humanas - UNCPBA

Tabla 1. Parámetros morfométricos determinados

Parámetros	Forma	Área (A), Perímetro (P) y Perímetro 3D (P_3D)	<i>Características básicas del polígono que conforma las cuencas</i>
		Longitud Axial (La)	<i>Distancia entre la desembocadura y el punto más lejano de la cuenca. (Henaos, 1988)</i>
		Longitud del curso principal (L)	<i>Distancia desde la naciente a la desembocadura del curso principal</i>
		Longitud total del drenaje (Ln)	<i>Sumatoria de las longitudes de todos los cursos de agua que drenan por la cuenca.</i>
		Coefficiente de sinuosidad total (S)	<i>Relación entre L real y la longitud en línea recta o curva del arroyo (Llamas, 1993)</i>
		Ancho promedio (Ap)	<i>Relación entre A/La</i>
		Factor de Forma (IF)	<i>Indica cómo se regula la concentración del escurrimiento superficial en la cuenca. Relación entre Ap/La (Henaos, 1988)</i>
		Coefficiente Gravelius (Kc)	<i>Relaciona el perímetro de la cuenca con el perímetro de un círculo teórico de área equivalente al de la cuenca (López Cárdenas de Llano, 1998).</i>
	Relieve	Curva Hipsométrica	<i>Gráfico que explica estado de madurez de la cuenca</i>
		Mapa de pendiente	<i>Cartografía temática que expresa en % la pendiente para cada píxel en el MED</i>
		Coefficiente de rugosidad (Ra)	<i>Relación entre desnivel de la cuenca y su densidad de drenaje (Dd) (Patton, 1998).</i>
		Mapa orientación de ladera	<i>Cartografía temática que expresa orientación (puntos cardinales) de la pendiente para cada píxel del MED</i>
	Drenaje	Clasificación drenaje	<i>Número de orden de río según Strahler (1964)</i>
Densidad de Drenaje (Dd)		<i>Relación entre Ln/A de la cuenca (Horton, 1932)</i>	
Pendiente media del arroyo		<i>Pendiente en m/m o % del cauce principal del arroyo</i>	
Tiempo de Concentración (Tc)		<i>Tiempo teórico que tardaría una gota de agua desde el punto más lejano de la cuenca hasta el punto de salida de la cuenca (Chow et al., 1994; Kirpich, 1940).</i>	

3.4 Evaluación hidrodinámica

3.4.1 Balance hídrico modular y seriado

A fin de determinar el ingreso de agua en la cuenca de aporte y valorar los excesos y déficits se efectuó el análisis de las precipitaciones acaecidas durante el período de estudio y se los comparó con los valores medios regionales. Para tal fin se llevó a cabo un balance hídrico para el período 1900-2016, según la metodología de Thornthwaite y Mather (1957).

A su vez, siguiendo la misma metodología se realizó el balance hídrico en forma seriada mensual para un período de tres años (2014-2016). Se lo efectuó cotejando mes a mes los valores de precipitación (datos obtenidos del SMN, Estación Tandil Aero) versus la evapotranspiración potencial, considerando en cada momento la capacidad de almacenaje de agua del suelo. Una vez completado el ciclo, se determinaron los déficits hídricos, los excesos y la evapotranspiración real del período de análisis.

Para determinar la capacidad de almacenaje, en base a la información del INTA (1989) sobre los suelos de la región, se confeccionó un mapa temático con las asociaciones de suelo presentes en el área de estudio mediante el programa ArcGis (v10.6). Posteriormente se calculó la superficie que ocupaba cada asociación y se le otorgó un valor de almacenaje siguiendo las sugerencias establecidas por Thornthwaite y Mather (1957) para cada tipo de suelo y vegetación predominante. Luego se realizó una ponderación de la capacidad de almacenaje en función de la superficie ocupada para obtener un valor promedio.

3.4.2 Hidrodinámica superficial

Para la caracterización de la hidrodinámica superficial se realizó un recorrido preliminar por la cuenca de aporte y el lago para conocer su funcionamiento.

En los 2 tributarios, para la selección de los sitios de aforo se tuvo en cuenta la accesibilidad a los mismos, sus particularidades morfológicas e hidráulicas así como la distancia de ingreso al embalse para evitar la influencia de éste sobre los cursos de agua.

En el arroyo San Gabriel (ASG) las mediciones de caudal se efectuaron en una zona donde el mismo atraviesa un orificio aplicando la fórmula de Manning (Chow et al., 1994). El mismo consiste en medir la altura del agua a la entrada del orificio y aplicar la siguiente fórmula cuyos datos restantes fueron previamente registrados en campo:

$$Q = A * V$$

$$V = \frac{1}{n} * R^{2/3} * S^{1/2}$$

Siendo:

Q: caudal de agua [m³/s]

A: área de la sección del flujo de agua [m²]

V: es la velocidad de flujo [m/s]

n: Coeficiente de rugosidad

R: radio hidráulico [m]

S: pendiente de la tubería [m/m]

También se aplicaron otros métodos de medición de caudal para cotejar los resultados a través de las diferentes técnicas así como por dificultades ante la presencia de obstrucciones en el orificio o debido al ingreso de bajo caudal. Entre ellas se realizaron: el cálculo volumétrico y la estimación con flotadores.

El primero se aplicó principalmente ante la entrada de bajo caudal. Consiste en dividir el volumen de agua que se recoge mediante un recipiente entre el tiempo que transcurre en colectarse dicho volumen.

$$Q = V / t$$

Siendo:

Q: caudal de agua [m³/s]

V: volumen [L], [m³]

t: tiempo [s]

El segundo se aplicó a metros del orificio, sobre un tramo recto del arroyo debido a la presencia de obstrucciones en el entubamiento y ante el ingreso de elevado caudal, por lo que se dificultaba efectuar las mediciones volumétricas. El método consiste en medir la velocidad del agua superficial que discurre por el curso de agua tomando el tiempo que demora un objeto flotante en llegar de un punto a otro en una sección uniforme.

$$Q = A * V$$

Siendo:

Q: caudal de agua [m³/s]

A: área de la sección del flujo de agua [m²]

V: es la velocidad de flujo [m/s]

A su vez se estableció el Coeficiente de Escurrimiento Superficial. Este consiste en considerar cuánto de la precipitación caída en el área de estudio en un tiempo particular se convierte en escurrimiento superficial. Para tal fin se compararon datos de precipitación, obtenidos del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) estación Tandil Aero, con mediciones de caudal en la cuenca del arroyo San Gabriel. El mismo se cotejó con la comunicación personal del Ingeniero Marcelo Varni (23 de octubre de 2014) y el valor antecedente de la cuenca alta del arroyo Tandileofú (Ruiz de Galarreta, 2006) la cual se encuentra lindera a la cuenca de estudio y presenta similitudes en sus características (geológicas, geomorfológicas e hidrológicas).

- En el arroyo La Cascada (ALC) debido al bajo caudal las mediciones de aforo presentaron mayores dificultades a través de las diferentes técnicas. Sólo se pudieron obtener en momentos de elevado caudal y fuera del período de estudio de la investigación.

Para corroborar las mediciones de campo y suplir la ausencia de mediciones en el ALC se consideró el coeficiente de escurrimiento superficial obtenido en la subcuenca del ASG, debido a que ambas presentan características geológicas, geomorfológicas e hidrodinámicas similares.

- En el embalse, la altura media y la capacidad de almacenamiento del mismo se obtuvo a partir de la digitalización de la batimetría antecedente realizada en el 2001 por la Dirección Provincial de Saneamiento y Obras Hidráulicas de la Provincia de Buenos Aires, Departamento de obras Marítimas. Una vez digitalizada, la misma fue georreferenciada lo que permitió mediante el programa ArcGis (v 10.6) construir polígonos de las diferentes alturas batimétricas y así calcular el área de los mismos. Luego se multiplicó el área de cada polígono por la altura media obteniendo así volúmenes parciales que por sumatoria arrojaron el volumen total del embalse el cual se utilizó como valor medio para los diferentes cálculos. A su vez ante la ausencia de una escala hidrométrica, se seleccionó un sitio fijo donde medir las variaciones del nivel del lago las cuales se utilizaron para considerar el almacenamiento superficial.

Partiendo de la cota topográfica de 194,506 m.s.n.m obtenida de una ménsula colocada por el Departamento de Agrimensura, Facultad de Ingeniería, UNLP (Rodríguez et al., 2008), ubicada a escasos metros del lugar de medición de la variación de altura y mediante un nivel óptico automático marca South modelo NL-C32, se llevó a cabo la nivelación de la cota del pelo de agua.

- Para obtener el caudal de salida del embalse en primer instancia se intentaron obtener mediciones volumétricas en cada vertedero. Debido al egreso de elevados caudales en determinados momentos de medición se aplicó la fórmula para vertederos (Chow et al., 1994). Esta consiste en la siguiente expresión:

$$Q = \varepsilon_1 C b h^{3/2}$$

Siendo:

Q: caudal de agua [m³/s]

b: ancho del vertido [m]

h: carga/altura aguas arriba [m].

$\varepsilon_1 C$: Coeficiente de descarga, el cual se determina a partir de la siguiente fórmula:

$$\varepsilon_1 C = \frac{Q}{b h^{3/2}} = C_1$$

Para su cálculo se inspeccionaron los vertederos, la cantidad y las dimensiones que presentaba cada uno. A partir de ello se identificaron 2 tipos de vertederos de acuerdo al ancho de 1 y 0,60 m.

Debido a esto se procedió a calcular el coeficiente de descarga respectivo para cada ancho por lo que se midió sus caudales de manera volumétrica y luego se aplicó a los restantes. Con el coeficiente de descarga calculado en cada aforo realizado se procedió a medir la altura del agua en cada compuerta, el ancho y se aplicó la fórmula del vertedero (Chow et al., 1994).

3.4.3 Hidrodinámica subterránea

Para caracterizar la hidrodinámica subterránea se contó con información antecedente sobre el área de estudio (Ruiz de Galarreta et al., 2007; Barranquero, 2015) y en especial sobre la subcuenca del ALC (CINEA, 2009; Rodríguez, 2013 y 2014). A su vez para corroborar los datos existentes se hicieron mediciones en dos momentos: antes de iniciar el período de estudio (18/09/2014) y a mitad del mismo (15/05/2015) sobre perforaciones que fueron utilizados en los antecedentes mencionados. Para la selección de dichos sitios se efectuó un recorrido por la cuenca a fin de identificar perforaciones particulares en las que se pudiera medir el nivel freático.

En la subcuenca del ALC se seleccionaron (4) sitios distribuidos de modo convergente en el sector del embalse (Figura 7). Cada uno fue georreferenciado mediante el uso de un Sistema de Posicionamiento Global (GPS). Para nivelar la boca de pozo de las diferentes perforaciones se realizaron mediciones planialtimétricas con un nivel óptico marca South modelo NL-C32 teniendo en cuenta un punto de cota conocida constituida por una ménsula ubicada dentro de la Isla del Lago del Fuerte (194,506 m.s.n.m) a partir de la cual se efectuó el correspondiente transporte de cota.



Figura 7. Sitios de medición del nivel freático.

En los pozos seleccionados se midió la profundidad del nivel freático a través del uso de una sonda hidrométrica. La determinación del nivel piezométrico o de energía en relación al del mar, se llevó a cabo considerando la profundidad freática medida en el campo, y la cota topográfica del sitio donde se ubica la perforación. Una vez acotados los diferentes sitios el cálculo consistió en la diferencia entre la cota topográfica (z) y la profundidad del nivel freático (h), de la cual se obtiene el nivel estático (H). En las perforaciones con brocal, construcción o bomba en superficie, se consideró la altura de la boca de pozo (h_{bp}).

En la subcuenca del ASG las mediciones existentes sobre perforaciones son puntuales y no cuenta con estudios detallados sobre la dinámica subterránea que permitan confeccionar mapas equipotenciales. Esto se debe a las particularidades que presenta el área debido a que cuenta con una importante superficie con afloramiento rocoso, así como la presencia de este a escasa profundidad. A su vez una parte de la mencionada área es la que presenta el acceso al servicio de agua de red, por lo que los antiguos pozos han sido clausurados y aquellos que aún se encuentran en funcionamiento pertenecen a construcciones nuevas que presentan perforaciones cerradas impidiendo acceder a la medición del nivel freático.

A partir de la nivelación de cada punto y las mediciones de los niveles freáticos se pudo relacionar la cota del agua subterránea y la cota del pelo de agua en el arroyo y se dibujaron perfiles a fin de verificar la relación entre el agua superficial y subterránea en la subcuenca del ALC.

3.4.4 Balance Hidrológico del Lago del Fuerte

A partir de la integración de la hidrodinámica superficial y subterránea se efectuó el balance hidrológico en régimen no permanente de febrero de 2015 a enero de 2016. Si bien la investigación comprende un período de estudio más amplio, el mismo se realizó entre esas fechas para completar un ciclo hidrológico.

Los términos utilizados fueron:

$$\text{Ingresos} - \text{Egresos} = \pm \Delta \text{ Almacenaje}$$

$$[\text{Precipitación directa} + Q \text{ superficial} + Q \text{ subterráneo}] - [\text{Evaporación} + Q \text{ salida}] = \pm \Delta \text{ Almacenaje}$$

Para resolver el balance hidrológico se utilizaron:

- a) Para la precipitación directa, datos de precipitación diaria bajo el período de estudio mencionado obtenidos del SMN estación Tandil Aero y la superficie del Lago del Fuerte.

$$[\text{Precipitación (m)} * \text{superficie del lago (m}^2\text{)}]$$

- b) Para el caudal superficial se utilizaron los datos del aporte superficial de los dos tributarios obtenidos a partir del coeficiente de escurrimiento descrito en el Apartado 3.4.2.

$$[\text{Precipitación (m)} * \text{superficie de cada subcuenca (m}^2\text{)} * \text{coeficiente de escurrimiento}]$$

- c) Considerando que la presa constituye el cierre de la cuenca tanto a nivel superficial como subterráneo, el caudal de entrada sería equivalente al caudal de salida. Por ello el aporte del caudal subterráneo se determinó a partir de la resolución de la ecuación y despeje del resto de los términos.

- d) Para la evaporación de la superficie de agua libre se aplicó la ecuación de evaporación de Priestley-Taylor (1972):

$$Ev = \alpha \cdot \left(\frac{\Delta}{\Delta + \gamma} \right) \cdot (Rn - G)$$

Siendo:

Ev: Evaporación [mm día⁻¹]

α: el parámetro de Priestley-Taylor que toma valores de 1,26 para zonas húmedas cuando HR > 60 % y 1,74 para zonas áridas cuando HR < 60 % en el mes con evaporación máxima.

Δ: pendiente de la curva de presión de vapor saturado como función de la temperatura media del aire [kPa°C⁻¹].

γ: constante psicrométrica [kPa°C⁻¹].

Rn: radiación neta [W m⁻²].

G: flujo de calor en el suelo [mm día⁻¹].

Las ecuaciones complementarias necesarias para aplicar dicha ecuación se presentan en la Tabla 2. Para la transformación de la *Rn* a milímetros se consideró el siguiente factor de conversión: 100 W m⁻² = 3,5 mm día⁻¹ (Chow et al., 1994).

Tabla 2. Variables y cálculos secundarios para la estimación de la Evaporación. (Elaborada en base a Carmona et al., 2019).

Símbolo	Variable	Ecuación
e_s	Presión de vapor saturado del aire	$e_s = 0,6108 \left[\frac{17,27 T_a}{T_a + 237,3} \right]$
Δ	Pendiente de la curva de presión de vapor saturado como función de la temperatura media del aire	$\Delta = \frac{4098 e_s}{(T_a + 237,3)^2}$
γ	Constante psicrométrica	$\gamma = \frac{C_p P_{atm}}{0,622 \lambda}$
λ	Calor latente de vaporización	$\lambda = 2,501 - (2,361 \cdot 10^{-3}) T_a$
C_p	Calor específico del aire	$C_p = 0,001005 \left(1 - 0,84 \frac{0,622 e_a}{P_{atm} - 0,378 e_a} \right)$
R_n	Radiación neta	$R_n = R_{S_1} (1 - a_{sup}) + R_{l_1} - R_{l_2}$
T_a	Temperatura del aire	$T_a = a \cdot T_{sat} + b$
a_{sup}	Albedo	$a_{sup} = (0,356 b_2 + 0,130 b_4 + 0,373 b_5 + 0,085 b_6 + 0,02 b_7 - 0,018)$
b_i	Reflectividad de superficie	$i = \text{número de la banda de satélite}$

Para el cálculo de los diferentes parámetros se utilizaron datos suministrados por la estación de Balance de Energía ubicada en el Campus Universitario Tandil (Figura 1), de la Universidad Nacional del Centro de la provincia de Buenos Aires, que mantiene el Instituto de Hidrología de Llanura “Dr. Eduardo Usunoff” (IHLLA).

- e) Para el caudal de salida superficial se calculó un promedio a partir de los aforos realizados según la fórmula de vertedero, descripta en el Apartado 3.4.2. Se consideró que el flujo subterráneo aporta a los afluentes del embalse y a este último y no existe salida subterránea desde la presa debido a que, como ha sido mencionado, la misma constituye el cierre de la cuenca a nivel superficial y subterráneo dado que ha sido fundada sobre el basamento cristalino.
- f) Para la variación del almacenaje se tuvieron en cuenta las diferencias de nivel al iniciar y finalizar el balance. El volumen se determinó de acuerdo a lo mencionado en el Apartado 3.4.2.

Cabe mencionar que el cálculo del área de aporte por escurrimiento directo que llega al embalse fue determinado, pero debido a que su magnitud no es representativa con respecto al área total que ingresa principalmente por escurrimiento fluvial, no se consideró en el balance hidrológico a los fines prácticos de la investigación.

3.5 Evaluación fisicoquímica del agua

3.5.1 Superficial

Al inicio de la investigación se obtuvieron los iones mayoritarios del agua de los arroyos que aportan al embalse, a los fines de la caracterización de la composición predominante que incluye sodio, calcio, magnesio y potasio, carbonatos, bicarbonatos, cloruros, sulfatos y nitratos. La metodología analítica se describe en el apartado de la hidroquímica subterránea.

A efectos de conocer la hidroquímica de las aguas superficiales, se hicieron muestreos de agua en 4 sitios (Figura 8) con una frecuencia estacional, intensificándose cada 15 días en el período estival (18/12/14, 01/01/15, 15/01/15, 04/02/15, 22/02/15, 24/03/15, 28/06/15, 06/09/15, 20/12/15, 03/01/16, 14/01/16, 08/02/16, 21/02/16, 08/05/16). Las muestras se obtuvieron siguiendo el gradiente longitudinal desde las nacientes de los arroyos tributarios hasta la salida de las compuertas del lago. En el Anexo I se presentan las imágenes de los diferentes sitios de muestreo.



Figura 8. Sitios de muestreo de las aguas superficiales. 1) A. San Gabriel; 2) A. La Cascada; 3) Embalse y perfil; 4) Salida de las compuertas.

En todos los sitios se determinaron *in situ* parámetros físicos y químicos del agua (conductividad eléctrica, pH, temperatura, concentración de oxígeno disuelto y % de saturación de oxígeno) mediante un conductivímetro Hanna modelo HI 9812 y un Oxímetro Orion modelo 4Star. La transparencia del agua se estimó con disco de Secchi de 25 cm de diámetro.

Para los análisis químicos se obtuvo en cada sitio y fecha de estudio una muestra de agua (1L). En los arroyos y salida fueron tomadas directamente sobre el curso de agua mientras que en el embalse mediante una bomba sumergible marca Rule de manera estratificada cada 0,50 m, desde la superficie hasta los 2 m de profundidad. Las mismas se conservaron en frío y fueron analizadas en laboratorio dentro de las 24 hs de extracción.

En laboratorio luego de homogeneizar las muestras se conservaron 250 ml para análisis químico de fósforo total (PT). Parte de las restantes fueron filtradas a través de filtros Sartorius GF/C mediante una bomba de vacío para realizar algunos de los siguientes análisis siguiendo los métodos normalizados de la APHA (2012):

Sólidos suspendidos totales (SST): se determinaron mediante el método gravimétrico (APHA, 2012). Se colocaron filtros Sartorius en estufa, se enfriaron en desecador y se pesaron en balanza de precisión (tara). A través de los filtros tarados se dejó pasar un volumen conocido de muestra homogeneizada, se colocaron los filtros nuevamente en estufa durante 7 horas a 75 °C y se pesaron en balanza de precisión. La concentración de SST se determinó por diferencia de peso entre el filtro seco y su tara y se expresó en mg/L.

Materia orgánica y sólidos inorgánicos: los filtros utilizados en la determinación de SST se muflaron durante 1 hora a 550 °C (APHA, 2012). Los sólidos remanentes representan los sólidos disueltos o suspendidos (inorgánicos), mientras que el peso perdido en la ignición representa los sólidos volátiles (estimación de la cantidad de MO presente en la fracción sólida del agua). La concentración de ambos se calculó por diferencia de peso de los filtros antes y después de muflados y se expresó en mg/L.

Pigmentos fotosintéticos [10200 H]: los filtros Sartorius GF/C con el material retenido luego del filtrado de un volumen conocido de las muestras fueron triturados en mortero con acetona al 90% y posteriormente mantenidos en oscuridad durante 24 horas en heladera. La absorbancia se midió a 630, 647, 664, 665 y 750 nm y para la determinación de feopigmentos se acidificó con HCl 0,1 N. Las concentraciones se calcularon según Lorenzen (1967) expresándose en mg/L.

Fósforo total [4500 PE]: para determinar la concentración de fósforo total se utilizó la muestra sin filtrar. En primer lugar se realizó una digestión de las mismas con persulfato de potasio y ácido sulfúrico y posteriormente se determinó colorimétricamente por el método del ácido ascórbico según APHA (2012). La densidad óptica fue medida a 885 nm. La concentración se expresó en $\mu\text{g P/L}$.

Fósforo reactivo soluble (PRS): a partir de la muestra filtrada para su determinación se siguió el método con ácido ascórbico (APHA, 2012) y la densidad óptica fue medida a 885 nm. La concentración se expresó en $\mu\text{g P/L}$.

Nitratos (NO_3^-) + Nitritos (NO_2^-) [4500 $\text{NO}_3^- \text{H}$]: para establecer su concentración se utilizó muestra filtrada y se siguió la técnica de reducción con sulfato de hidrazina (APHA, 2012). Se midió la densidad a 543 nm. La concentración fue expresada en $\mu\text{g N- NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-/\text{L}$.

Amonio (NH_4^+) [4500 $\text{NH}_3 \text{F}$]: se determinó su concentración a partir de la muestra filtrada, mediante el método del fenol utilizándose un kit de urea Wiener. Su lectura se realizó a 540 nm y la concentración se expresó en $\mu\text{g N-NH}_4^+/\text{L}$.

Nitrógeno inorgánico disuelto (NID): Para obtener su concentración se sumaron las fracciones del nitrógeno analizadas (Nitritos + Nitratos + Amonio) y se expresó en $\mu\text{gN/L}$.

Cabe mencionar que la autora de la Tesis fue quien efectuó todos los análisis hidroquímicos, tanto del agua subterránea como superficial, recientemente mencionados. Los mismos se llevaron a cabo en el Laboratorio de Análisis Bioquímicos y de Minerales (LAByM) del Departamento de Fisiopatología, Facultad de Ciencias Veterinarias – UNICEN y en el Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA) de la Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP – CONICET, donde la autora realizó en primera instancia diferentes pasantías de capacitación.

3.5.2 Subterránea

Para conocer las características fisicoquímicas del agua subterránea, se realizó una campaña el 18/09/2014 y se tomaron muestras en los mismos sitios en que se hicieron los censos hidrométricos (Figura 7).

Se determinó *in situ* pH, temperatura y conductividad eléctrica mediante un conductivímetro Hanna modelo HI 9812. Se obtuvieron 500 ml de muestra en recipientes de plástico limpios y se conservaron en frío para su posterior análisis en laboratorio donde se realizaron diferentes determinaciones según los métodos normalizados de la APHA (2012):

Cationes sodio, calcio, magnesio y potasio [3111 B]: por espectrometría de absorción atómica de llama. Se elaboraron estándares para cada elemento medido y se diluyeron las muestras con agua bidestilada para sodio y potasio y con cloruro de lantano para calcio y magnesio. Se realizó la lectura de absorbancia de muestras y estándares en el equipo de absorción atómica y se determinaron las concentraciones de cada elemento en las muestras mediante una curva de calibración.

Carbonatos y Bicarbonatos [2320 B]: mediante el método de titulación. Consiste en el agregado de fenolftaleína y observar si se produce un viraje de color, de incoloro a rosa. Si se produce el viraje, se titula con ácido clorhídrico (HCl) hasta que nuevamente vire a incoloro. El volumen de ácido utilizado se utiliza para calcular la concentración de carbonatos e hidróxidos. Posteriormente se le adiciona a la muestra naranja de metilo tornándola hacia una coloración amarilla ante la presencia de bicarbonatos. Luego se titula con HCL hasta que se produzca el viraje de la muestra al color naranja-rosado. El volumen de ácido consumido se utiliza para calcular la alcalinidad total y se ajusta por un coeficiente para convertir en bicarbonatos.

Cloruros [4500 Cl⁻ B]: se determinaron utilizando el método argentométrico. Este consiste en el agregado de cromato de potasio a 50 ml de muestra en agitación constante. Posteriormente se titula con nitrato de plata hasta que se produzca el viraje de la muestra al color amarillo rosado. A partir del volumen de nitrato de plata consumido se calculan la concentración de cloruros.

Sulfatos [4500 SO₄⁼ E]: para su determinación fue utilizado el método turbidimétrico a partir de 5 ml de muestra con el agregado de solución ácida acondicionadora y cloruro de bario. Tanto las muestras como los estándares se midieron en el espectrofotómetro UV con una longitud de onda de 420 nanómetros. A partir de la absorbancia leída y la elaboración de una curva de calibración se calcularon las concentraciones de sulfatos.

Nitratos [4500 NO₃⁻ B]: mediante el método espectrométrico ultravioleta selectivo. Se prepararon estándares y se diluyeron las muestras con agua bidestilada, que posteriormente fueron medidos en el espectrofotómetro UV a longitudes de onda 220 y 275 nanómetros. Se elaboró la curva de calibración y con las absorbancias medidas se calcularon las concentraciones de nitratos.

Las concentraciones iónicas se compararon con datos antecedentes regionales y se confeccionaron esquemas de representación de análisis químicos en Diagramas de Piper y de Schoeller.

3.6 Balance de nutrientes en el Lago del Fuerte

Para cuantificar las cargas de Fósforo Total (PT) tanto entrantes como salientes del Lago del Fuerte, se realizaron 8 muestreos en agua en 4 sitios (2 arroyos tributarios - embalse - salida), con una frecuencia estacional intensificándose en verano (04/02/2015, 22/02/2015, 24/03/2015, 28/06/2015, 06/09/2015, 20/12/2015, 03/01/2016, 15/01/2016). A partir de las concentraciones medias de dicho nutriente y los caudales obtenidos de entrada y salida del lago, cuya metodología de describió en el Apartado 3.4.4, se efectuó el balance de masa anual del mismo.

Para estimar la carga externa (L_{ext}) de fósforo que ingresó al embalse proveniente de los arroyos tributarios, así como la que egresó (O), se relacionó la concentración media (c) de dicho nutriente (obtenida a partir de los muestreos realizados tanto en los afluentes como en la salida), con el caudal anual (Q) de los sitios mencionados, a través de las siguientes ecuaciones:

$$L_{ext} = c * Q$$

$$O = c * Q$$

Siendo:

L_{ext} : carga externa [kg/año]

O : salida (outflow) [kg/año]

Q : caudal de agua [m³/año]

c : concentración [kg/m³]

Para estimar el contenido de fósforo en el agua del embalse se relacionó la concentración media de dicho nutriente (obtenida a partir de los muestreos realizados en el lago a las profundidades que se mencionaron con anterioridad), con el volumen de agua que se determinó para el balance hidrológico (ver Apartado 3.4.2). Dicho volumen se utilizó como valor medio tanto para el cálculo del contenido de fósforo al inicio del balance como al final del mismo.

El cálculo del contenido de fósforo en el agua del lago consistió en:

$$\text{Contenido de PT} = c * V$$

Siendo:

Contenido: [kg]

V: volumen de agua [m³]

c: concentración media [kg/m³]

Una vez obtenida la información necesaria se aplicó el balance de masa para todo el lago siguiendo a Vollenweider (1989) a partir de la siguiente ecuación:

$$L - O \pm \Delta St = \pm S$$

Siendo:

L: carga de ingreso [kg/año]

O: pérdida de egreso [kg/año]

ΔSt : variación del almacenaje (diferencia entre la carga de fósforo presente en el embalse al inicio y final del balance)

S: sedimentación (positiva o negativa)

El resultado de la misma establece que si se obtiene un valor positivo se estaría generando una sedimentación del contenido de fósforo, mientras que si el mismo da negativo indicaría una carga interna del sistema proveniente del sedimento.

Cabe mencionar que si bien en el cálculo del balance hidrológico del lago (Apartado 3.4.4) se determinó el volumen de agua que ingresa de manera subterránea, el mismo no fue considerado en el cálculo del balance de nutrientes ya que se siguió el modelo de balance de masa propuesto por Vollenweider (1989) a fin de que los resultados obtenidos sean comparables con el resto de los estudios existentes.

3.7 Índice de estado trófico

Existen diferentes métodos para identificar el grado de eutrofización de un cuerpo de agua. Uno de ellos es la utilización de índices que permiten establecer bases y criterios para diagnosticar y cuantificar el fenómeno de manera objetiva obteniendo un dato que permite realizar comparaciones con otros sistemas así como con diferentes estados del mismo.

El índice de Estado Trófico de Carlson (1977) o TSI (de “Trophic State Index”) es uno de los más utilizados y se obtiene a partir de una transformación de la transparencia medida con el disco de Secchi (DS). Un valor de TSI= 0 se corresponde con una profundidad del disco

de 64 m y un incremento de 10 en el valor de TSI representa una reducción de DS en un 50%. El índice también puede ser determinado a partir de otros parámetros, como la concentración de clorofila y fósforo total en superficie, cuya relación con la transparencia se ha calculado previamente.

El mismo va de 0 a 100 y presenta cuatro categorías de acuerdo al valor que alcance el TSI: Oligotrófico (TSI < 30), Mesotrófico (TSI > 30 - < 60), Eutrófico (TSI > 60 - < 90) y Hipereutrófico (TSI > 90).

A partir de los valores medios anuales de la transparencia del agua medida con el disco de Secchi, la concentración de fósforo total y la concentración de clorofila-*a* se calculó el índice de estado trófico de Carlson (1977) según las siguientes fórmulas modificadas por Aizaki et al. (1981):

$$TSI \text{ (Disco de Secchi)} = 10 \times \left(2,46 + \frac{3,76 - 1,57 \ln DS^*}{\ln 2,5} \right)$$

$$TSI \text{ (Clorofila)} = 10 \times \left(2,46 + \frac{\ln Cl^{**}}{\ln 2,5} \right)$$

$$TSI \text{ (Fósforo total)} = 10 \times \left(2,46 + \frac{6,68 + 1,15 \ln PT^{***}}{\ln 2,5} \right)$$

* (m); ** (mg/m³); *** (mg/l)

3.8 Modelo de eutrofización y carga crítica

Como se ha mencionado precedentemente, el proceso de eutrofización depende de las cargas excesivas de nutrientes, en especial de fósforo. De acuerdo a Vollenweider (1976) en ambientes limitados por P se puede estimar la carga máxima tolerable o carga crítica del sistema a partir de la cual se conduciría a la eutrofización.

La estima de la carga crítica de P en el Lago del Fuerte se llevó a cabo a partir de las siguientes formulas Vollenweider (1976):

$$Carga \text{ de } P \text{ (mg/m}^2 \cdot \text{año)} = 10 * q_s (1 + \sqrt{tw})$$

$$Carga \text{ de } P \text{ (mg/m}^2 \cdot \text{año)} = 20 * q_s (1 + \sqrt{tw})$$

Siendo:

z: profundidad media

qs: carga hidráulica = z / tw

tw: tiempo de residencia hidráulica

Las variables morfométricas e hidrológicas necesarias para la aplicación del modelo se han estimado de la siguiente manera:

Morfométricas: La profundidad media (z), el área (A) y el volumen (V) se han calculado de acuerdo a lo mencionado en el Apartado 3.4.2.

Hidrológicas. El caudal de agua de entrada (Q_{in}) se obtuvo del balance hidrológico cuya metodología se describió en el Apartado 3.4.4. El tiempo de residencia hidráulica (tw) se calculó como la relación entre el volumen del embalse y el caudal de entrada. La carga hidráulica (qs) se estimó como la relación entre la profundidad media del cuerpo de agua y el tiempo de residencia hidráulica. La carga externa anual de P se obtuvo del balance de masa del PT cuya metodología se describió en el Apartado 3.6.

3.9 Análisis de sedimento

Se obtuvieron muestras de sedimento superficial en dos sitios del embalse (Figura 9). Para su extracción desde una embarcación se utilizó un testigo de sedimento (corer) de acrílico de 24 cm de largo y 3 cm de diámetro.

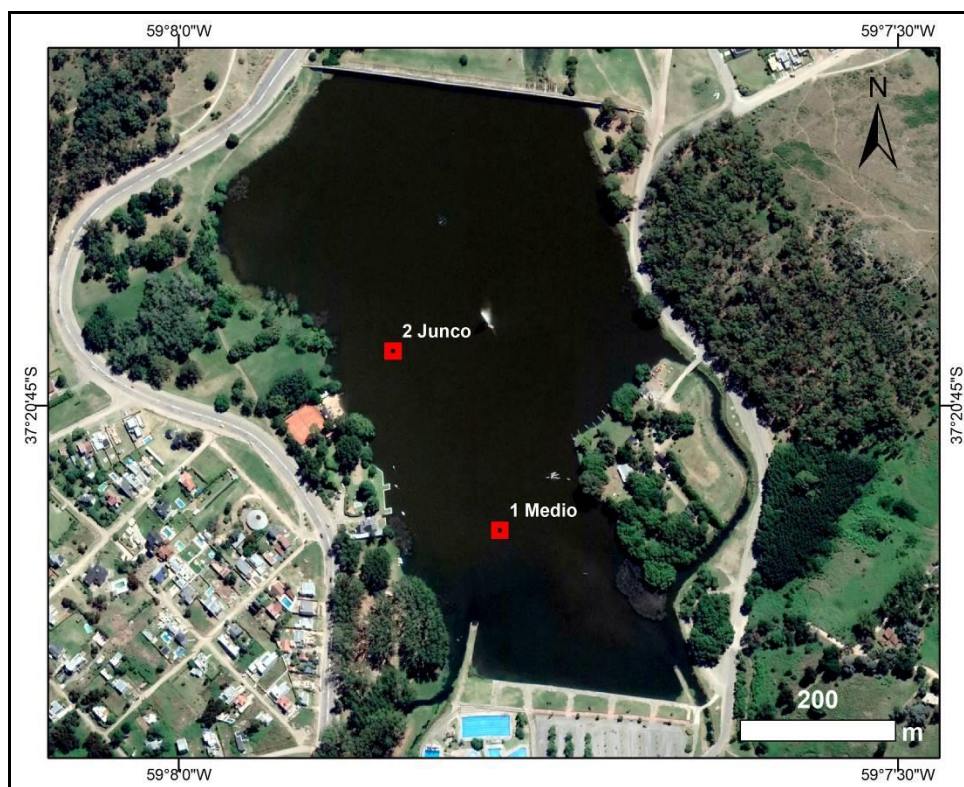


Figura 9. Sitios de muestreo sedimentos. 1 Medio; 2 Junco.

Una vez obtenidos se realizó una descripción visual de los mismos. Posteriormente se fraccionaron los dos testigos en porciones de 3 cm de espesor y se conservó en frascos de plástico limpios debidamente rotulados para su posterior análisis en laboratorio.

Para cada una de las fracciones se determinó:

Densidad, pH y conductividad: de acuerdo a la metodología establecida en Burt (2004).

Materia orgánica (MO): se realizó por diferencia de los pesos del material secado en estufa durante 24 horas a 50-75 °C y el mismo material muflado a 550 °C durante 1 hora (SAMLA, 2004). La concentración se expresó en %.

Fósforo total: se determinó a través del método de ignición de Andersen (1976) que involucró la digestión del material previamente muflado con HCl 1N en caliente y la posterior determinación colorimétrica de la fracción en solución por el método del ácido ascórbico según APHA (2012). La densidad óptica se midió a 885 nm en cubeta de 1 cm de recorrido. La concentración se expresó en µg P/g.

3.10 Análisis del fitoplancton

3.10.1 Toma de muestras

En cada campaña, en los mismos sitios donde se realizó la obtención de muestras para análisis fisicoquímico, se extrajeron muestras para el análisis fitoplanctónico.

Debido a la baja densidad de individuos en los arroyos, se decidió utilizar como método de concentración una red de plancton de 20 µm de malla, la cual también se utilizó para las muestras del embalse. Para tal fin se filtró un volumen conocido de entre 30 y 50 litros y se extrajeron aproximadamente 250 ml de agua. Las muestras se fijaron con solución de formol 2 % (v/v) en botellas de plástico limpias debidamente rotuladas (APHA, 2012).

Cabe destacar que ante la metodología empleada para la toma de muestra, el análisis del fitoplancton se restringe a la fracción >20 µm, el microfitoplancton o plancton de red, no siendo cuantificado el nano y picoplancton.

3.10.2 Identificación y recuento

Ante la cantidad de información y a partir de un análisis preliminar de las muestras en donde se evidenció que no había predominancia de cianobacterias se procedió a seleccionar una de las campañas de cada verano a fin de realizar una identificación taxonómica y recuento de manera estacional. Así se seleccionó para el verano del 2015 el muestreo del 01/01/2015, otoño 24/03/2015, invierno 28/06/2015, primavera 06/09/2015 y verano del 2016 03/01/2016.

En el laboratorio se realizó la observación al microscopio óptico (marca Shimadzu) mediante el uso de una cámara de sedimentación de Sedgewick Rafter (APHA, 2012). De acuerdo a la densidad fitoplanctónica de las muestras el volumen de la alícuota varió entre 0,2 a 0,4 ml y se realizaron los cálculos correspondientes a la concentración para la estimación cuantitativa. Los resultados se expresaron como individuos (células, cenobios, colonias o filamentos) por litro (ind/L). Se contó una cantidad de individuos suficiente como para obtener un error menor al 20% en las estimaciones de densidad (Lund et al., 1958) según la ecuación:

$$N^{\circ} \text{ ind/L} = \frac{[N^{\circ} \text{ ind} * V \text{ ref}]}{[V \text{ filt} * V \text{ alícuota}]}$$

Siendo:

N° ind: número de organismos contabilizados.

V ref: volumen de muestra concentrada en el frasco (L).

V filt: volumen de muestra filtrada mediante la red (L)

V alícuota: volumen de la alícuota que se colocó en la cámara (L).

Para el análisis cualitativo del microfitoplancton se realizó la observación al microscopio óptico mencionado con magnificaciones de 400X y 1000X. Asimismo se concurre a la División Científica Ficología del Museo de La Plata para completar algunas observaciones y consultar la bibliografía allí disponible para la identificación de las especies.

Para la identificación de las diatomeas dominantes se oxidó una alícuota de muestra con agua oxigenada y luego de sucesivos lavados con agua destilada, los frústulos fueron montados en una resina sintética (Naphrax ®) para su posterior observación e identificación. La misma se llevó a cabo durante una instancia de cursada en la cátedra de Ficología de la UNLP como actividad complementaria del Posgrado.

La identificación de los organismos fue realizada al menor nivel taxonómico posible a partir de bibliografía específica entre la que se incluyó: (Bourrelly, 1972; Komárek et al., 1983; Tell y Conforti, 1986; Krammer y Lange-Bertalot, 1986, 1988, 1991a, 1991b; Cox, 1996; Krammer, 2000; Komárek y Anagnostidis, 1999, 2005; Jhon et al., 2011).

3.11 Análisis estadístico

La descripción de las variables se realizó mediante estadísticos básicos de posición y dispersión. Los valores en los diferentes sitios de muestreo se compararon mediante un test de t para la comparación de muestras emparejadas utilizando Microsoft Excel.

Se realizó un Análisis de Escalamiento Multidimensional (MDS) y de Similaridad (ANOSIM) para comprobar diferencias en la composición algal en relación a los sitios y fechas estudiadas, utilizando el índice de similitud de Bray-Curtis. Para el análisis de los mismos se utilizó el Software PRIMER 6.

MDS: escalamiento multidimensional no paramétrico. Representa muestras como puntos en un espacio de bajas dimensiones (por lo general 2D) de manera que las distancias relativas que separan a los puntos se encuentran en el mismo orden de rango que las disimilitudes relativas de las muestras (calculadas en base a los coeficientes de Bray-Curtis). Los puntos que

se encuentran más cercanos representan muestras más similares en composición de especies, y los puntos que se encuentran más distantes representan muestras de comunidades diferentes (Clarke y Gorley 2001).

ANOSIM: anova no paramétrica. Este test puede medir si existen diferencias significativas entre sitios. Opera en una matriz de disimilitud clasificada y comprueba si se puede rechazar la hipótesis nula de que la similitud entre grupos es mayor o igual que la similitud dentro de los grupos (Clarke y Gorley 2001). Está restringido dentro de los valores -1 y 1, donde los números positivos sugieren mayor similitud dentro de los sitios, los valores cercanos a 0 no representan diferencias entre los sitios y los valores negativos sugieren mayor similitud entre los sitios que dentro de ellos.

$$R = \bar{r}B - \bar{r}W / (M/2)$$

$\bar{r}B$ = promedio de las similitudes de rango de pares de muestras originadas en diferentes sitios

$\bar{r}W$ = promedio de la similitud de rango de pares entre réplicas dentro de los sitios

$M = n(n-1)/2$ donde n es el número de muestras.

También se realizaron análisis multivariados para reconocer relaciones entre las especies fitoplanctónicas identificadas y las variables ambientales utilizando el software CANOCO (Ter Braak y Šmilauer, 1998). Para tal fin se confeccionaron 2 matrices: una con las especies de algas identificadas y su abundancia expresada en ind/L y otra con los parámetros ambientales, ambas con los datos por sitio y estación del año.

Para seleccionar el tipo de análisis más adecuado se realizó la medición de los gradientes en la distribución de las especies a partir de un Análisis de Correspondencia Rectificado (DCA).

De acuerdo a Lepš y Šmilauer (2003) los gradientes superiores a 4 indican una fuerte respuesta unimodal de las especies, lo que significa que alcanzan un mayor desarrollo alrededor de ciertos óptimos ambientales y se recomienda usar métodos de regresión de promedios ponderados, es decir, Análisis de Correspondencia Canónica (ACC). Gradientes con valores menores a 3 indican una fuerte respuesta lineal y se recomienda usar métodos de regresión por rangos, es decir, Análisis de Redundancia (ARD). Para gradientes entre 3 y 4, como resultó en el presente análisis, ambos tipos de métodos de ordenación funcionan razonablemente bien por lo que se realizó un análisis de ACC.

Los datos ambientales fueron estandarizados y la abundancia de las especies fue transformada como $\text{Log}(Y + 1)$ (Lepš y Šmilauer, 2003).

La selección de las variables ambientales se realizó de forma manual mediante un test de permutación de Monte Carlo (número de permutaciones=499) y sólo se tuvieron en cuenta para los análisis aquellas que tuvieran un $p < 0,05$. A su vez sólo las variables ambientales con un factor de inflación de la varianza < 3 fueron retenidas en el análisis, ya que un valor mayor indicaría multicolinealidad entre las mismas (Ter Braak y Verdonschot, 1995).

En todos los casos la significación global de la ordenación y la significancia de los primeros dos ejes se pusieron a prueba con un test de permutación de Monte Carlo ($p < 0,01$) utilizando permutaciones sin restricciones.

3.12 Análisis integrado

Teniendo en cuenta la concepción de ambiente expresada en la Introducción general, se realizó la integración de los aspectos sociales y naturales estudiados para poder lograr una comprensión sistémica de la problemática ecohidrológica asociada al embalse.

Se construyó un modelo conceptual gráfico que resume el análisis realizado y las principales variables y procesos que intervienen en el sistema ambiental bajo estudio teniendo en cuenta el enfoque de los sistemas complejos (García, 2011).

Capítulo 4

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Manejo del agua en la cuenca

A partir de la consulta a personal de la Dirección de Medio Ambiente del Municipio de Tandil se pudo acceder a información actualizada sobre la extensión de los servicios sanitarios de la ciudad. Como se observa en las Figuras 10 y 11 la urbanización creciente en el área no está siendo acompañada por la cobertura de servicios sanitarios y sólo un pequeño sector de la subcuenca del arroyo San Gabriel posee cobertura de agua de red, mientras que no existe red cloacal en toda la cuenca.

Como lo indica Rodríguez (2014) la zona se abastece de agua subterránea mediante perforaciones o pozos particulares que los habitantes realizan sin recibir controles o permisos de perforación por parte de algún ente regulador. A su vez, ante la falta de red cloacal, los efluentes domiciliarios son vertidos a pozos absorbentes generando una elevada vulnerabilidad del recurso hídrico.

En el mencionado estudio se plantean problemáticas relacionadas al uso del agua como secado de pozos, necesidad de realizar perforaciones a mayor profundidad, problemas de calidad del agua, escasez en época estival y colmatación de pozos ciegos. También se registran elevados valores de conductividad y nitratos aguas abajo respecto al flujo subterráneo que están asociadas a la disposición *in situ* de los diferentes efluentes.

Esta situación plantea una afectación directa sobre la calidad del agua del lago, ya que como se verá en los siguientes apartados, de acuerdo a las características morfológicas de la cuenca, el sentido de escurrimiento de la misma y la fundación de la presa, que como fue mencionado precedentemente, actúa como cierre de la cuenca, en el mediano y largo plazo tanto las aguas superficiales como subterráneas terminan desembocando en el lago repercutiendo en la calidad del agua del mismo.

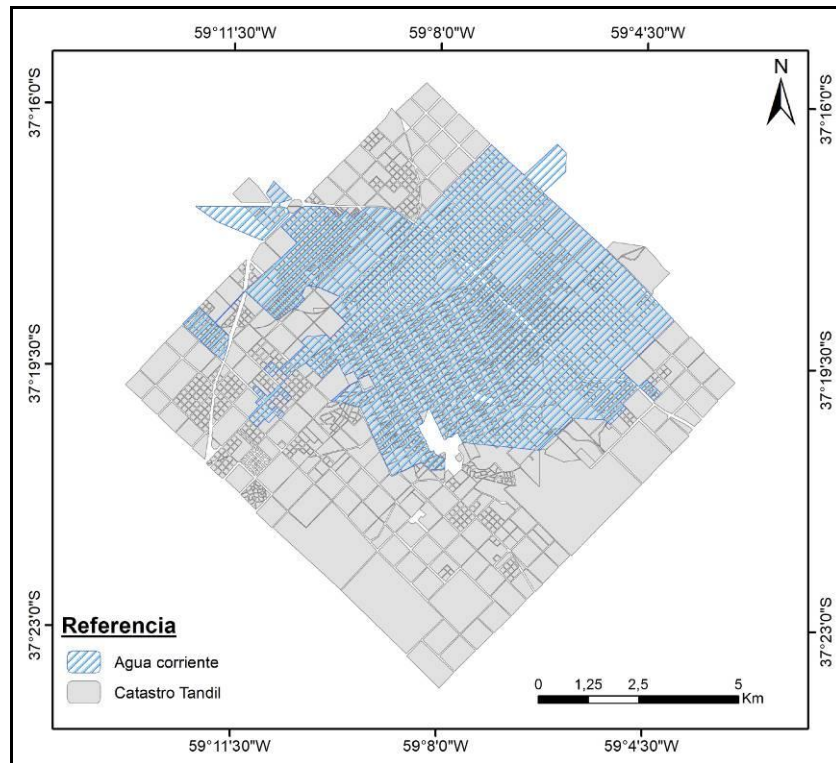


Figura 10. Extensión de red de agua de Tandil. Elaboración propia en base a entrevistas realizadas al personal de la Dirección de Medio Ambiente (2016).

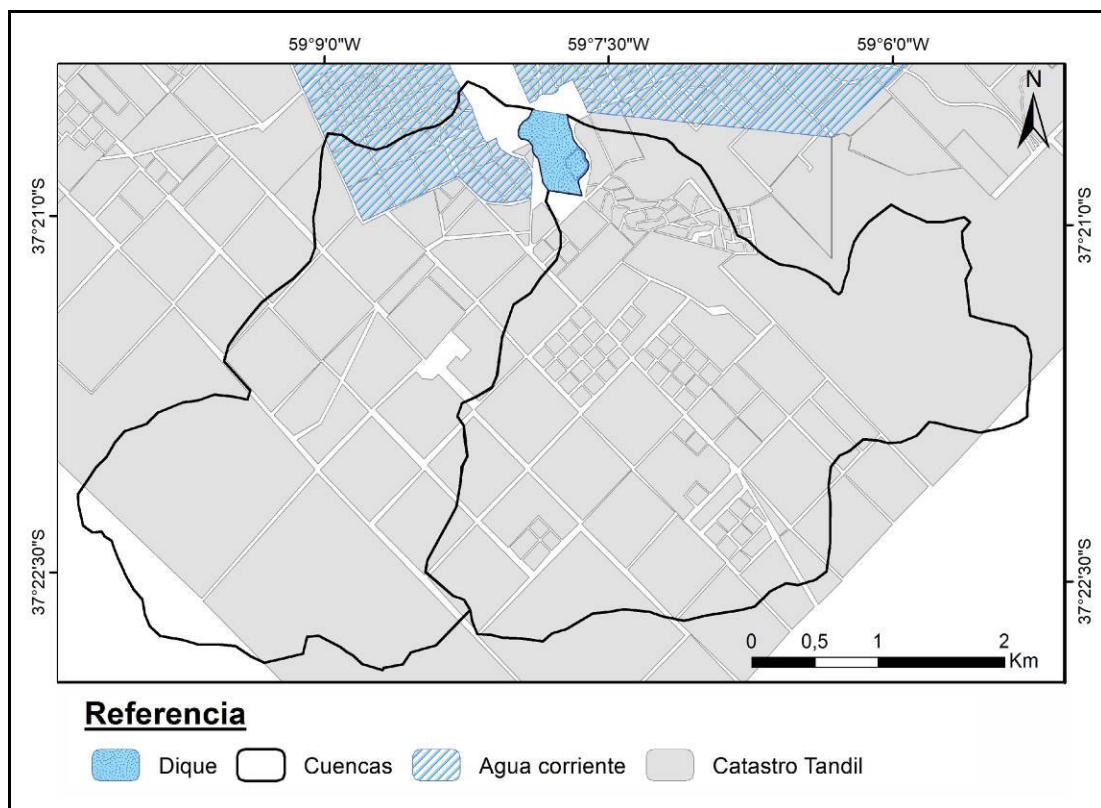


Figura 11. Cobertura de agua de red en el área de estudio. Elaboración propia en base a entrevistas realizadas al personal de la Dirección de Medio Ambiente (2016).

De acuerdo a la observación documental, la legislación vigente a nivel Municipal que regula el vuelco de efluentes contaminados para dicha zona de la ciudad es la Ordenanza N° 12.978 del año 2012. La misma establece que tanto las edificaciones existentes como aquellos usos que vayan a radicarse en la zona deben poseer un sistema de tratamiento de los efluentes cloacales previo a la descarga de los mismos a un cuerpo receptor que garantice los parámetros establecidos en el Anexo III de la misma (Ordenanza N° 12.978, 2012). Las edificaciones existentes deben presentar el proyecto de obra del sistema de tratamiento de evacuación de excretas y de vuelco de efluentes junto al plano de origen y cédula catastral del mismo, mientras que ante una nueva radicación, la misma debe presentar dicho proyecto junto con la carpeta de obra, a fin de ser construido en forma conjunta con la edificación. La Ordenanza establece que dicho proyecto debe ser llevado a cabo por un profesional con incumbencia que será el responsable del sistema y garantizará el normal funcionamiento del procedimiento a utilizar. También estipula una memoria descriptiva y análisis de laboratorio para certificar la calidad del sistema de tratamiento de manera semestral, que corresponde al titular presentar ante el área municipal de competencia cuya autoridad de aplicación está a cargo de la Dirección de Obras Sanitarias en coordinación con la Dirección de Medio Ambiente.

A su vez en la misma se plantea la creación de un Registro de Vuelco de Efluentes sin servicios de red, con el fin de verificar el cumplimiento y realizar un control por prevención o ante denuncias, así como sanciones ante infracciones por falta de tratamiento o funcionamiento deficiente.

Como se mencionó en la Metodología, se entrevistó a un especializado en el tratamiento de efluentes cloacales que ha diseñado e instalado plantas de tratamiento en cabañas y viviendas particulares dentro de la zona de estudio de la presente investigación.

El entrevistado aportó información sobre las características de sus plantas de tratamiento y sus conocimientos sobre el manejo de los efluentes que se realizan en el área de estudio. A partir de sus dichos se pudo conocer que si bien algunos actores del ámbito turístico y particulares tienen intención de realizar un buen manejo de sus efluentes, muchos no lo hacen. La mayoría tienen pozos absorbentes y en algunos casos existen prácticas inadecuadas, tanto de efluentes cloacales como de aguas grises, que son volcados crudos al terreno, zanjas o cursos de agua cercanos.

El mismo mencionó la Ordenanza N° 12.978 presentada anteriormente que regula su accionar y al respecto dijo que muchas veces el sistema de tratamiento queda en la instancia de proyecto ya que una vez que la documentación está aprobada el mismo no se lleva a cabo junto con la edificación y no es controlado por parte de las autoridades competentes. A su vez,

planteó que en aquellos casos que el particular sí decide instalarlo, no existen controles para verificar si funciona correctamente.

Por último se pudo saber que en aquellos casos que tienen plantas de tratamiento las mismas a veces no funcionan de manera eficiente en determinados períodos del año, como es el caso de inmuebles con ocupación variable, debido a que son planificadas para un volumen específico y si el mismo se ve colapsado o por el contrario no se generan efluentes durante un período de tiempo, no responderá adecuadamente.

El entrevistado planteó que si bien existen muchas falencias, hay intenciones tanto de los particulares como del Municipio a través de la creación de la mencionada Ordenanza de abordar esta problemática, pero que la falta de recursos para realizar las inspecciones y controles lo dificulta.

4.2 Gestión del Lago del Fuerte

Se pudo saber que el Municipio es el organismo que actualmente regula los usos en el embalse y sus inmediaciones. La Ordenanza N° 7.271 del año 1997 deroga a la 5.777/92 y establece en su Anexo I el Reglamento General para la preservación del Lago del Fuerte y su Parque Urbano Adyacente.

El mismo se aplica en todo el ámbito del Parque Urbano Lago del Fuerte, cuya dimensión fuera establecida por el Artículo 28° del Decreto Ordenanza 530/79, integrado por los inmuebles de dominio público y privado de los Estados Provincial y Municipal, así como a todos aquellos inmuebles de igual carácter afectados por los cauces de aguas primarios y/o secundarios, naturales afluentes al Lago Artificial.

De acuerdo a dicho reglamento, será el Municipio quien ejercerá el poder de Policía, como facultad propia, o delegada por el Estado Provincial. En el mismo se establecen diferentes prohibiciones en relación a los usos que se realicen así como disposiciones sobre las construcciones en su ámbito de influencia y dentro del paseo (Art 4°), los cuales deben ser previamente autorizados por el Poder Ejecutivo junto con el Honorable Concejo Deliberante (Ordenanza N° 7.271, 1997).

Con respecto a la citada Ordenanza, si bien la misma menciona la existencia de un Ente para la atención, mantenimiento y fiscalización del Parque Natural, en la misma no queda establecido cómo está conformado. La Ordenanza N° 5.777 (1992), que fuera derogada por la

presente, contaba con el establecimiento de un Ente mixto conformado por un representante de cada uno de los Clubes y de la Municipalidad para *“asesorar, controlar y velar por el cumplimiento de las disposiciones de la presente ordenanza”*, pero ante su derogación no queda establecido si el mismo continúa con dichas funciones o fue modificado.

Por otro lado, como se comentó en la caracterización del Área de estudio (Apartado 2.2.1) en el centro del Lago del Fuerte se encuentra instalado un “surgente” o geiser artificial. Si bien se consultó al personal Municipal sobre la fecha de su instalación el mismo desconoce en qué momento se concretó. Sólo se pudo constatar a través de la página del Honorable Consejo Deliberante de Tandil en la base de datos de Legislaciones, la existencia de la Ordenanza N° 9.162 (2004) que *“autoriza realizar las obras de alimentación para la instalación del surgente artificial y el destino de fondos para dicha obra”*, por lo que se estima que el mismo presenta una antigüedad mayor a los 10 años.

Si bien en trabajos antecedentes realizados sobre el lago (IHLLA, 1995) se sugiere la instalación de aireadores para mejorar la calidad de las aguas, no se pudo constatar si se realizaron estudios previos a la instalación del “geiser” que permitieran establecer las características de aireación que debían instalarse de acuerdo a las dimensiones y dinámica del embalse. Tampoco existe conocimiento si se lleva a cabo un monitoreo de algunos parámetros del lago que permitan establecer si el mismo cumplió a los fines de mejorar la calidad del agua o no.

Por otro lado, para tener un conocimiento más acabado sobre la gestión del Lago del Fuerte, como se mencionó en el Apartado 3.2.1 de la Metodología, se entrevistó a una funcionaria de la Dirección de Hidráulica de la Provincia de Buenos Aires, Zona V, Tandil. La misma aportó a la presente investigación documentación con respecto a las características de la presa, plano de la misma y una batimetría realizada en el año 2001 (Dirección Provincial de Saneamiento y Obras Hidráulicas, Provincia de Bs. As, Departamento de obras Marítimas, 2001). A su vez la funcionaria informó que cuando se realizó la construcción de la presa se encontró la roca madre a escasa profundidad por lo que se fundó sobre la misma. Esto implica que tanto el agua superficial como subterránea que llegan al lago egresan por las compuertas del embalse y de existir alguna filtración los valores serían despreciables.

A partir de los dichos de la entrevistada se pudo saber que la mencionada Dirección es la encargada de controlar cuestiones referidas a la presa así como el funcionamiento técnico, que es la obra control de crecidas. También se conoció que si bien todo el predio le corresponde a la Provincia, hace años fue cedido en concesión al Municipio los diferentes usos que se realicen sobre el mismo y las inmediaciones. A su vez ante la consulta sobre la ejecución de

estudios sobre diferentes aspectos relacionados con el cuerpo de agua, la funcionaria planteó que desde hace varios años es la Universidad la que ha llevado a cabo los mismos, en algunos casos por pedido de la Municipalidad y en otros por actividades de investigación.

Ante las diferentes versiones que circulan desde hace años en los medios de comunicación y en la población sobre el estado del embalse con respecto a la capacidad disminuida del volumen de agua debido al aumento de sedimentos, la entrevistada comentó que se quiere realizar una batimetría actualizada para ver el volumen acumulado de sedimentos y cuál es la capacidad del embalse para regular las crecidas ante eventos de precipitación. De todas formas la misma asevera que luego de realizar dicho estudio y conocer el estado de funcionamiento del embalse, si existe la necesidad de concretar alguna medida técnica sobre el lago (como dragado), si bien le corresponde a la Provincia, a la cual sólo le interesa el correcto funcionamiento para el cual fue construida la presa (control de crecidas), la misma deberá ser consensuada con las autoridades locales así como con diferentes actores dada la importancia que tiene el lago para la ciudad y la actividad turística.

A través de la investigación bibliográfica se pudo conocer que en el año 2008 alumnos de la Carrera de Agrimensura de la UNLP realizaron en su Trabajo Final un estudio topobatimétrico sobre el Lago del Fuerte para apoyo de obras de saneamiento (Rodríguez et al., 2008). En el mismo se presentan los resultados del análisis batimétrico efectuado y los volúmenes de sedimentos que presentaba el embalse hasta dicho año, indicando las zonas de mayor acumulación. Se desconoce si el estudio fue realizado a pedido de las autoridades locales o por interés de los alumnos en la temática, pero luego del mismo no se llevaron a cabo tareas de saneamiento sobre el embalse. De todas formas a los fines de realizar una intervención sobre el lago, como se mencionó recientemente a partir de los dichos de la Funcionaria de la Dirección de Hidráulica, se debe hacer una actualización de la situación de los sedimentos y consensuar el futuro accionar.

4.3 Manejo del agua en el Balneario Municipal e Isla del lago

Una actividad que merece un análisis específico es el manejo del agua en el Balneario Municipal ubicado en la zona baja de la cuenca del arroyo La Cascada, en inmediaciones del embalse. Para tal fin, como se mencionó en la Metodología se entrevistó a uno de los empleados que se desempeña como guardavidas desde el año 1994.

A partir de los dichos del entrevistado se pudo saber que el Balneario actualmente es un complejo recreativo que se encuentra concesionado por el Municipio. Su período de funcionamiento se desarrolla en la época estival desde los primeros días de diciembre hasta fines de febrero. Cuenta con una colonia municipal a la cual concurren niños de diferentes barrios de la ciudad la cual se desarrolla en el turno matutino de lunes a viernes, mientras que por la tarde funciona como un balneario que permite una ocupación de 4000 bañistas.

El complejo tiene 6 piletas y a partir de los datos suministrados por el entrevistado así como medidas tomadas a partir del Google Earth se confeccionó la Tabla 3 en la cual se detallan las especificaciones de las mismas y el volumen total de agua que demandan el cual es de 5.181 m³.

A partir de la entrevista se pudo saber que el complejo ha ido incorporando diferentes tecnologías en los últimos 5 años para reducir el consumo de agua. Consistió en la instalación de un sistema de filtrado en las diferentes piletas el cuál se desarrolló en 2 etapas. Dicho filtrado permite mantener el agua por más tiempo, sin la necesidad de hacer recambios periódicos reduciendo los consumos así como también tener temperaturas más agradables para los usuarios.

También se pudo conocer que el vaciado de las piletas es rotativo y que el recambio completo del agua de cada una se realiza aproximadamente cada 15 días, dependiendo de las temperaturas y la afluencia de usuarios. Anteriormente a la instalación de los mencionados filtros se vaciaban cada 6 días. La descarga de las piletas, que actualmente implica un volumen de 5.181 m³ cada 15 días, se realiza mediante una cañería volcándose directamente al embalse Lago del Fuerte.

El agua para el llenado de las piletas, así como para las instalaciones del complejo, proviene de una perforación que extrae agua subterránea del acuífero libre que se encuentran en el mismo predio. El entrevistado no tenía conocimiento de la antigüedad del pozo así como tampoco la profundidad del mismo. De acuerdo a los dichos del mismo ellos sólo realizan análisis de pH y cloro en las piletas, mientras que Bromatología se encarga del resto de los análisis de calidad de agua para consumo, ya que también se utiliza en el resto de las

instalaciones. Para su mantenimiento sólo se realiza el filtrado anteriormente mencionado y la aplicación de cloro.

Con respecto a los efluentes generados en las instalaciones sanitarias del balneario, el mismo menciona que hace alrededor de 5 años se instaló una planta de tratamiento para efluentes cloacales. Plantea que la Municipalidad realiza controles en el balneario con respecto a este tema pero él desconoce si la misma funciona correctamente.

Tabla 3. Volumen aproximado de las piletas a partir de datos de la entrevista a un guardavidas del Balneario Municipal y medidas Google Earth.

Piletas	Superficie (m ²)	Profundidad media (m)	Volumen (m ³)
Olímpica	1050	1,7	1785
Riñón 1	600	1,4	840
Riñón 2	500	1,4	700
Alargada	1700	0,55	935
Trampolín	200	4,5	900
Para niños	70	0,3	21
Volumen total =			5181

En relación a la Isla del Lago Artificial, la misma localizada sobre la margen derecha del Lago del Fuerte se encuentra concesionada en comodato al Centro Náutico del Fuerte y como se describió en el Apartado 2.2.2 del Área de estudio, se desarrollan diferentes actividades deportivas y recreativas así como aquellas tendientes al desarrollo del turismo. Desde la misma se tuvo acceso al cuerpo de agua para realizar los muestreos en embarcación y las mediciones de altura del pelo de agua. Durante las visitas, a partir de la observación de cartelera que indicaba la instalación de un sistema de tratamiento para los efluentes por parte de la Empresa Tecnoecológica, se consultó al personal sobre el manejo de los mismos.

El personal encargado de la seguridad y acceso a la Isla aportó que se había realizado la instalación de dicho sistema pero no recuerda cuándo fue la instalación de la misma. A su vez

comentó que al poco tiempo de la obra este no funcionaba correctamente, generándose obstrucciones y malos olores por lo que se debieron realizar modificaciones, pero luego de eso desconoce si funciona de manera adecuada.

Cabe mencionar que a partir de las observaciones directas realizadas durante los muestreos, en uno de ellos se detectó el vuelco al embalse de agua jabonosa proveniente de una tubería enterrada y que tenía salida sobre un borde del lago. Se estima que la misma provendría de las duchas de los baños que se encuentran dentro de la Isla, que no estarían destinados a la planta de tratamiento.

A partir del análisis de la diferente documentación recabada y de las entrevistas realizadas puede observarse que hay diferentes autoridades e instituciones interactuando en el cuerpo de agua y en la cuenca, así como la ausencia de una integración en el manejo del agua. Si bien se visualizan esfuerzos individuales ya sea de habitantes que instalan sus plantas de tratamiento o emprendimientos turísticos no existe una planificación de los servicios sanitarios, ni tampoco un control y regulación sobre los consumos de agua ni el destino de los efluentes en general en el área de estudio.

4.4 Identificación de los usos del suelo

Como se planteó en el Apartado 3.2.2 de la Metodología, se realizó un relevamiento de los usos de suelo.

De la Tabla 4 y Figuras 12 y 13 se desprende que los usos identificados fueron: **residencial** (viviendas particulares de ocupación permanente), **residencial con producción** (viviendas particulares con producción de alimentos artesanales de origen animal), **cabañas y hoteles** (viviendas de ocupación temporaria), comercios (casa de picadas, de té, restaurantes), **actividades recreativas** (parques, plazas, complejo deportivo, camping), **actividades recreativas con animales** (campo de deportes, cabalgata), **establecimientos educativos** (educación inicial y educación primaria), **forestal** (monte de eucaliptos), **agricultura** (cultivos), **área cultivable** (sin cultivo o pastura al momento de la identificación pero con presencia de vegetación exótica), **ganadería** (pastoreo y cría de animales variados como caballos, vacas, ovejas), **vegetación nativa**, **afloramiento rocoso**.

Tabla 4. Usos del suelo identificados y superficie de cada uno en la cuenca de los arroyos San Gabriel y La Cascada

Usos del suelo	Cuenca ASG	Cuenca ALC
	ha	ha
Comercios	0	9
Agricultura	4	7
Establecimientos educativos	6	0
Residencial c/ producción	8	21
Recreativo c/ animales	10	27
Cabañas, hoteles	14	60
Forestal	26	12
Área cultivable	57	28
Ganadería	40	39
Actividades recreativas	78	85
Residencial	78	134
Vegetación nativa	205	238
Afloramiento rocoso	386	421

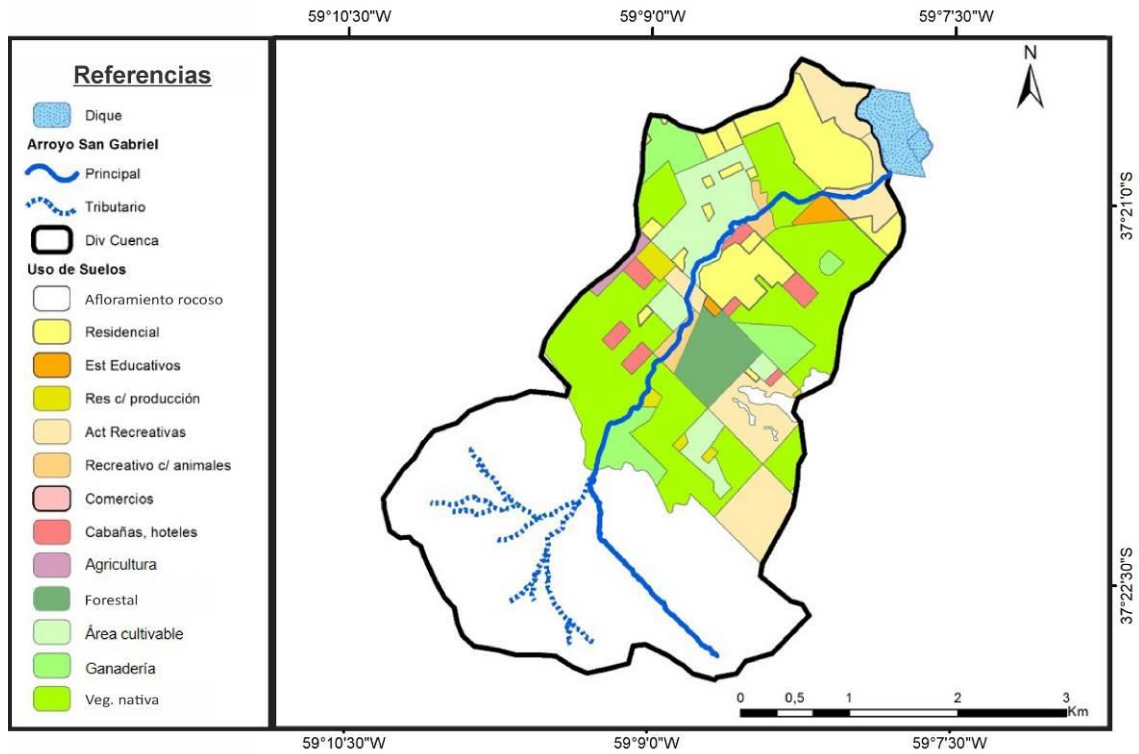


Figura 12. Usos del suelo identificados en la cuenca del arroyo San Gabriel

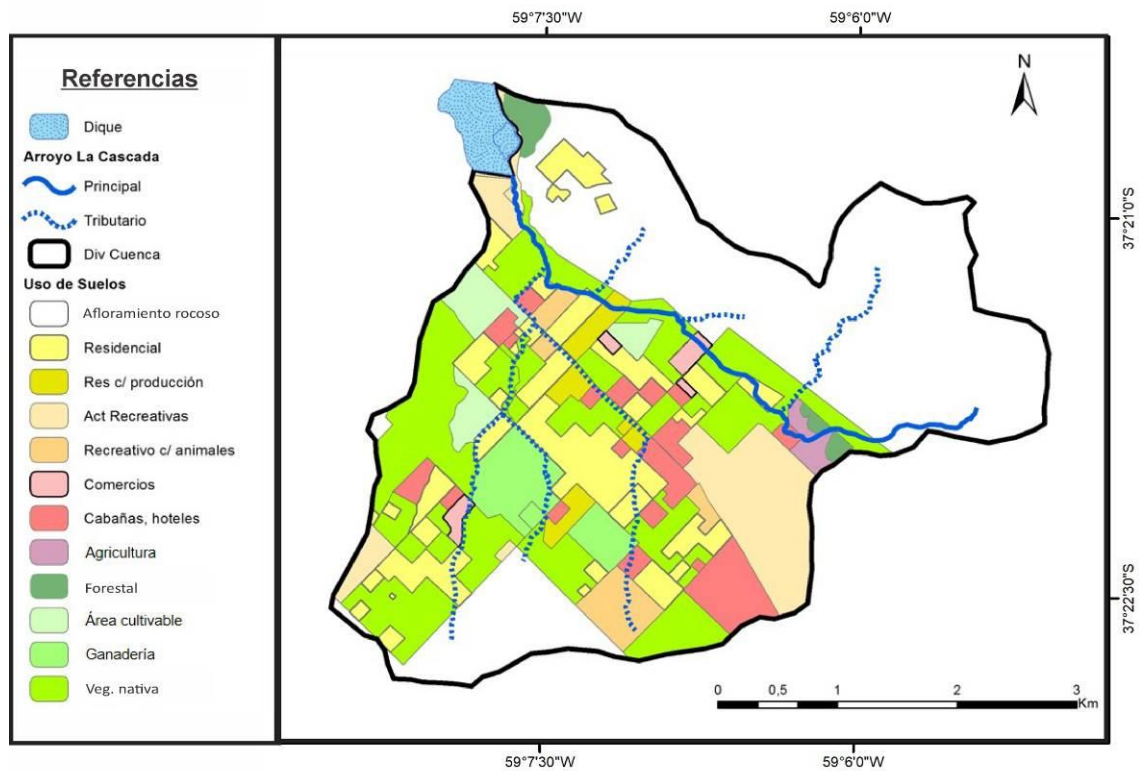


Figura 13. Usos del suelo identificados en la cuenca del arroyo La Cascada.

En la Figura 14 (a y b) se muestra la relación porcentual que ocupa cada uso identificado con respecto a la superficie total de cada subcuenca. Se observa que en ambas existen importantes áreas naturales cubiertas por sierras con rocosidad aflorante, constituyendo así el principal modo de ocupación del suelo seguido por la vegetación nativa.

En cuanto a los usos del suelo con intervención antrópica, en ambas predominan la ocupación residencial y las actividades recreativas. En particular, la subcuenca del arroyo La Cascada (ALC) presenta un mayor grado de uso residencial con respecto a la otra. Esta situación podría representar una diferenciación en la calidad del agua tanto superficial como subterránea. A su vez también presenta una mayor ocupación del suelo destinado a establecimientos hoteleros y de cabañas.

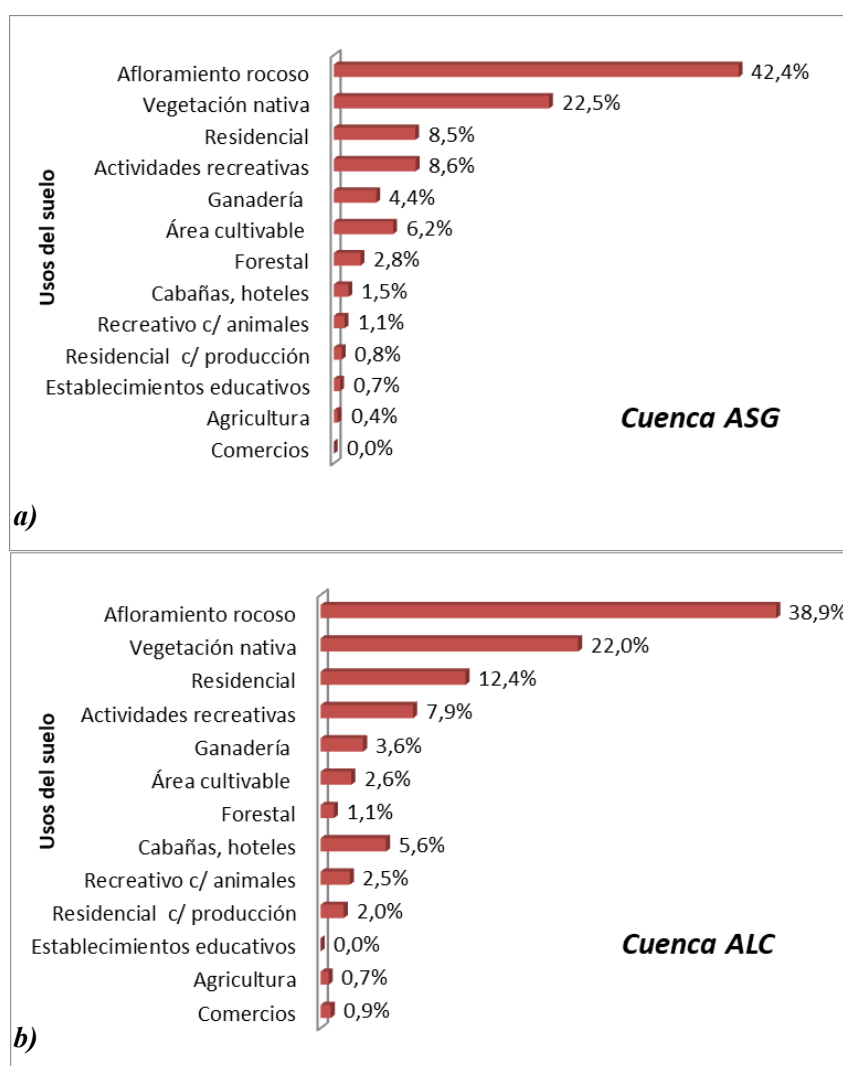


Figura 14. Ocupación relativa de los usos de suelo identificados en el área de estudio.
a) Cuenca del arroyo San Gabriel (ASG) y b) Cuenca del arroyo La Cascada (ALC).

Se observa que en ambas subcuencas el uso del suelo destinado a agricultura es bajo, sin embargo la del ASG presenta una mayor proporción de áreas cultivables, que si bien en el momento del mapeo no presentaba un cultivo específico, se evidencian en imágenes satelitales actividad agrícola en años anteriores.

A su vez en ambas subcuencas cobra importancia la presencia de animales por actividades ganaderas o recreativas con animales que podrían tener un impacto en las características del agua tanto en los arroyos como en el embalse y a nivel superficial como subterráneo.

Ulberich (2007), que analizó los cambios en el uso del suelo en el período 1973-2006 en una zona que incluye parte del área de estudio de la presente investigación, establece que se evidenció un crecimiento del área residencial el cual se dio sobre las zonas abiertas o sin uso definido, así como también se produjo un aumento en la concentración edilicia, pasando del uso “residencial abierto” al uso “residencial cerrado”. Asimismo, plantea que se reemplazaron los cultivos que se encontraban al sur del lago, por edificaciones de uso residencial y recreativo. Cabe agregar que la mencionada autora registra un crecimiento urbano de magnitud sobre las sierras que se encuentran al oeste del Lago del Fuerte, provocando pérdida de paisaje serrano y la carencia de un correcto ordenamiento territorial.

Por su parte Rodríguez (2014) analizó los cambios en el uso del suelo en la zona de “Don Bosco”, un barrio periurbano de la ciudad de Tandil que se localiza dentro de la subcuenca del ALC. El trabajo plantea que del 2003 al 2013 las variaciones en la zona se caracterizaron especialmente por: el incremento del uso residencial, el turístico- comercial, el ganadero y sin uso definido, mientras que el uso agrícola fue el que presentó mayor disminución.

Si bien los términos utilizados en ambos trabajos citados para definir los diferentes usos no son exactamente iguales a los de la presente investigación y a su vez la superficie es pequeña en relación al área de estudio actual, permite dar una idea general de los cambios que se fueron dando en los últimos años y que se ven reflejados en el presente trabajo.

Dentro del presente apartado cabe señalar que como se mencionó anteriormente, la Ordenanza N° 7.271 (1997) establece condiciones generales en lo referente a construcciones en su ámbito de influencia (Art 4°), sin embargo desde el año 2005 existe el Plan de Desarrollo Territorial (Ordenanza N° 9.865, 2005) que hasta la actualidad es el que rige la planificación y gestión urbana y rural del territorio del municipio de Tandil, el cual establece los principios y las estrategias de actuación territorial, los programas y proyectos de acción, regula el uso, ocupación, subdivisión y equipamiento del suelo y determina el sistema de gestión territorial.

A su vez, dentro del mismo se considera al Lago del Fuerte como Zona Especial de Interés Ambiental (Parte 2, Cap. VIII, Sección 3, Subsección 2) para el cual se establecen condiciones particulares las cuales se remiten a la Ordenanza N° 7.271 (1997).

Sin embargo es necesario agregar que las cabeceras de las cuencas de los arroyos serranos, incluyendo la cuenca de aporte al Lago del Fuerte, se localizan al interior del Paisaje Protegido de Interés Provincia (Ley N° 14.126, 2010), ya que se encuentra dentro del área del Partido de Tandil denominada “la poligonal”, conformada por la intersección de las actuales Rutas Nacional N° 226 y Provinciales N° 74 y N° 30. Dicha Ley tiene por objeto Art 2°: *“conservar y preservar la integridad del paisaje geográfico, geomorfológico, turístico y urbanístico del área especificada en el artículo 1°, la denominada poligonal”*, quedando prohibida la actividad minera de las canteras localizadas dentro de la misma, siendo a su vez la autoridad de aplicación el Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible (OPDS) de la provincia de Buenos Aires.

Como se mencionó en el Apartado 4.1 sobre la gestión del agua tanto en el lago como en la cuenca de aporte, se evidencia una situación similar a la de los usos del suelo en el que se observa la existencia de una relación contradictoria entre actores, escalas y competencias de acción, así como la concurrencia de marcos regulatorios en el área de estudio.

4.5 Caracterización morfométrica de la cuenca

El conocimiento de las particularidades morfométricas de una cuenca es uno de los pasos elementales para llevar adelante una gestión integrada así como para la interpretación del funcionamiento general del sistema.

Como se mencionó en la Metodología (Apartado 3.3) se hizo la caracterización morfométrica de la cuenca a través de parámetros de forma, relieve y drenaje (ver Tabla 1) así como relevamiento de campo.

Tabla 5. Parámetros morfométricos

Parámetro	Cuenca A° San Gabriel	Cuenca A° La Cascada	Cuenca A° Del Fuerte
Área (km ²)	9,11	10,83	19,94
Perímetro 3D (km)	14,90	16,69	23,85
Diferencia altura (m.s.n.m.)	199,00	288,32	288,96
Longitud axial (km)	4,59	3,91	5,08
Ancho (km)	1,98	2,77	3,93
Coficiente Gravelius (adimensional)	1,39	1,43	1,51
Factor de forma (adimensional)	0,43	0,71	0,77
Longitud del curso principal (km)	5,51	4,39	6,10
Longitud línea recta cauce (km)	4,85	3,66	5,44
Longitud total de drenaje (km)	10,72	13,47	24,78
Coficiente de sinuosidad (adimensional)	1,11	1,14	1,12
Densidad de drenaje (km.km ⁻²)	1,18	1,24	1,24
Coficiente de rugosidad (adimensional)	169,08	231,78	232,50
Dif Altura arroyo (m)	101,94	159,84	101,94
Pendiente (m/m)	0,054	0,027	0,05
Pendiente %	5,41%	2,75%	5,41%
Tiempo de concentración (min)	45,53	49,59	45,53

En la Tabla 5 se presentan los resultados obtenidos para la cuenca del A° Del Fuerte, el cual toma dicho nombre a la salida de las compuertas del embalse y de las dos subcuencas que lo conforman. Como puede observarse, si bien ambas subcuencas poseen ciertas diferencias en los parámetros analizados, en conjunto la cuenca del Lago del Fuerte (A° Del Fuerte) según el Índice de Gravelius (Kc) presenta una forma oblonga y de acuerdo al Factor de Horton (IF) tiende hacia una forma más redondeada lo que llevaría a una situación intermedia de peligrosidad ante eventos de crecida, hecho que motivó originalmente la construcción de la presa.

Las cotas dentro de la cuenca oscilaron entre los 197 y 486 m.s.n.m y alrededor del 57% de la superficie se encuentra por encima de los 262 m de altura. En la Figura 15 (a y b) se presentan el mapa de pendiente y el Modelo de Elevación Digital (MED) generado de la cuenca.

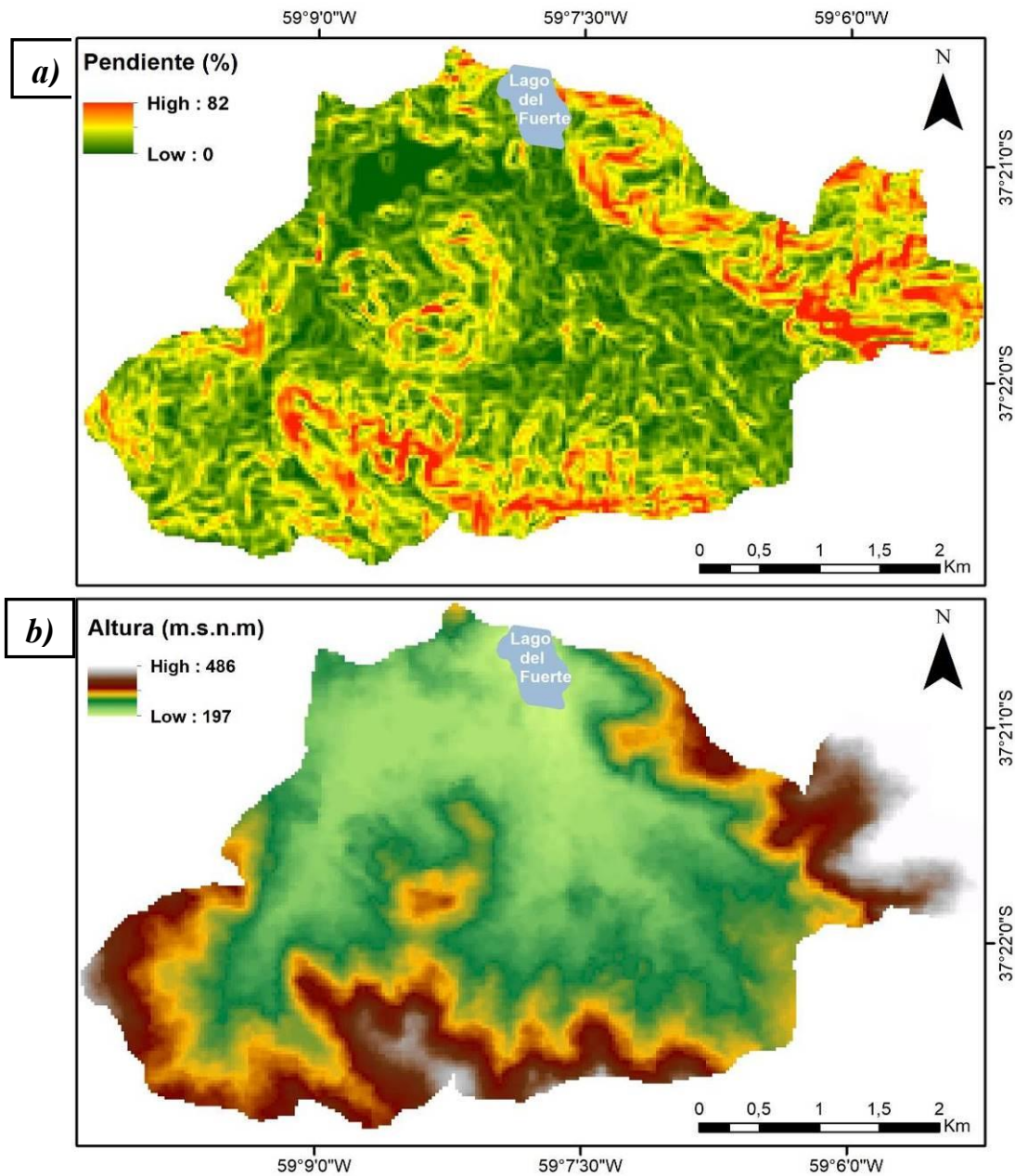


Figura 15. a) Mapa de pendiente (%) y b) Modelo de Elevación Digital (MED) (m.s.n.m) del área de estudio.

La curva hipsométrica (Figura 16) determinó que la cuenca presenta un estadio avanzado en su evolución hidrográfica. Siguiendo el método de jerarquización del drenaje de Strahler (1964) se alcanza un orden máximo de 4. Se evidenció a partir del trabajo de campo una modificación en las redes de drenaje a partir de acciones antrópicas como el uso residencial y la canalización de los cursos de agua, que estarían influenciando los valores del número de orden y densidad de drenaje. Dichas modificaciones pueden observarse en el trazado de los cursos efímeros que portan al ALC (Figura 4 y 5) los cuales presentan una rectitud que se vincula a la apertura y sentido de las calles impidiendo la dirección de flujo original.

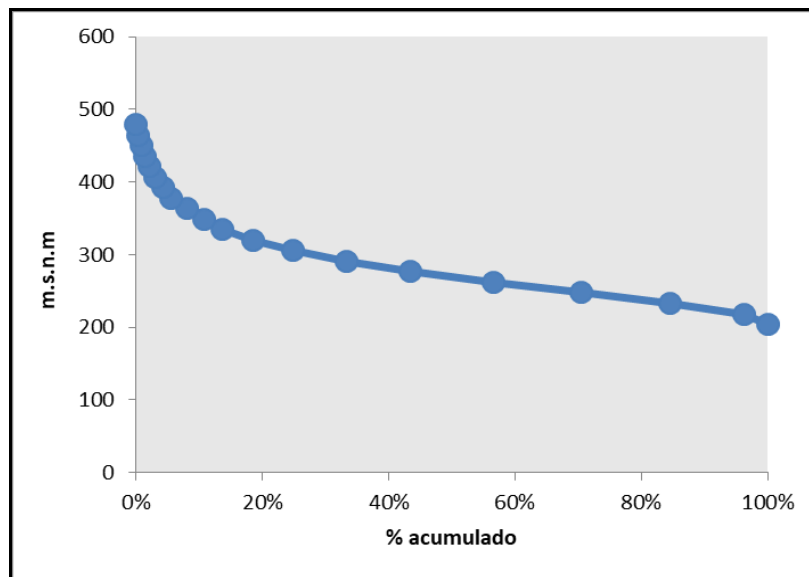


Figura 16. Curva hipsométrica de la cuenca del Lago del Fuerte.

4.6 Evaluación de la hidrodinámica

Como se detallara en la Metodología para conocer el funcionamiento hidrológico del sistema se tuvieron en cuenta el comportamiento de las precipitaciones a partir del análisis del balance hídrico modular y seriado así como también las particularidades relacionadas con la hidrodinámica superficial y subterránea.

4.6.1 Balance hídrico modular y seriado

A fin de analizar las precipitaciones acaecidas durante el período de estudio con los valores medios regionales y cotejar los períodos de excesos y déficits se efectuaron los balances hídricos modular y seriado.

Capacidad de almacenaje de agua en el suelo

Como se describió previamente en el Apartado 3.4.1 de la Metodología, a partir de la información de INTA (1989) sobre los suelos de la región se obtuvo el mapa de suelos con las asociaciones presentes en el área de estudio (Figura 17). De acuerdo a las especificaciones para el tipo de suelo predominante, espesor del mismo y cobertura, se le asignó una capacidad de almacenaje siguiendo las sugerencias establecidas por Thornthwaite y Mather (1957). Luego se realizó una ponderación de la capacidad de almacenaje en función de la superficie ocupada para obtener un valor promedio que rondó los 100 mm (Tabla 6). El valor obtenido es acorde a las características del área, debido a una mayor presencia de afloramientos rocosos y menor desarrollo de la capa del suelo propio de la zona de cabecera de la cuenca del A° Langueyú, comparado con trabajos antecedentes que aplican un almacenaje de 150 mm para la zona de piedemonte y llanura (Ruiz de Galarreta et al., 2007; Barranquero et al., 2011; Rodríguez, 2014; Barranquero, 2015).

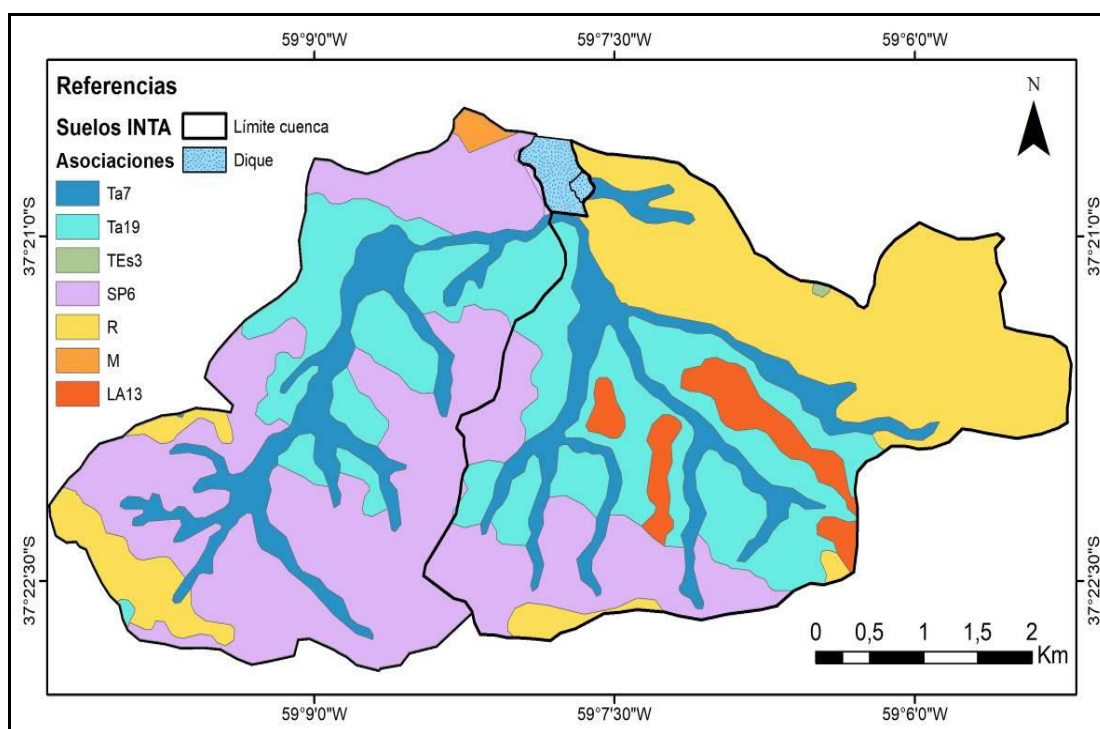


Figura 17. Asociaciones de suelo en el área de estudio en base a INTA (1989).

Tabla 6. Superficie de las asociaciones de suelo en el área de estudio y capacidad de almacenaje.

Serie principal	Almacenaje (mm)	Superficie (ha)	Superficie (%)	Almacenaje ponderado (mm)
<i>Misceláneas [M]</i>	0	8,07	0,4	0
<i>Roca [R]</i>	25	466,77	23,4	6
<i>Tres Esquinas [TES3]</i>	50	1,09	0,1	0
<i>La Alianza [LA13]</i>	50	71,48	3,6	2
<i>Sierra de los Padres [SP6]</i>	50	674,50	33,9	17
<i>Tandil [Ta19]</i>	250	467,38	23,5	59
<i>Tandil [Ta7]</i>	250	302,12	15,2	38
Total		1991	100,0	122

Balance hídrico modular

Del balance hídrico modular realizado para el período comprendido entre 1900-2016 (Tabla 7), a partir de una capacidad de almacenaje previamente determinada de 100 mm, se obtiene que la precipitación media anual es de 849 mm, la evapotranspiración potencial de 729 mm y la real de 703 mm. El período más lluvioso se concentra entre octubre y marzo, y el menos lluvioso entre junio y agosto. De todas formas, a partir del análisis del balance hídrico, puede verse que los excesos (146 mm) se dan en gran parte del año, exceptuando el período estival, donde se registra un déficit poco significativo (26 mm).

Tabla 7. Balance hídrico modular para el período 1900-2016.

	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sept.	Oct.	Nov.	Dic.	Total
P	89	81	98	71	67	48	43	48	60	83	84	77	849
EP	123	97	83	51	32	17	18	23	36	59	80	110	729
P-EP	-34	-16	15	20	35	31	25	25	24	24	4	-33	
Pérdida potencial	-67	-83										-33	
Almacenaje	50	43	58	78	100	100	100	100	100	100	100	71	
Diferencia almacenaje	-21	-7	15	20	22	0	0	0	0	0	0	-29	
Déficit	13	9										4	26
Excesos	---	---	---	---	13	31	25	25	24	24	4	---	146
ER	110	88	83	51	32	17	18	23	36	59	80	106	703

Referencias: P = precipitación; EP = evapotranspiración potencial; ER = evapotranspiración real.

Balance hídrico seriado

A efectos de situar temporalmente los datos de esta investigación se inició el balance seriado en el año previo al período de estudio (2014) y se continuó hasta fines de 2016. Se detectó que el mismo fue muy húmedo con una precipitación anual de 1382 mm, superando a la modular en 500 mm. Los excesos se registraron en casi todo el año, con un valor de 634 mm y con un déficit solo en diciembre de 5 mm. Durante el período de estudio analizado, en 2015 (Tabla 8), la precipitación anual fue de 955 mm, superando la media en 106 mm. Los excesos se dieron desde abril hasta agosto y en octubre y noviembre, acumulando un valor de 346 mm, pero a su vez se registraron importantes déficit en febrero, marzo, septiembre y diciembre (90 mm) que superaron el valor promedio.

Tabla 8. Balance hídrico seriado y comparación con el balance modular

Año 2014														
	<i>Ene</i>	<i>Feb</i>	<i>Mar</i>	<i>Abr</i>	<i>May</i>	<i>Jun</i>	<i>Jul</i>	<i>Ago</i>	<i>Sep</i>	<i>Oct</i>	<i>Nov</i>	<i>Dic</i>	<i>Total</i>	<i>Total modular</i>
P	191	150	91	146	92	48	89	119	106	74	199	77	1382	849
EP	128	85	73	45	32	17	18	31	42	68	82	114	735	729
P-EP	64	65	18	101	60	31	71	88	64	6	117	-37		
Pérdida potencial												-37		
Almacenaje	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	68		
Diferencia Almacenaje	51	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-32		
Déficit												5	5	26
Excesos	13	65	18	101	60	31	71	88	64	6	117	---	634	146
ER	128	85	73	45	32	17	18	31	42	68	82	109	730	703
Año 2015														
	<i>Ene</i>	<i>Feb</i>	<i>Mar</i>	<i>Abr</i>	<i>May</i>	<i>Jun</i>	<i>Jul</i>	<i>Ago</i>	<i>Sep</i>	<i>Oct</i>	<i>Nov</i>	<i>Dic</i>	<i>Total</i>	<i>Total modular</i>
P	131	47	14	195	53	37	61	154	11	80	145	27	955	849
EP	109	95	89	59	37	22	18	31	30	41	79	118	726	729
P-EP	22	-48	-75	136	16	15	43	123	-19	39	66	-91		
Pérdida potencial	-10	-58	-133						-19			-91		
Almacenaje	90	55	26	100	100	100	100	100	82	100	100	39		
Diferencia Almacenaje	22	-35	-29	74	0	0	0	0	-18	18	0	-61		
Déficit		13	46						1			30	90	26
Excesos	---	---	---	62	16	15	43	123	---	21	66	---	346	146
ER	109	82	43	59	37	22	18	31	29	41	79	88	638	703
Año 2016														
	<i>Ene</i>	<i>Feb</i>	<i>Mar</i>	<i>Abr</i>	<i>May</i>	<i>Jun</i>	<i>Jul</i>	<i>Ago</i>	<i>Sep</i>	<i>Oct</i>	<i>Nov</i>	<i>Dic</i>	<i>Total</i>	<i>Total modular</i>
P	170	222	60	98	36	60	45	0	36	74	31	58	890	849
EP	124	100	73	48	24	14	18	28	36	58	86	126	735	729
P-EP	46	122	-13	50	12	46	27	-28	0	16	-55	-68		
Pérdida potencial			-13					-28		-19	-74	-122		
Almacenaje	85	100	88	100	100	100	100	75	75	91	47	29		
Diferencia Almacenaje	46	15	-12	12	0	0		-25			-44	-18		
Déficit			1					3			11	49	64	26
Excesos		107		38	12	46	27						230	146
ER	124	100	72	48	24	14	18	25	36	58	75	77	671	703

La Figura 18 compara las precipitaciones medias mensuales del período 1900-2016 con las precipitaciones mensuales para el lapso de la investigación. En la misma puede observarse la ocurrencia de lluvias durante todo el período de estudio destacándose algunos meses en los que las precipitaciones superaron ampliamente los valores medios mensuales como fue el caso de enero, abril, agosto y noviembre de 2015 y enero –febrero de 2016, destacándose a su vez tres situaciones opuestas en las que las precipitaciones fueron muy escasas en relación a las medias mensuales como fue los casos de marzo, septiembre y diciembre de 2015.

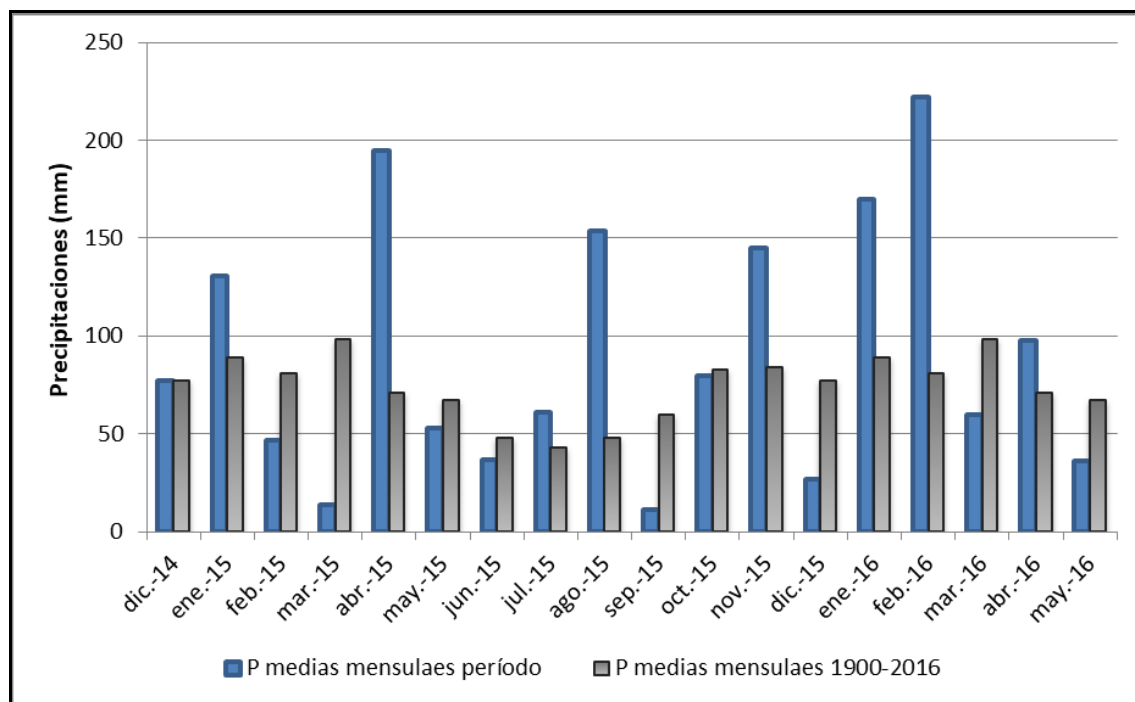


Figura 18. Precipitaciones mensuales históricas y del período de estudio.

En síntesis como puede observarse en la Tabla 7 y a partir de la comparación de los meses observados en la Figura 18, las precipitaciones para el período de estudio reflejan un incremento en relación a los valores medios que se ven reflejados en los excesos y déficits los cuales repercutirán en las variables fisicoquímicas analizadas.

4.6.2 Hidrodinámica superficial

De acuerdo a la descripción realizada en el área de estudio (Apartado 2.2) el Lago del Fuerte, embalse destinado a regular las inundaciones en la ciudad de Tandil, se localiza en el cierre de la cuenca del arroyo Del Fuerte y recibe el aporte de dos arroyos tributarios el San Gabriel y La Cascada. Los mismos tienen sus nacientes en las sierras del Tandil y se caracterizan por presentar elevadas pendientes con un régimen torrencial.

Como puede verse en la Figura 19, el embalse recibe un aporte por escurrimiento directo, que representa aproximadamente un 4% del área total, por lo que no tendría mayor peso estadístico y a los fines prácticos de la investigación no se consideró para los cálculos del balance hidrológico.

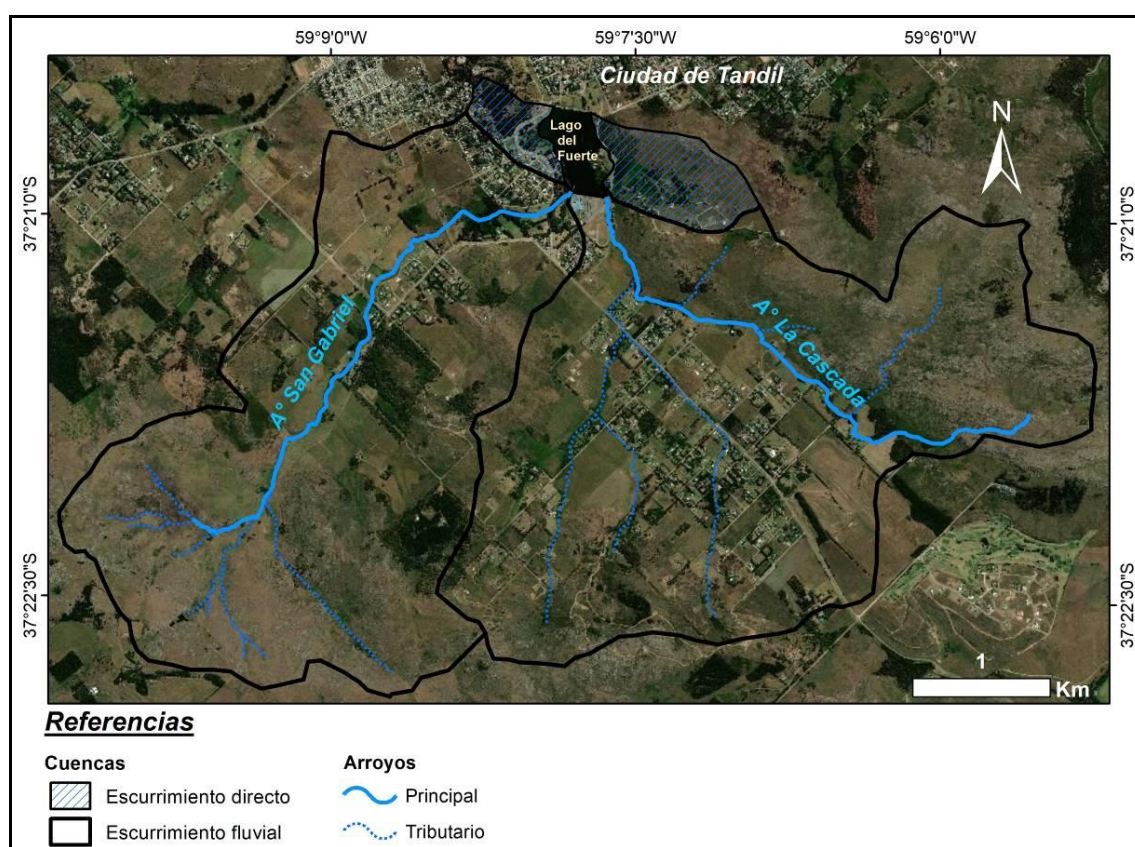


Figura 19. Zona de escurrimiento directo al embalse en comparación al escurrimiento fluvial.

En la siguiente tabla (Tabla 9) se presentan los datos de aforo de los arroyos que aportan al embalse, a la salida del mismo y las variaciones de nivel en el cuerpo de agua durante las fechas de muestreo de las aguas superficiales así como en otros momentos, a fin de llevar un registro más detallado y conocer mejor el funcionamiento de la hidrodinámica tanto de los arroyos como del embalse.

Tabla 9. Registros de aforos en el arroyo San Gabriel (ASG), a la salida del embalse y cota del pelo de agua del embalse.

Fecha	Cota del pelo de agua (m.s.n.m)	Caudal salida (m ³ /s)	Caudal ASG (m ³ /s)
18-12-14	-	-	0,023
01-01-15	194,02	0,012	0,006
15-01-15	-	0,014	0,008
04-02-15	194,03	0,016	0,008
22-02-15	194,04	0,016	0,008
24-03-15	194,02	0,010	0,004
03-06-15	194,08	0,045	0,026
28-06-15	194,11	0,128	0,055
23-07-15	194,07	0,038	0,031
27-07-15	194,07	0,023	0,031
31-07-15	194,15	0,561	0,133
01-08-15	194,13	0,351	0,133
03-08-15	194,11	0,153	0,121
06-09-15	194,08	0,050	0,025
17-09-15	194,07	0,040	-
20-12-15	194,02	0,010	0,003
03-01-16	194,01	0,002	0,002
14-01-16	194,00	0,0007	0,001
08-02-16	194,09	0,060	0,010
21-02-16	194,09	0,062	0,012
08-05-16	194,06	0,025	0,005

A partir de la comparación de los aforos entre el ASG y la salida del embalse, pudo observarse que en general el ASG aporta aproximadamente la mitad del caudal de salida, por lo que se estima que el resto estaría conformado por el caudal proveniente del otro arroyo, del aporte subterráneo y por la precipitación directa, así como una pequeña parte del escurrimiento superficial directo.

Comparando las alturas de nivel del embalse con el caudal de salida en ciertas mediciones hay diferencias, lo que estaría asociado como se pudo corroborar en campo a la influencia de la acción del viento, el cual aumenta o disminuye el caudal de salida de acuerdo a la dirección del mismo.

Los picos de caudal máximo, tanto en el ASG así como en la salida del embalse y las mayores alturas del pelo de agua (Ver Tabla 9), se corresponden con momentos de abundantes precipitaciones en días previos a la fecha de medición sumado a momentos de exceso hídrico como sucede generalmente en invierno, así como las particularidades de la cuenca de rápida

concentración de las aguas. Por el contrario, los momentos de mínimo caudal y menor nivel del lago se corresponden con la época estival sumada a varios días de sequía con marcado déficit hídrico.

Como se mencionó en la metodología, se presentaron dificultades para realizar aforos en el ALC pero se pudo estimar su aporte mediante la aplicación del coeficiente de escurrimiento.

4.6.3 Hidrodinámica subterránea

Como se mencionó en el apartado (3.4.3) de la Metodología, existen antecedentes sobre la dinámica del agua subterránea a nivel general del partido de Tandil, así como estudios más específicos dentro del área de estudio de la presente investigación.

A fin de verificar la información existente, se seleccionaron sitios distribuidos de modo convergente en el sector del embalse, los cuales se presentaron anteriormente en la Figura 7 y se realizaron mediciones del nivel estático en dos momentos: antes de iniciar el período de estudio y a mitad del mismo (Tabla 10).

A partir de la determinación de las profundidades del nivel freático se pudo observar que el mismo en la zona de estudio es somero, con valores que oscilan entre 1,7 y 7,3 metros.

Tabla 10. Medición de niveles estáticos. 18/09/2014 y 13/05/2015.

Sitio	Coordenadas		Cota (m.s.n.m)	Septiembre de 2014		Mayo de 2015	
	Y	X		Profundidad nivel freático (m)	Nivel estático (m.s.n.m)	Profundidad nivel freático (m)	Nivel estático (m.s.n.m)
1	5865575,89	5577521,66	210,18	Sin dato	Sin dato	3,28	206,9
2	5865792,05	5577819,77	213,27	5,7	207,57	7,3	205,97
3	5865589,73	5577692,36	210,35	1,73	208,62	2,8	207,55
4	5866185	5577256	201,75	2,3	199,45	3,8	197,95

En cuanto a los niveles estáticos calculados, se verificó que los mayores valores se encuentran hacia el sur de la cuenca de aporte, coincidiendo con la zona de cabecera y mayor altitud topográfica, y disminuyen hacia las cercanías del lago. Esto indica que el flujo subterráneo tiene sentido Sur-Norte, aportándole agua a los arroyos y fluyendo hacia el lago.

A su vez a través de las nivelaciones y mediciones planialtimétricas puede observarse en los perfiles realizados, las diferencias del terreno y del nivel freático desde el pozo hasta el pelo de agua del ALC en el sitio 4 y sitio 2 (Figura 20, izquierda y derecha respectivamente).

Se evidencia en dichos perfiles la relación entre las aguas superficiales y subterráneas indicando el aporte del acuífero hacia el arroyo.

Las mediciones indicadas previamente corroboran la hidrodinámica subterránea local y coinciden con la hidrodinámica regional de la cuenca del arroyo Languyú cuyo sentido es hacia el NE de acuerdo a Ruiz de Galarreta et al. (2007) (Ver Figura 3 en Área de estudio).

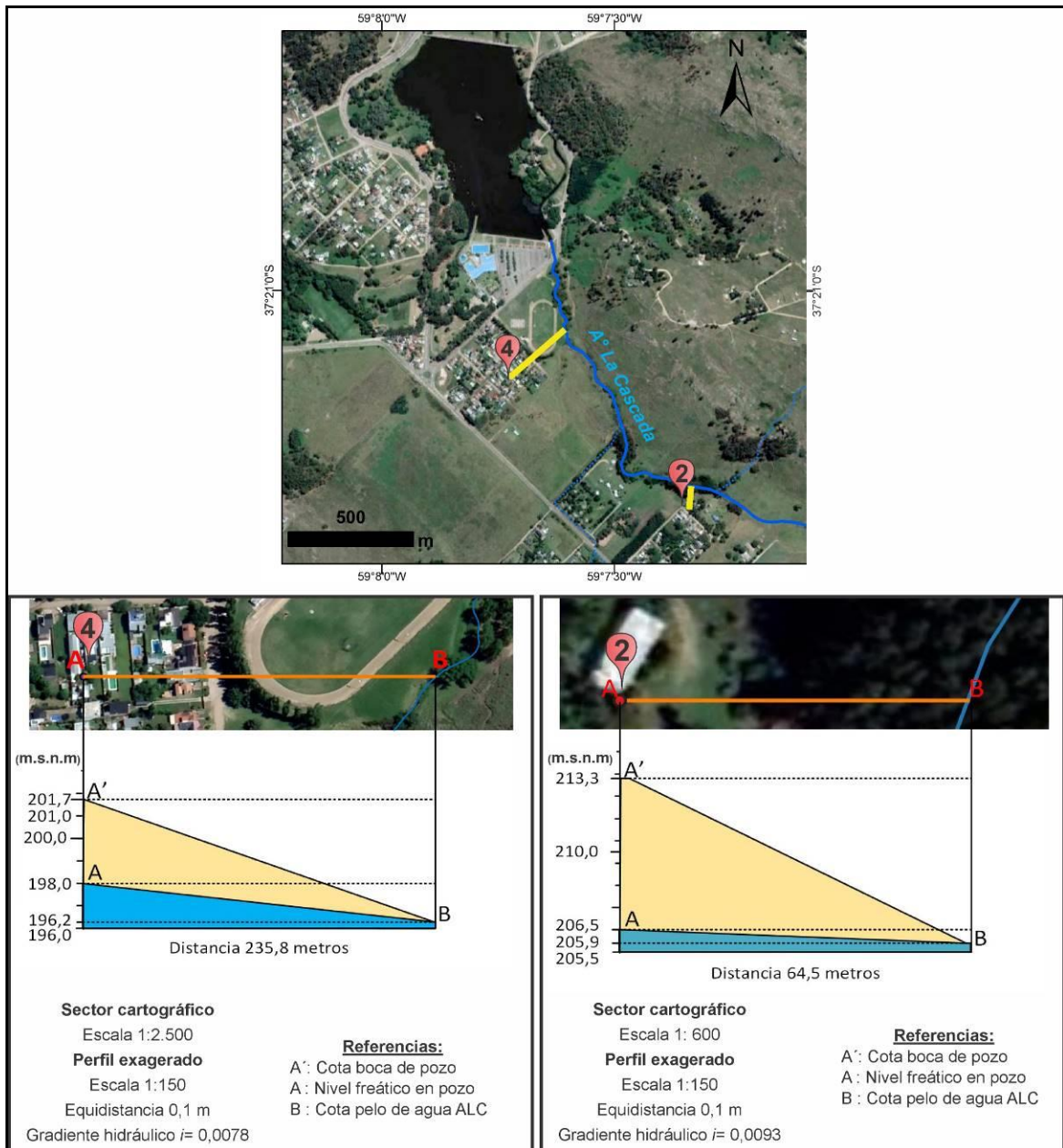


Figura 20. Mediciones planialtimétricas y relación entre las aguas superficiales y subterráneas. Izquierda pozo 4 y derecha pozo 2.

4.6.4 Balance Hidrológico

En el presente apartado se presentan los resultados obtenidos a partir del Balance Hidrológico del Lago del Fuerte de acuerdo a los cálculos mencionados en la Metodología.

El balance hidrológico implica el conocimiento de la cantidad de agua que circula y se almacena a través de las entradas y salidas del embalse así como sus variaciones de almacenamiento en un tiempo determinado que resume e integra la hidrodinámica superficial y subterránea.

La Figura 21 muestra la Batimetría aportada por la Dirección de Hidráulica de la Provincia de Buenos Aires que fue digitalizada y georreferenciada a partir de la cual se obtuvo el volumen y la profundidad media del embalse.

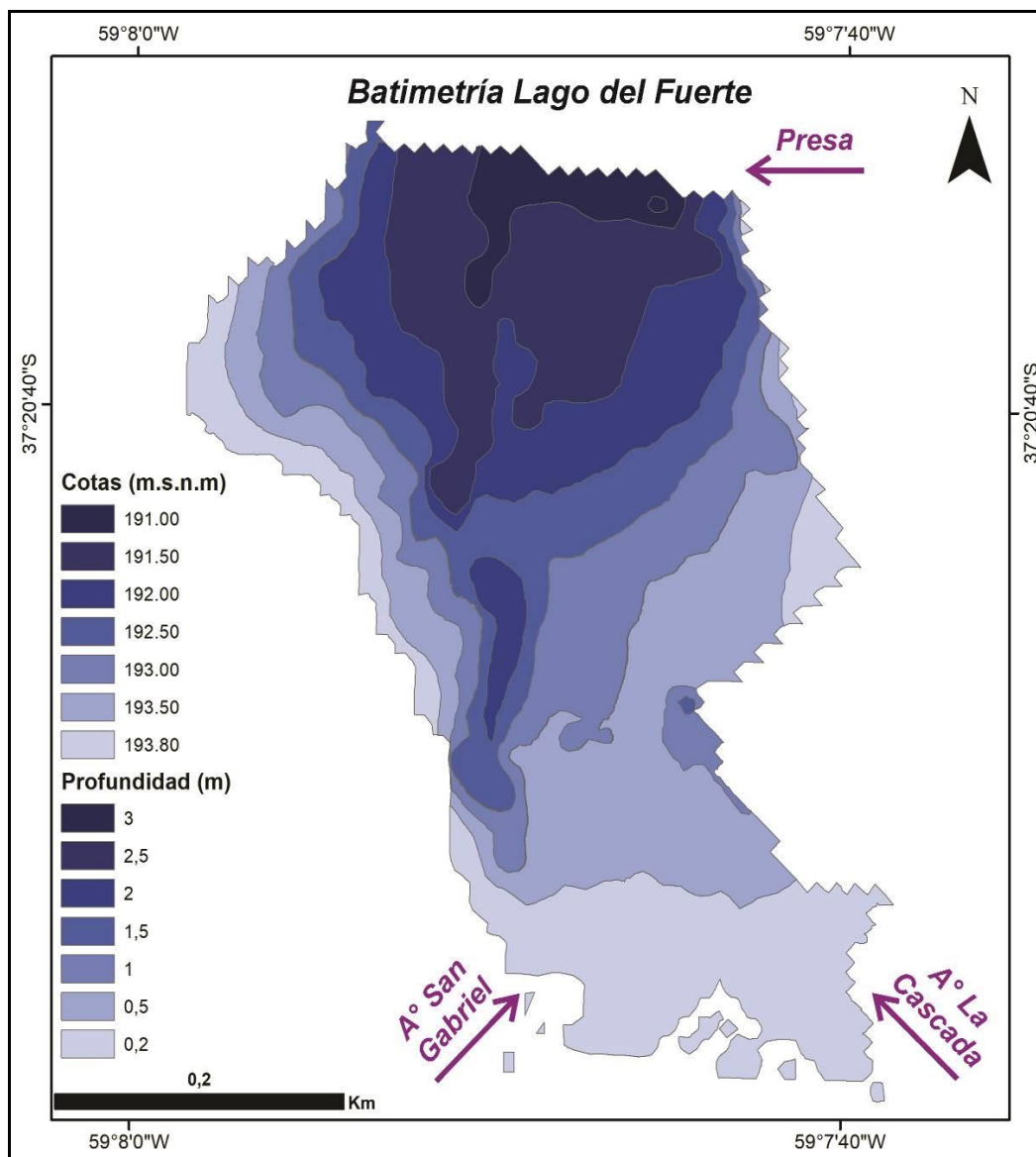


Figura 21. Batimetría digitalizada del Lago del Fuerte. Fuente: Dirección Provincial de Saneamiento y Obras Hidráulicas, Provincia de Bs. As, Departamento de obras Marítimas (2001).

A continuación se presentan los resultados del balance hidrológico:

$$\text{Ingresos} = [\text{Precipitación directa} + \text{Q superficial (ASG+ALC)} + \text{Q subterráneo}]$$

PP directa= 188.860 m³/año

Caudal ASG= 679.151 m³/año

Caudal ALC= 807.377 m³/año

Ingreso total = 1.675.387 m³/año

$$\text{Egresos} = [\text{Evaporación} + \text{Caudal salida}]$$

EV= 172.330 m³/año

Q Salida= 1.766.016 m³/año

Egreso total= 1.906.996 m³/año

Variación del almacenaje superficial: Descenso de 1 cm del nivel del lago para el período (-1900 m³/año)

INGRESOS - EGRESOS = - 1900 m³/año

1.675.387 m³/año - 1.938.346 m³/año = - 1900 m³/año

Q subt -262.959 m³/año = - 1900 m³/año

Q subt = - 1900 m³/año + 262.959 m³/año

Q subt = 261.059 m³/año

[Precipitación directa	+ Q superficial (ASG+ALC)	+ Q subterráneo]	- [Evaporación	+ Q salida]	= ±Δ Almacenaje
188.860 m ³ /año	1.486.528 m ³ /año	261.059 m ³ /año	172.330 m ³ /año	1.766.016 m ³ /año	- 1.900 m ³ /año

El balance hidrológico evidenció que el caudal superficial constituye el 77% de los ingresos, mientras que la precipitación directa sobre el lago ronda el 10%. Por las compuertas egresa el 91% del volumen de agua, mientras que por evaporación se pierde un 9%. El ingreso restante (13%) representa el aporte subterráneo al embalse.

Haciendo un análisis estacional dentro del balance hidrológico anual, se puede indicar que (según el balance hídrico seriado presentado en la Tabla 8) al inicio del período de estudio comprendido en el verano desde diciembre de 2014 a marzo de 2015 inclusive, se produjo un importante déficit de agua en la zona de estudio (64 mm), mientras que la situación cambia a partir de abril de 2015 donde las precipitaciones de ese mes fueron muy elevadas (194 mm) y comienza una serie de meses con excesos hasta noviembre del mismo año (con excepción de septiembre que fue un mes que prácticamente no tuvo variaciones). Nuevamente en diciembre de 2015 el balance hídrico presentó déficit. Sin embargo, el verano siguiente fue diferente. En lugar de producirse déficit en época estival como lo demuestra el balance modular (Tabla 7), en enero de 2016 no hubo déficit ni excesos, mientras que en febrero se produjo un importante exceso de 107 mm producto de una precipitación excepcional de 222 mm en ese mes. Marzo también fue un mes con una situación distinta a la media, ya que la precipitación fue solamente 60 mm produciéndose entonces un déficit bajo y posteriormente continuó el exceso en abril hasta el fin del período de estudio en mayo.

Puede decirse que el período de estudio fue más húmedo que un año promedio, con precipitaciones que superaron la media anual. Sin embargo, a pesar de los excesos registrados los mismos no se vieron reflejados en el volumen del embalse el cual se mantuvo medianamente constante con incrementos transitorios debido al tipo de descarga que presenta, el cual actúa por rebalse, pero sí impactaría en una mayor tasa de renovación del mismo.

4.7 Composición química mayoritaria de las aguas superficiales y subterráneas

Las muestras de agua subterránea así como las superficiales provenientes de los arroyos que aportan agua al embalse presentaron una composición bicarbonatada cálcico-magnésica. Los resultados obtenidos de los iones mayoritarios y las características fisicoquímicas se observan en la Tabla 11. Las Figuras 22 y 23 presentan los diagramas hidroquímicos de Piper y Schoeller de las mismas. En ellas no se ha incluido el sitio N° 2 debido a que presentó concentraciones muy elevadas de los diferentes parámetros analizados, producto de una contaminación puntual que ya ha sido detectada en trabajos antecedentes (Rodríguez, 2014) y afecta la lectura de los gráficos.

Tabla 11. Iones mayoritarios y parámetros fisicoquímicos de las aguas superficiales y subterráneas.

Muestras (18.sep-14)	PH	Conductividad	Carbonatos	Bicarbonatos	Cloruros	Nitratos	Sulfatos	Calcio	Magnesio	Potasio	Sodio	Error (%)
Subt 1	6,7	760	ND	512,4	28,0	29,4	17,3	55,8	36,0	8,9	31,2	-13,0
Subt 2	7,3	2500	ND	353,8	273,9	884,6	69,4	309,1	91,4	12,9	64,2	27,2
Subt 3	6,7	1050	ND	305,0	44,0	266,0	64,8	70,3	45,8	23,7	50,0	14,1
Subt 4	7	760	ND	563,8	56,0	27,3	13,5	38,9	26,8	6,1	34,2	-31,4
Sup - ALC	7,3	150	ND	134,0	18,0	7,9	7,0	11,4	4,6	2,9	4,9	-39,4
Sup - ASG	7,5	390	ND	256,0	26,0	7,5	5,7	23,4	16,4	3,6	14,2	-21,9

Parámetros en mg/L excepto la conductividad en $\mu\text{S}/\text{cm}$ y el pH adimensional. ND: no detectado

Las aguas subterráneas poseen una composición química que se corresponde con aguas jóvenes, principalmente por el bajo contenido salino y predominio del ión bicarbonato. Estos valores son acordes a estudios regionales, específicamente a la caracterización hidroquímica realizada en la cuenca del arroyo Langueyú por Barranquero et al. (2012), donde se indicó la composición bicarbonatada con mayor predominancia del calcio en la zona serrana y pedemontana y la tendencia al incremento del ión sodio hacia la zona distal de la cuenca.

Se observa que el agua superficial presenta similitud a las aguas subterráneas, lo cual se debe a que ambos cursos de agua son de carácter efluente, por lo cual reciben aportes de agua del acuífero freático.

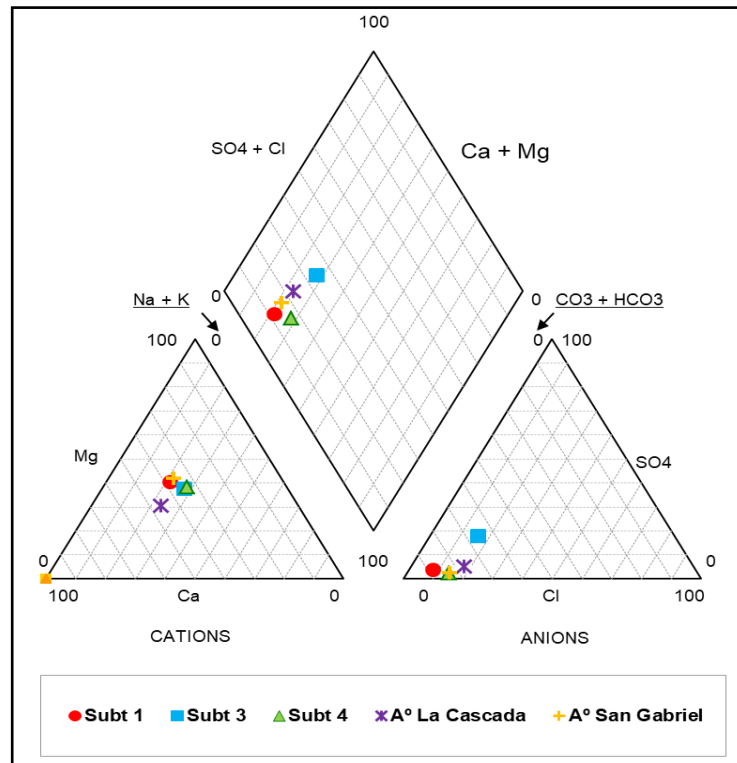


Figura 22. Diagrama de Piper de las aguas superficiales afluentes al lago (ALC y ASG) y subterráneas (Subt. 1, 3 y 4).

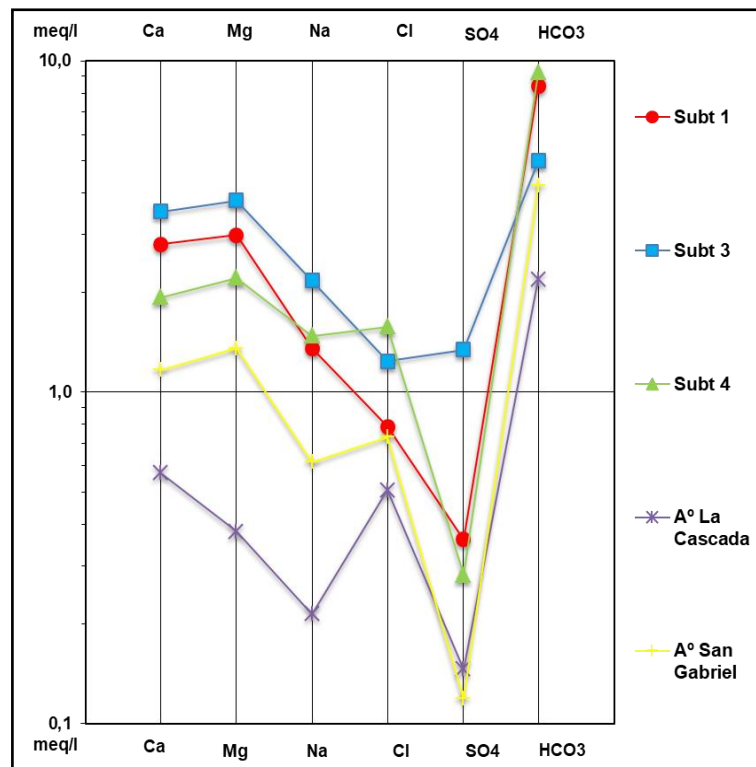


Figura 23. Diagrama de Schoeller-Berkaloff de las aguas superficiales afluentes al lago (ASG y ALC) y subterráneas (Subt. 1, 3 y 4).

4.8 Caracterización fisicoquímica de las aguas superficiales

Como se describió en la Metodología se realizó una caracterización fisicoquímica de las aguas superficiales siguiendo el gradiente longitudinal desde las nacientes de los arroyos tributarios hasta la salida de las compuertas del lago (Entrada – Embalse – Salida) así como en un perfil vertical del embalse.

A continuación se exhiben los resultados obtenidos estacionalmente para conocer el funcionamiento general del mismo y luego se profundiza el análisis en los muestreos de verano que se efectuaron con mayor frecuencia.

4.8.1 Dinámica espacial y temporal

Con respecto a los parámetros fisicoquímicos estudiados para realizar la caracterización de las aguas superficiales, la **conductividad eléctrica (CE)**, que es una medida indirecta de la salinidad del agua, en los dos arroyos varió entre 180 y 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ con valores más elevados que el lago y a la salida del embalse excepto en invierno. Los tenores en el lago y la salida fueron similares durante todo el período de estudio y variaron entre 200 y 380 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 24). Ambos arroyos tributarios presentaron diferencias significativas con el embalse ($p < 0,01$).

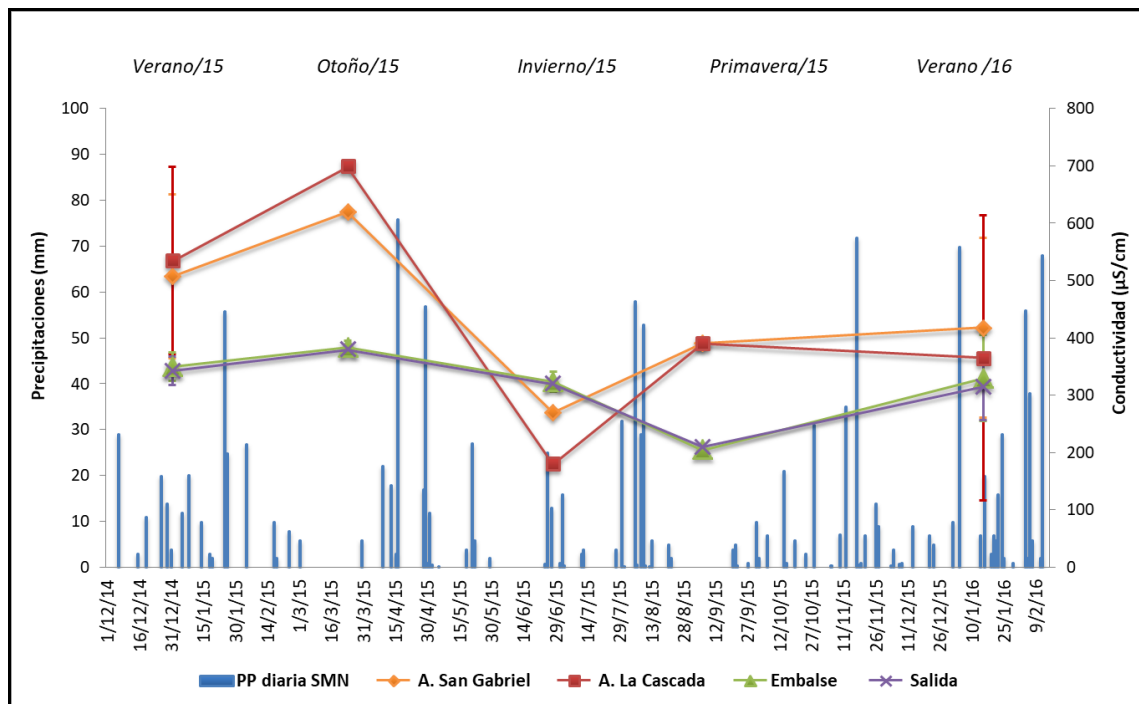


Figura 24. Valores estacionales de conductividad por sitio de muestreo vs precipitaciones diarias.

En los veranos valores promedio y desvío estándar. En el embalse promedio del perfil y desvío estándar.

En todos los sitios los mayores registros de conductividad se dieron en otoño. Esto se condice con un período de escasas precipitaciones y un marcado déficit hídrico (ver Tabla 8) lo que estaría asociado a un aumento de la salinidad en el embalse por una disminución en la tasa de renovación de sus aguas, así como por el aporte de los arroyos con un bajo caudal, conformado principalmente por el caudal básico subterráneo. Dicho caudal básico posee un contenido salino dado por los iones mayoritarios registrados en las aguas subterráneas del área de estudio (Barranquero et al., 2012).

En los arroyos el menor registro de conductividad se produjo en la campaña de invierno. Si bien esta época se caracteriza por presentar un exceso de almacenaje en el suelo, se corroboró la influencia de las precipitaciones en la dilución del contenido salino, debido a que en dos días previos al momento del muestreo se registró una precipitación acumulada de 38 mm.

En el lago los valores de conductividad descienden levemente en el invierno, pero los menores registros se retrasan hacia la primavera, debido al exceso hídrico acumulado durante el período, así como por las elevadas precipitaciones del mes de agosto que superaron ampliamente las medias del mes, generándose de esta manera un aumento en la tasa de renovación de las aguas del lago favoreciendo la dilución del contenido salino. Hacia el verano siguiente, la conductividad en el embalse retomó valores similares del año anterior, mientras que en los arroyos estos presentaron registros un poco más bajos que estarían asociados a eventos de precipitaciones en días previos a la toma de muestra como sucedió en el invierno.

Los valores de conductividad así como su comportamiento ante condiciones hidrometeorológicas se condicen con trabajos realizados en el área de estudio tanto en los arroyos como en el lago. Cifuentes (2012) plantea una disminución en la CE de las aguas del lago ante precipitaciones abundantes y exceso hídrico que llevarían a una dilución del contenido salino, mientras que Bogetti (2015) arriba a la conclusión de que los bajos caudales del ASG presentan mayores valores de conductividad.

Las concentraciones de **sólidos suspendidos totales (SST)**, en el embalse y a la salida, rondaron entre 8 y 25 mg/L presentando valores y comportamientos similares a lo largo de las estaciones (Figura 25). En los arroyos los valores fueron de no detectables a 19 mg/L con similares comportamientos en los mismos en las diferentes fechas de estudio excepto en el verano del 2015 en el cual el ALC presentó registros más elevados, mientras que en invierno se dio en el ASG. Ambos arroyos mostraron diferencias significativas con el embalse ($p < 0,01$).

Cuando se tiene en cuenta la contribución de las fracciones inorgánica y orgánica al total de los sólidos en suspensión (Figura 26), puede observarse un predominio general de los sólidos orgánicos en la composición.

Tenido presente el análisis de las precipitaciones que se realizó precedentemente (Tabla 7, 8 y Figura 18), se evidencia que en el embalse y a la salida las mayores concentraciones de SST se dieron en otoño, coincidente con momentos de ausencia de lluvias y déficit hídrico mientras que el menor registro se produce en la época de invierno cuando se dieron precipitaciones cercanas a la fecha de muestreo. A su vez, como puede observarse en la composición de los sólidos en suspensión (Figura 26), en ambos momentos los sólidos orgánicos constituyen prácticamente la totalidad de los mismos.

Por otro lado en los arroyos se da una situación contraria. En los momentos de déficit hídrico y bajo caudal las concentraciones de sólidos suspendidos son menores, siendo no detectables en otoño, mientras que en invierno ante las abundantes precipitaciones los registros fueron mayores, especialmente en el ASG que presentó la mayor concentración de SST, con un importante aporte de la fracción inorgánica que estaría vinculada al material de escorrentía.

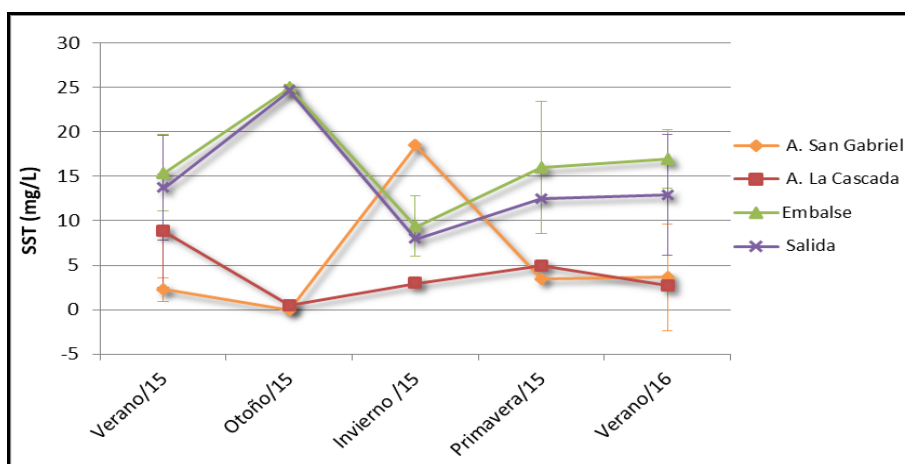


Figura 25. Valores estacionales de sólidos suspendidos totales (SST) por sitio de muestreo. En los veranos valores promedio y desvío estándar. En el embalse promedio del perfil y desvío estándar.

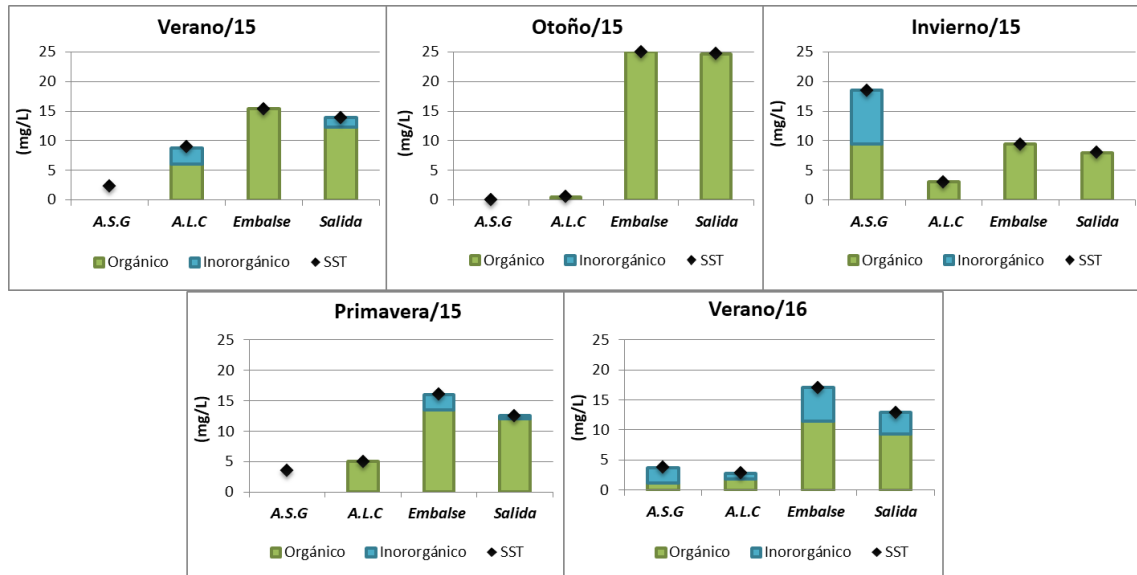


Figura 26. Concentración de sólidos suspendidos totales (SST) y su fracción orgánica e inorgánica por sitio de muestreo para cada estación del año.

En lo que respecta al **pH** (Figura 27), los registros fueron levemente mayores en el embalse y salida (entre 8,2 y 8,5) que en los arroyos (entre 7,3 y 8,3), principalmente en verano y otoño. Los valores de pH presentaron diferencias significativas ($p < 0,01$) entre los tributarios y el embalse. La diferencia de pH entre los sitios podría estar asociada a procesos de fotosíntesis en el embalse, en épocas donde las condiciones ambientales son favorables para el desarrollo algal que al consumir CO_2 reduce la acidez y aumenta el pH durante el proceso de fotosíntesis.

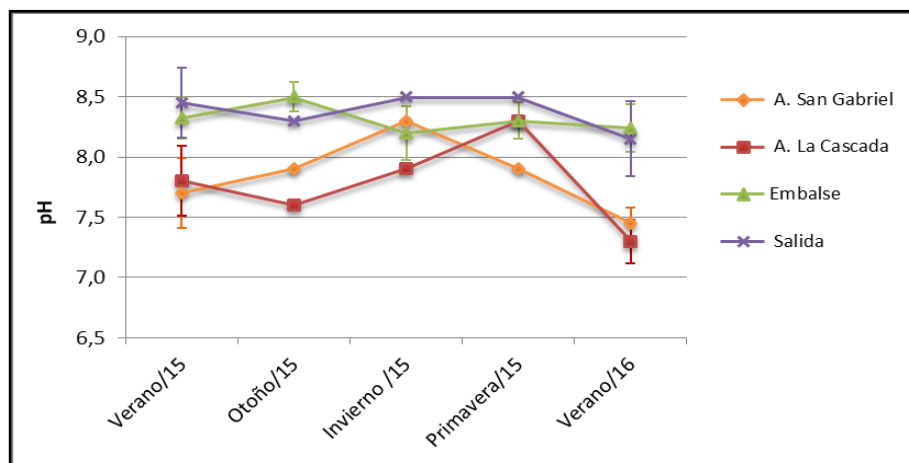


Figura 27. Valores estacionales de pH por sitio de muestreo. En los veranos valores promedio y desvío estándar. En el embalse promedio del perfil y desvío estándar.

Las **temperaturas**, correspondientes a las diferentes estaciones del año, en el lago y la salida variaron entre 24 y 11°C, mientras que en los arroyos fué entre los 21 y 13 °C (Figura 28). A su vez pudo evidenciarse que tanto el lago como la salida, registraron temperaturas prácticamente similares durante todo el período de estudio. La temperatura no presentó diferencias significativas entre el embalse y el arroyo La Cascada ($p \geq 0,05$), pero sí hubo diferencias con el arroyo San Gabriel ($p < 0,05$).

En verano y otoño se generó un incremento de la temperatura en promedio de 4°C a la salida de las compuertas con respecto al agua que ingresa por los arroyos, mientras que en invierno se observó un descenso de 3°C. Esto indicaría que a pesar de las dimensiones del embalse, el mismo genera un efecto térmico, produciéndose una diferencia entre el agua que ingresa y la que sale del mismo.

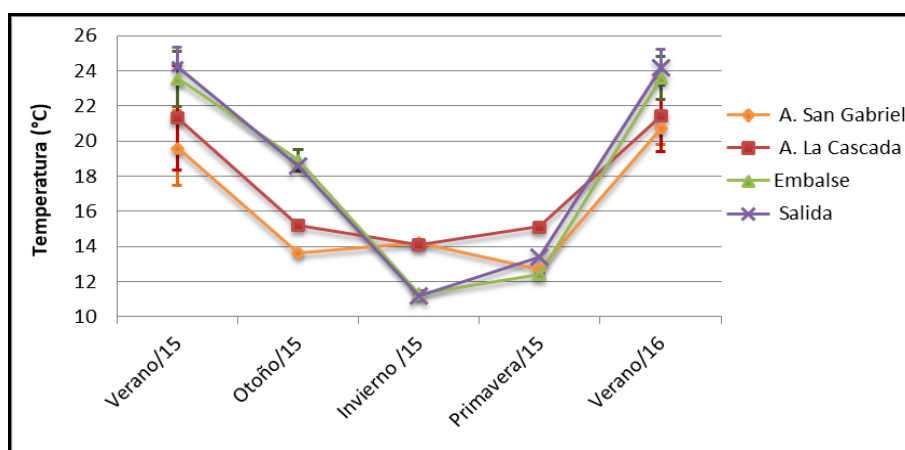


Figura 28. Temperatura estacional por sitio de muestreo. En los veranos valores promedio y desvío estándar. En el embalse promedio del perfil y desvío estándar.

Como plantean diferentes trabajos (Ward y Standford 1983, 1995; Buendia et.al., 2015) la regulación de los ecosistemas lóticos a partir de la instalación de una presa genera alteraciones en el ambiente, produciéndose modificaciones en diferentes variables a lo largo del perfil longitudinal del cauce fluvial, como en este caso la temperatura. Los factores que influyen en las temperaturas debajo de las presas incluyen el tamaño del embalse, el tiempo de residencia y la profundidad de liberación (Ward y Stanford, 1979; Wotton, 1995).

De acuerdo a Olden y Neiman (2010) muchas represas grandes en todo el mundo causan modificaciones posteriores en los regímenes térmicos fluviales al alterar los regímenes de flujo y liberar agua fría de las zonas más profundas, es decir, de la capa hipolimnética. Sin

embargo muchas presas de menor tamaño liberan agua de la capa más superficial o zona epilimnética produciéndose un aumento de la temperatura aguas abajo en la época estival.

El comportamiento de las temperaturas en el Lago del Fuerte es similar a otros estudios realizados en presas de pequeñas dimensiones y sobre todo que presentan una descarga del agua superficial. Lessard y Hayes (2003) examinaron 10 represas pequeñas en los arroyos de Michigan (EE. UU.), y encontraron que los cambios en la temperatura media del verano aguas abajo variaron desde un enfriamiento de 1° C hasta un aumento de más de 5° C.

En relación a las concentraciones de **oxígeno disuelto (OD)**, estas variaron no sólo entre los puntos de muestreo sino también entre las diferentes fechas dentro de una misma estación del año y de un verano a otro (Figura 29). En el verano del 2015 los valores de saturación fueron casi similares entre los distintos sitios de muestreo, mientras que en el del 2016 existe una diferenciación entre ellos.

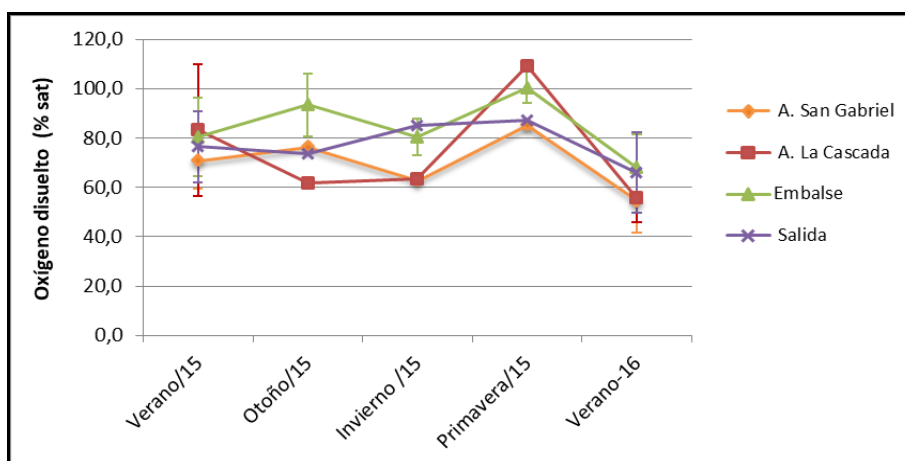


Figura 29. Valores de saturación de oxígeno estacional por sitio de muestreo. En los veranos valores promedio y desvío estándar. En el embalse promedio del perfil y desvío estándar.

En el primer verano analizado la concentración de oxígeno rondó el 80% de saturación con una media de 6,7 mg/L, mientras que en el siguiente se registró un descenso con una saturación del 60% y una concentración media de 5,4 mg/L. Esta disminución de los valores de oxígeno disuelto entre los dos veranos analizados podría estar asociada a las diferencias de las condiciones hídricas precedentes al momento de muestreo. Mientras al verano del 2015 precedió un año con excesos ampliamente superiores a la media, el verano de 2016 presentó mayor déficit, particularmente el mes de diciembre anterior al momento de muestreo, especialmente los efectuados en el mes de enero (Tabla 8). En invierno, tanto

el agua del lago como la salida presentaron tenores similares rondando el 80% con una concentración de 8 mg/L, mientras que en los arroyos rondó el 60% con valores de 6 mg/L. Por otro lado en primavera se dieron las concentraciones más altas en todos los sitios, registrándose una saturación media de 95% y concentraciones que rondaron entre 8,3 y 10 mg/L. Esto podría estar asociado al efecto de las precipitaciones acumuladas hasta ese período del año y al exceso hídrico que conjuntamente implicaron una mayor entrada de agua al sistema generándose una renovación de la misma.

La concentración de oxígeno no presentó diferencias significativas entre el embalse y el arroyo La Cascada ($p > 0,05$), pero sí se registraron con el arroyo San Gabriel ($p < 0,05$).

4.8.2 Dinámica de los parámetros fisicoquímicos en los veranos

Al igual que se describió en el análisis estacional, en los diferentes muestreos de verano la CE en el embalse y a la salida presentó valores muy similares (Figura 30) y en los arroyos las concentraciones estuvieron asociadas a las condiciones hidrometeorológicas previas a la toma de muestras. Sin embargo, teniendo presente el mencionado análisis (Figura 24), puede evidenciarse que si bien el ALC en general presenta mayores registros de conductividad estos se dan en momentos de ausencia de precipitaciones, cuando el mismo estaría conformado principalmente por el caudal básico, mientras que ante eventos de precipitación cercanos sería el ASG el que registra tenores mas elevados.

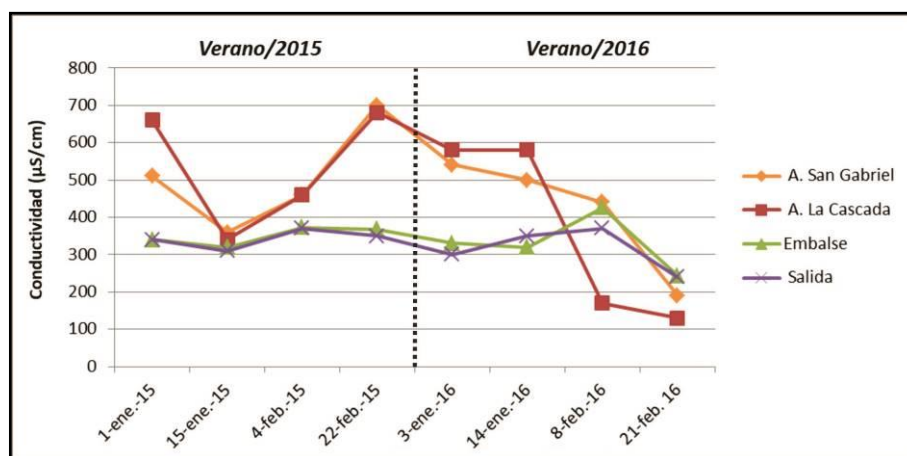


Figura 30. Valores de conductividad eléctrica por sitio en los muestreos de verano.

En los muestreos de verano el embalse y la salida presentaron mayores registros de SST que los tributarios, similar a lo observado en el análisis estacional, así como también se observa un comportamiento semejante en la dinámica de las concentraciones a través de las diferentes fechas analizadas (Figura 31).

El pH (Figura 32) presentó un comportamiento similar al registrado en el análisis estacional con tenores levemente mas altos en el embalse y la salida en comparación a los arroyos.

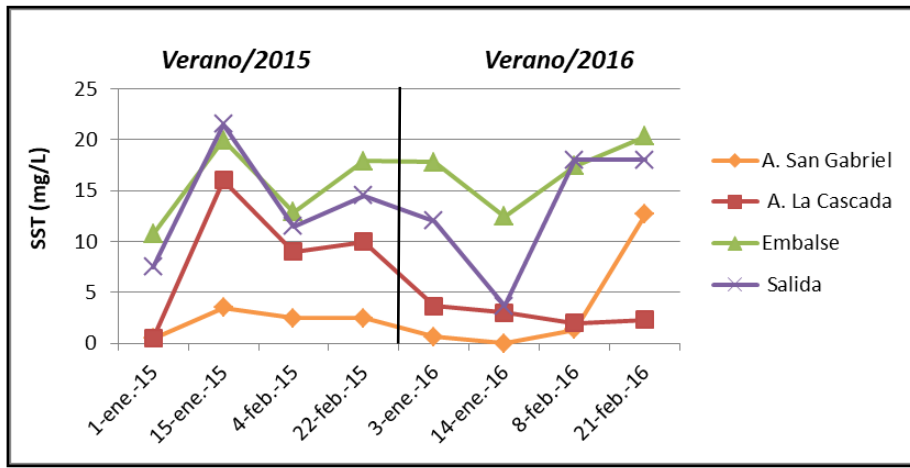


Figura 31. Valores de SST por sitio en los muestreos de verano.

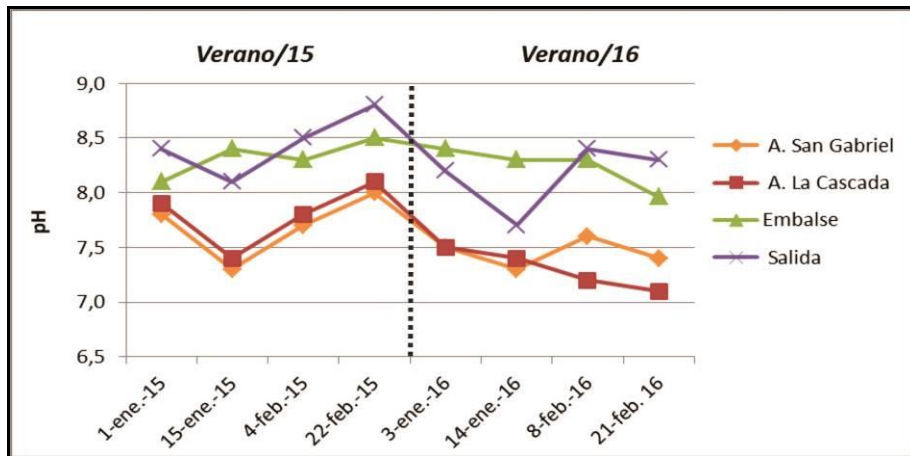


Figura 32. Valores de pH por sitio en los muestreos de verano.

Los valores de temperatura en el embalse y a la salida presentaron similitudes siendo levemente mayor en la salida. Los arroyos tuvieron siempre menores valores en relación al embalse y salida lo que evidencia nuevamente el calentamiento del agua al ser embalsada. Como puede observarse (Figura 33), el ALC registró en algunas fechas tenores muy cercanos a la temperatura del agua del lago que coinciden con momentos de ausencia de precipitaciones y bajo caudal, diferenciándose notablemente en situaciones contrarias. Como se describió en la Metodología (Apartado 3.4.2) se encontraron dificultades para realizar aforos en el mencionado arroyo debido al bajo caudal que presenta, salvo ante precipitaciones muy abundantes y no muy alejado del momento de ocurrencia debido a sus particularidades morfológicas de rápida concentración.

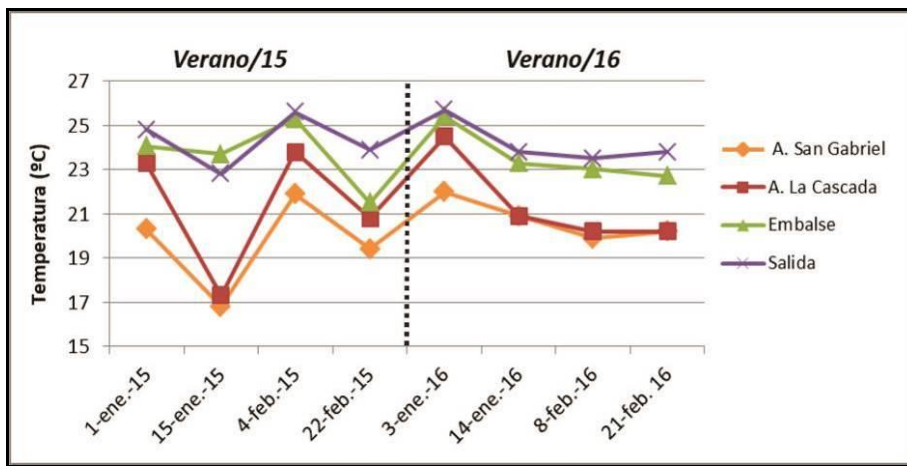


Figura 33. Valores de la temperatura del agua por sitio en los muestreos de verano.

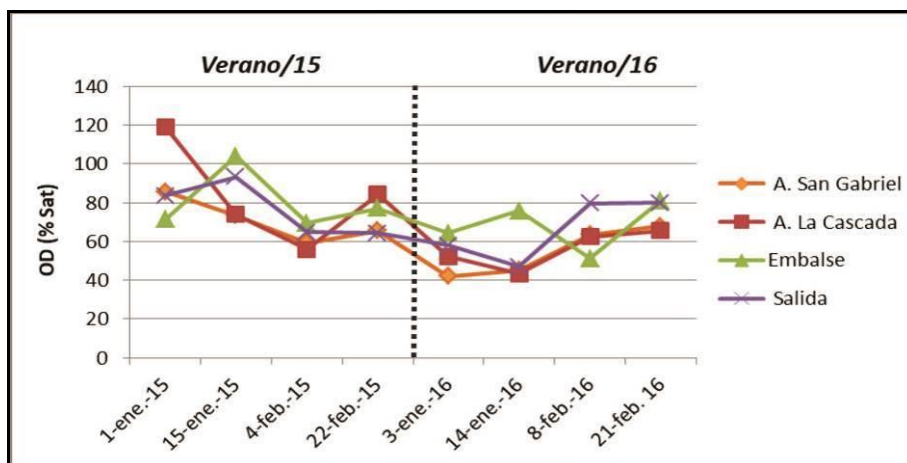


Figura 34. Valores de saturación de oxígeno disuelto por sitio en los muestreos de verano.

En los muestreos de verano los porcentajes de saturación de oxígeno (Figura 34) presentaron diferencias entre fechas de muestreo y no se registró un patrón de comportamiento. Se evidenciaron menores valores de saturación en el verano del 2016, principalmente en enero. En los arroyos las concentraciones rondaron los 4 mg/L, mientras que en el embalse y salida rondó los 5 mg/l con máximos de 6,5 mg/l en el embalse. Dichos valores podrían estar asociados a condiciones de déficit hídrico como se dio en diciembre de 2015.

4.8.3 Dinámica de la temperatura y el oxígeno en el embalse

En los embalses al igual que en los lagos suelen desarrollarse procesos de estratificación y mezcla en determinados períodos del año, sin embargo esta alternancia puede verse perturbada debido a los movimientos horizontales del agua y a su tasa de renovación (Margalef, 1983). A su vez depende del clima en el que se encuentre y de las características morfológicas del mismo. En los cuerpos de agua someros no se da una estratificación verdadera o suele faltar aunque puede darse una disminución de la temperatura con la profundidad si no se registran vientos (Arocena y Conde, 1999).

A partir de los registros de **temperatura en el perfil** del lago (Figura 35), puede apreciarse que la misma es muy homogénea en las distintas profundidades no observándose evidencias de estratificación, siendo muy leves las diferencias desde la superficie hasta los 2 m de profundidad, tendiendo generalmente hacia la disminución.

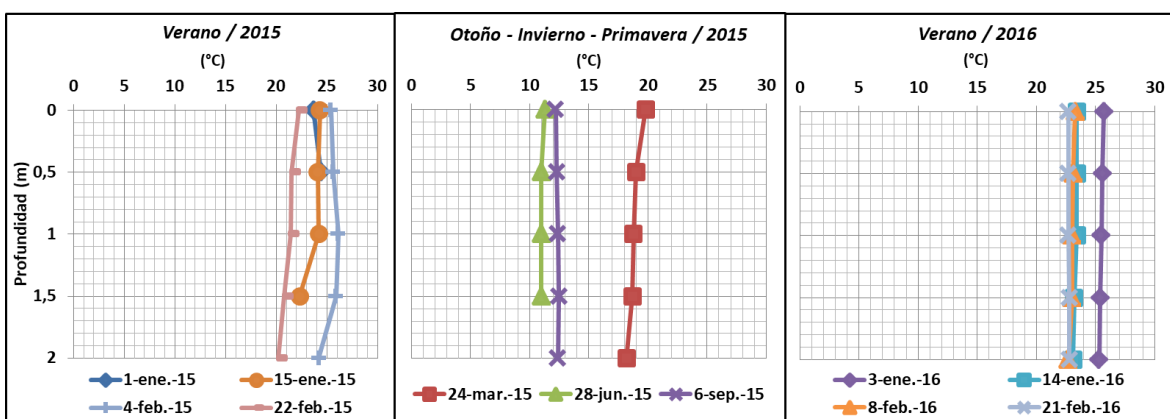


Figura 35. Perfiles de temperatura en el embalse en las diferentes fechas de muestreos por estación.

En lo que respecta al **OD** (Figura 36) en el Verano del 2015 en los diferentes muestreos se evidenciaron hasta el 1,50 m de profundidad niveles de OD cercanos a la saturación o sobresaturación (15/01/2015) produciéndose luego en algunos de ellos una disminución notable en las concentraciones a los 2 m llegando incluso a condiciones de anoxia durante el día (04/02/2015).

En las estaciones de otoño, invierno y primavera se dieron niveles de OD entre 7 y 10 mg/L en toda la columna de agua con mayor porcentaje de saturación en superficie, disminuyendo levemente hasta los 2 m de profundidad, excepto en invierno que presentó una situación inversa dándose las mayores concentraciones entre 0,50 y 1m.

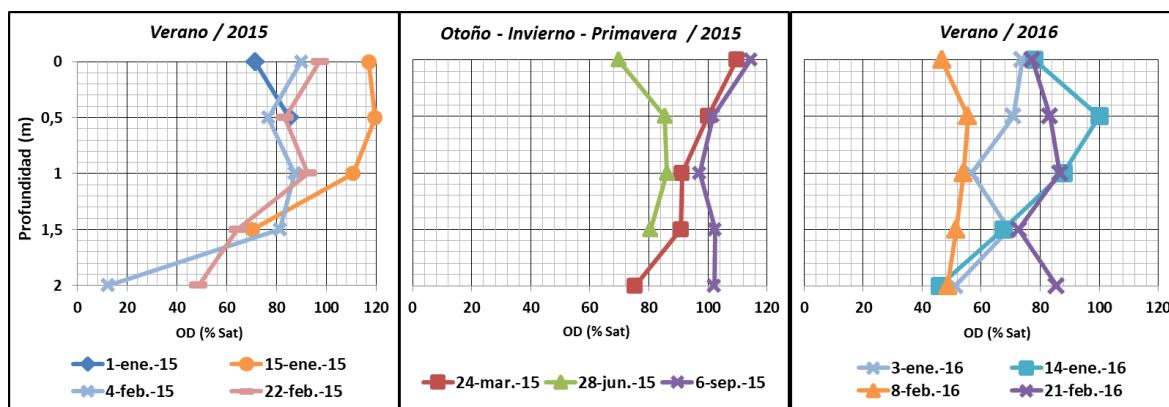


Figura 36. Perfiles de saturación de oxígeno disuelto en el embalse en las diferentes fechas de muestreos por estación.

En el verano del 2016 comparado con el 2015 se registraron en general concentraciones más bajas de OD y mayores variaciones a las diferentes profundidades.

Si bien a partir del análisis de los perfiles no se registraron condiciones de anoxia, en 3 de los 4 muestreos realizados a los 2 m de profundidad la concentración de OD rondó valores críticos de 4,5 mg/L durante el día que podrían disminuir considerablemente durante la noche en ausencia de fotosíntesis así como en sitios donde el embalse presenta mayores profundidades. A su vez en el muestreo del 08-02-2016 toda la columna de agua presentó valores que rondaron los 4 mg/L.

En antecedentes del lago (IHLLA, 1995) se determinó en verano (febrero de 1995) condiciones de saturación o sobresaturación en el primer metro de la columna de agua, pero luego el OD disminuyó rápidamente hasta niveles anóxicos por debajo de los 2,5 m de profundidad. Para el 2005 (IHLLA, 2005a) se registraron altas concentraciones entre 8 y 16 mg/L en superficie, pero no se efectuaron mediciones en profundidad.

4.9 Contenido de nutrientes en aguas superficiales

Como se mencionó en apartados anteriores, en los cuerpos de agua lénticos debido al mayor tiempo de residencia se favorece la captación y retención de nutrientes aportados por la cuenca que ingresan especialmente a través de los cursos de agua.

El aumento de las concentraciones de fósforo y nitrógeno provenientes de las actividades antrópicas conduce a procesos de eutrofización.

A continuación se presentan los resultados manteniendo la estructura que se utilizó con los parámetros fisicoquímicos siguiendo el gradiente longitudinal desde las nacientes de los arroyos tributarios hasta la salida de las compuertas del lago (Entrada – Embalse – Salida) realizando una caracterización estacional y luego profundizando en los veranos así como en el perfil vertical del embalse.

4.9.1 Dinámica espacial y temporal

Fósforo

De acuerdo al análisis estacional, a partir de la Figura 37 (a y b) puede observarse que el comportamiento de la concentración de **Fósforo Total (PT)** y **Fósforo Reactivo Soluble (PRS)** a lo largo del período de estudio presentó similitudes entre los arroyos, diferenciándose de los sitios embalse y salida, que también presentaron similitudes entre ellos.

En los arroyos el PT varió entre 30 y 320 $\mu\text{gP/L}$, siendo el arroyo San Gabriel (ASG) el que presentó mayores valores, registrándose diferencias significativas entre ambos tanto para el PT como el PRS ($p < 0,01$).

Estas diferencias entre los mismos podrían estar asociadas a los usos del suelo que se identificaron en cada subcuenca. Si bien al momento de realizar el recorrido a campo sólo había una pequeña superficie de las mismas destinadas a agricultura, el uso identificado como *cultivable* presenta un área mayor para el ASG que para el ALC (Figura 14).

Por otro lado, otra de las variables que podría estar influenciando el mayor aporte de fósforo en el ASG es su pendiente, ya que presenta casi el doble que el otro (Tabla 5), generando mayor escorrentía y arrastre de materiales ante eventos de precipitación.

En el embalse y a la salida los valores de PT rondaron entre 40 y 140 $\mu\text{gP/L}$, y en esta última las concentraciones siempre fueron iguales o menores que en el cuerpo de agua, lo que evidencia una retención por efecto de la presa.

Se dieron diferencias significativas entre el ASG y el embalse para ambas fracciones de P (**PT** $p < 0,05$; **PRS** $p < 0,01$), mientras que el ALC sólo presentó diferencias con el embalse en relación al PRS ($p < 0,01$) pero no con respecto al PT ($p > 0,05$).

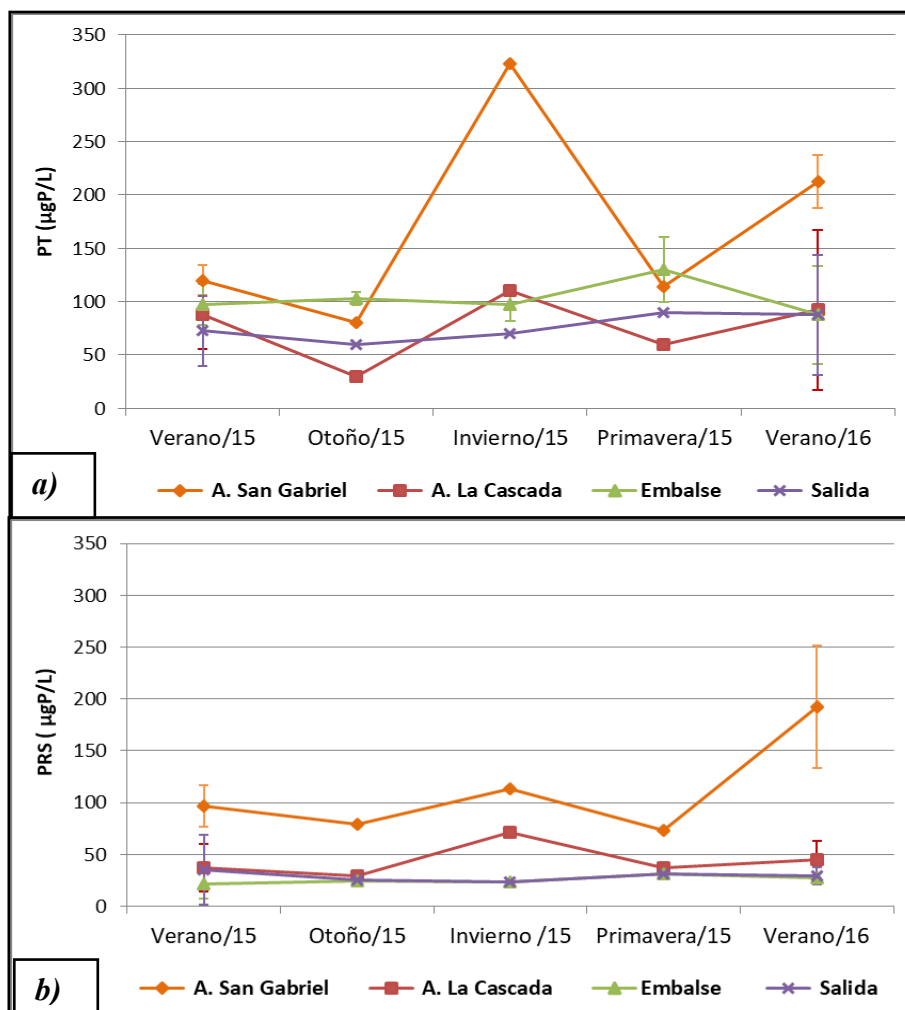


Figura 37. Concentraciones de fósforo en el agua estacionalmente por sitio de muestreo. En los veranos, valores promedio y desvío estándar. En el embalse, promedio del perfil y desvío estándar: a) fósforo total (PT) y b) fósforo reactivo soluble (PRS).

La mayor concentración de PT en los arroyos se dio en el muestreo de invierno coincidente con la ocurrencia de precipitaciones en los días previos a la toma de muestra, mientras que las menores se dieron en otoño y primavera momentos de escasas precipitaciones cercanas a las fechas de muestreo. Esto demuestra al igual que en trabajos realizados en cursos de agua de la región que el incremento de este nutriente se encontraría vinculado a condiciones hidrometeorológicas (Gabellone et al., 2010; Torti y Andriulo, 2014). Sin embargo, las concentraciones registradas en la presente investigación son bajas (30 a 320 µgP/L), en comparación con las que se encuentran en los trabajos citados.

Gabellone et al. (2010) plantean las menores concentraciones (200 a 400 $\mu\text{gP/L}$), en los afluentes de la cuenca inferior del Río Salado provenientes de zonas de sierras, mientras que Torti y Andriulo (2014) registraron los valores más bajos (400 a 600 $\mu\text{gP/L}$) en los sitios más cercanos a la naciente del arroyo Pergamino, aunque los mismos siguen siendo superiores a los que se obtuvieron en los afluentes del Lago del Fuerte. Esta diferencia podría estar asociada a que el área de estudio en el que se realizaron los trabajos mencionados presentan una actividad agrícola intensiva e incluso hasta descargas industriales.

En el embalse y salida la concentración fue bastante estable durante las diferentes estaciones produciéndose un leve ascenso en primavera.

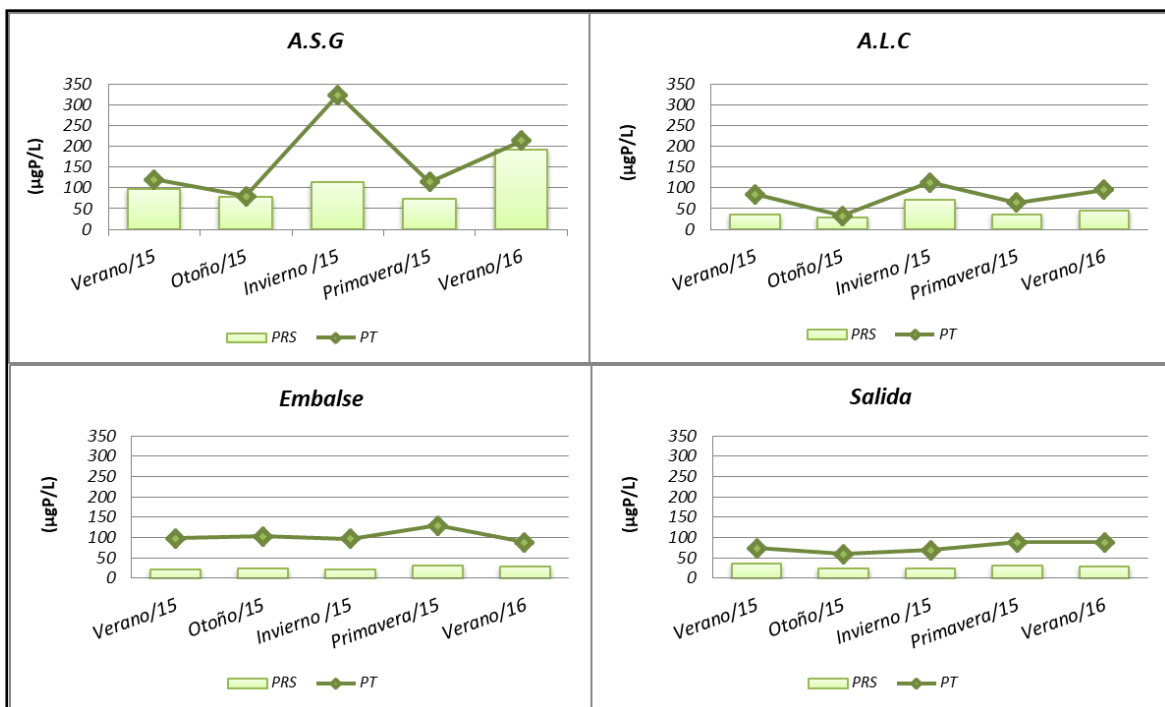


Figura 38. Comparación de las concentraciones de fósforo total (PT) y fósforo reactivo soluble (PRS) en los diferentes sitios estacionalmente.

En relación a los valores antecedentes de PT en el área de estudio, el trabajo realizado por el IHLLA en febrero de 1995, presentó concentraciones más elevadas. En los arroyos los valores rondaron entre 460 y 1200 $\mu\text{gP/L}$ con una media de 700 $\mu\text{gP/L}$, mientras que en el embalse rondó entre 400 y 800 $\mu\text{gP/L}$ con una media de 500 $\mu\text{gP/L}$.

Sin embargo en el documento se plantea que prácticamente estaba conformado por la fracción orgánica siendo el PRS indetectable o con valores medios de 3 $\mu\text{gP/L}$.

En la Tesis de Licenciatura de la doctoranda, que tuvo como área de estudio el Lago del Fuerte (Cifuentes, 2012), los análisis de PT se hicieron mensualmente por el período de un año y los valores oscilaron entre 10 y 430 $\mu\text{gP/L}$ con una media de 140 $\mu\text{gP/L}$ no evidenciándose diferencias estacionales, aunque en dicho trabajo no se analizaron diferentes fracciones de P.

En la presente investigación si bien las concentraciones en general son más bajas que los antecedentes mencionados, gran parte es P inorgánico disuelto, especialmente lo que ingresa por los arroyos (Figura 38), el cual es el que está directamente disponible para ser utilizado por las algas.

Nitrógeno

El **Nitrógeno inorgánico disuelto (NID)** en los arroyos osciló entre 30 y 3500 $\mu\text{gN/L}$ con una media de 600 $\mu\text{gN/L}$ para el ASG y 1600 $\mu\text{gN/L}$ para el ALC (Figura 39). El embalse y la salida presentaron valores prácticamente similares entre si y rondó entre 70 y 320 $\mu\text{gN/L}$ con una media de 240 $\mu\text{gN/L}$.

Si bien puede observarse que los arroyos fueron los que presentaron mayores registros, el ALC fue el que presentó las concentraciones más altas durante el período de estudio. Esto podría estar asociado a los usos del suelo. Como se describió en el Apartado 4.4, la subcuenca del ALC presenta un mayor grado de uso residencial con respecto a la otra, así como mayor ocupación del suelo por establecimientos hoteleros y cabañas sin servicios sanitarios que podrían estar generando un aporte difuso de nitrógeno al curso de agua.

Aunque ambas subcuencas cuentan con una superficie similar con actividad agrícola, el ALC presenta una mayor ocupación con presencia de animales y usos residenciales con producción que podrían estar generando un mayor aporte de este nutriente.

Los valores de NID que se encontraron en los arroyos presentaron similitudes con trabajos realizados en cursos de agua de la región, asociados principalmente a descargas urbanas e industriales en contraposición a los aportes agropecuarios (Torti y Andriulo, 2014).

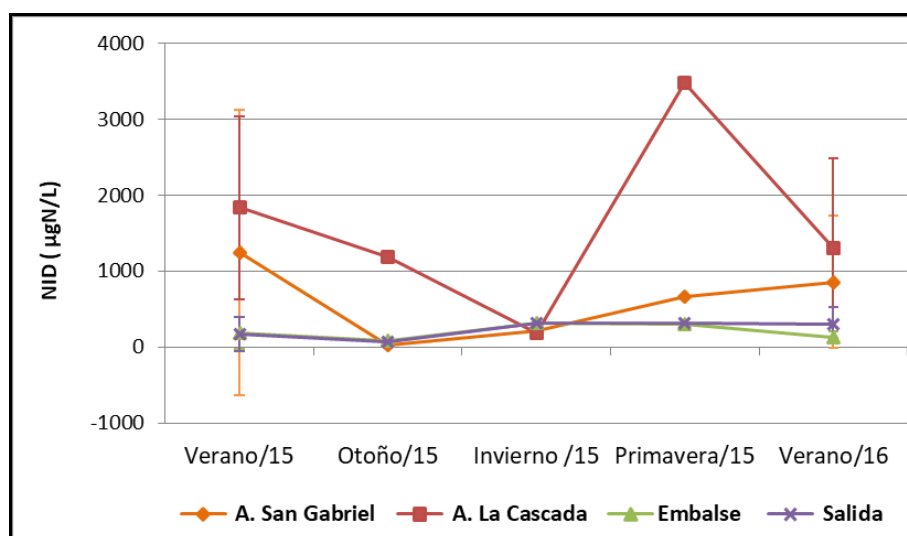


Figura 39. Concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) en el agua estacionalmente por sitio de muestreo. En los veranos valores promedio y desvío estándar. En el embalse promedio del perfil y desvío estándar.

En general no se evidencia un comportamiento asociado a las precipitaciones como otros parámetros analizados excepto en invierno, donde las mismas en días previos al muestreo podrían haber generado una dilución en el contenido de sales en los arroyos debido al mayor caudal.

Puede decirse que si bien se ve un pico de NID en la primavera del 2015, el mismo no se ve reflejado en la conductividad (Figura 24), ya que la proporción de las fracciones de nitrógeno analizadas en relación a las otras sales presentes naturalmente en el agua no estarían afectando a la conductividad total.

Como se mencionó en la Metodología (Apartado 3.5.1), para obtener las concentraciones de NID se sumaron las fracciones del nitrógeno analizadas, Nitratos (N-NO_3^-) + Nitritos (N-NO_2^-) (N+N) y Amonio (N-NH_4^+). En su composición en los arroyos la fracción de N+N rondó entre un 60 y 90 % en todas las estaciones excepto invierno de 2016, en la cual se revirtió siendo el N-NH_4^+ el que conformó prácticamente en NID con alrededor del 80% (Figura 40). En el embalse y la salida ambas fracciones presentaron bastante similitud entre el 40 y 60 % con alternancias de predominancia en las diferentes estaciones.

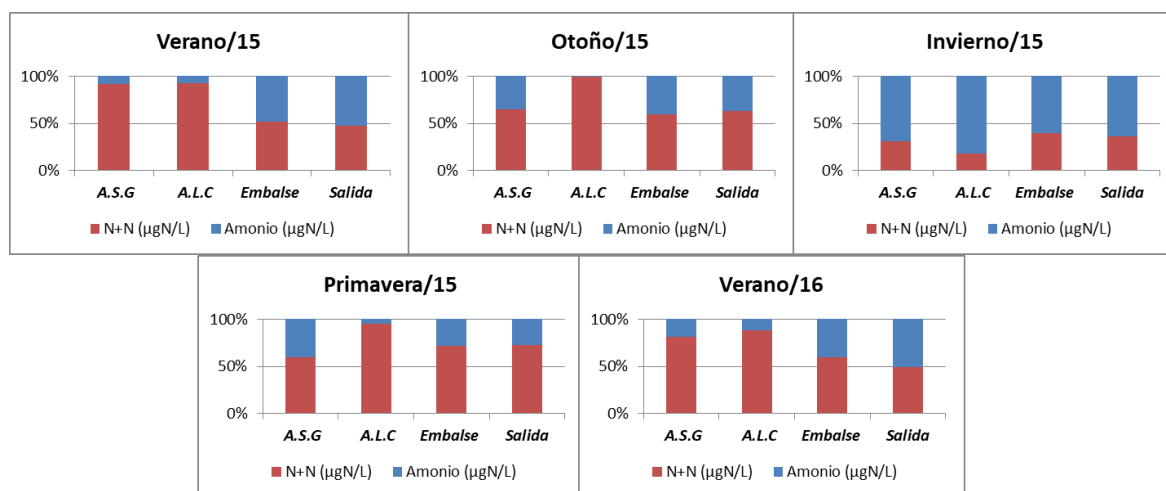


Figura 40. Proporciones de Nitratos + Nitritos y Amonio en la composición del nitrógeno inorgánico disuelto por sitio de muestreo para cada estación del año.

Los valores mencionados de N+N en los arroyos se corresponden con datos antecedentes (IHLLA, 1995) mientras que para el embalse y la salida los valores actuales presentan registros más bajos ya que las concentraciones de nitratos ($N-NO_3^-$) para el año 1995 no descendían de los 1300 $\mu\text{gN/L}$.

En lo que respecta al $N-NH_4^+$ también se encontraron similitudes para los diferentes sitios los cuales no superaban los 500 $\mu\text{gN/L}$, aunque cabe mencionar que el estudio antecedente sólo se realizó en el período estival de ese año.

4.9.2 Dinámica de los nutrientes en los veranos

Comparando las concentraciones de PT entre ambos veranos (Figura 41) se observa que en el 2015 los diferentes sitios presentaron valores bastante similares en las diferentes fechas de muestreo. Por el contrario, en el verano del 2016 el ASG se diferenció del resto de los sitios por sus mayores concentraciones excepto el 08/02/2016 en el que los demás se incrementaron.

Como se mencionó en el análisis estacional de este nutriente, el aumento de las concentraciones de PT en los arroyos estarían asociadas a condiciones hidrometeorológicas. Sin embargo en el ALC, en el cual se dificultó la medición de caudales, se daría esta situación ante condiciones de exceso hídrico y precipitaciones abundantes que implicarían la ocurrencia de un flujo constante y no ante condiciones de estancamiento como en la mayoría de los muestreos.

En lo que respecta al embalse y la salida no se evidencia una relación entre las concentraciones de P y la ocurrencia de precipitaciones o ausencia de las mismas.

Con respecto al NID, al igual que en el análisis estacional, los arroyos fueron los que en general tuvieron mayores tenores siendo el ALC el que presentó mayores registros excepto en la primera fecha de enero en la cual el ASG tuvo valores un poco más elevados (Figura 42).

En el embalse y a la salida las concentraciones presentaron un comportamiento similar, excepto en el muestreo del 14/01/2016 en el cual a la salida del mismo se dio una concentración más alta, incluso superior a la de los arroyos. Este comportamiento estaría asociado a la ausencia de flujo de agua por las compuertas, como se constató en los aforos (Tabla 9) generándose características muy distintas entre el agua embalsada y la que se encontraba a la salida.

Como se describió anteriormente, en general no se evidencia un comportamiento asociado a las precipitaciones.

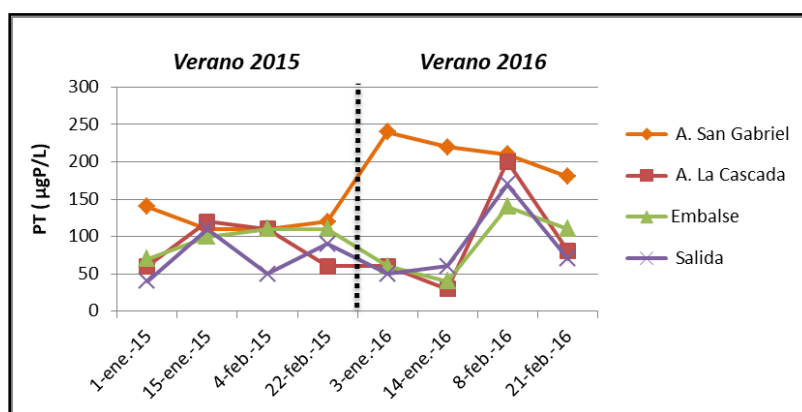


Figura 41. Concentraciones de fósforo total (PT) de los diferentes sitios en los muestreos de verano.

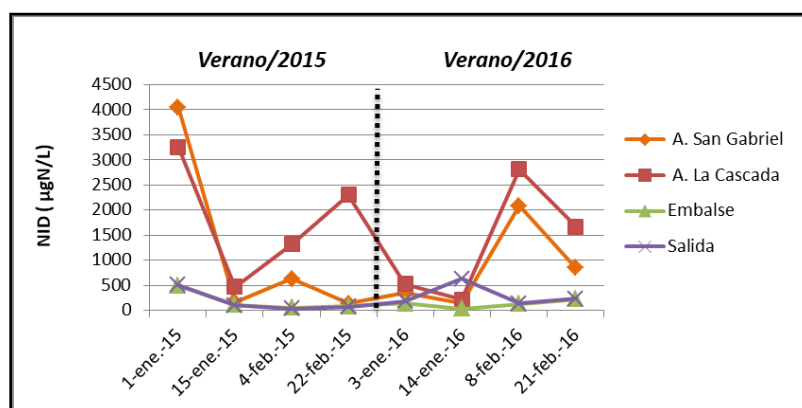


Figura 42. Concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) de los diferentes sitios en los muestreos de verano

4.9.3 Dinámica de nutrientes en el perfil del embalse

Como se mencionó en párrafos anteriores, el P y el N son nutrientes esenciales para los productores primarios. El P participa en procesos metabólicos esenciales de los seres vivos y si bien está presente en muchos minerales, presenta una baja solubilidad por lo que generalmente se lo halla en bajas concentraciones y adquiere el rol de factor limitante en el crecimiento de las algas.

Los sistemas fluviales son la principal vía de entrada de este nutriente a los cuerpos de agua lénticos. De acuerdo a Golterman (2004), la mayor parte de P alóctono que ingresa a los ecosistemas acuáticos es de naturaleza inorgánica, que puede estar en forma disuelta o adsorbido a partículas minerales, aunque también existe una fracción apreciable de compuestos orgánicos de P. Debido a su ciclo sedimentario, el mismo tiende a acumularse en los sedimentos. Sin embargo este no se acumula pasivamente ya que se encuentra en interacción y puede liberarse fracciones de P desde el sedimento al agua.

En la Figura 43 (a y b) se presentan las concentraciones de PT y PRS en los diferentes muestreos de los veranos así como en el resto de las estaciones en función de la profundidad del embalse.

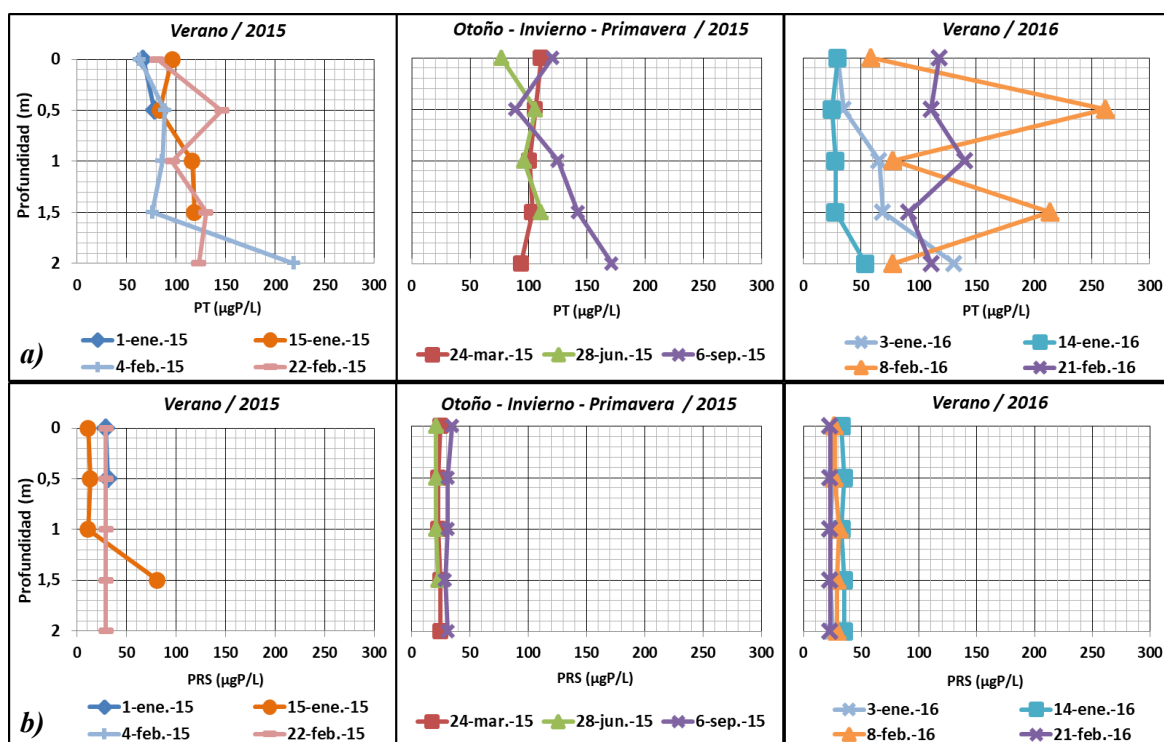


Figura 43. Perfiles de fósforo en el agua del embalse en las diferentes fechas de muestreo por estación: a) fósforo total (PT) y b) fósforo reactivo soluble (PRS).

En el verano del 2015 se observa que en general la concentración de PT en las diferentes profundidades rondó entre 60 y 150 $\mu\text{gP/L}$ aumentando notablemente la concentración a los 2 m de profundidad el 04/02/2015, fecha en la que se constataron condiciones de anoxia y baja saturación de OD a dicha profundidad, sin embargo no se detectaron concentraciones de PRS en toda la columna de agua (Figura 43).

Hacia el otoño e invierno las concentraciones de PT oscilaron entre 70 y 110 $\mu\text{gP/L}$ dándose una cierta homogeneidad en los registros en todo el perfil de la columna de agua. Si bien en la primavera de dieron valores similares hasta el 1m de profundidad luego estos aumentaron alcanzando los 170 $\mu\text{gP/L}$ a los 2 m.

En el verano del 2016 se dio una mayor variación desde 30 $\mu\text{gP/L}$ hasta valores que superaron los 250 $\mu\text{gP/L}$. Se destaca la importante variación de las mismas en el muestreo del 08/02/2016, fecha en la cual si bien no se dieron condiciones de anoxia durante el día, toda la columna de agua presentó bajos valores de OD que rondaron los 4 mg/L. Los valores más altos del verano del 2016 son coincidentes con los mayores valores del ASG.

Se puede decir que si bien en algunas fechas y profundidades específicas se dio un incremento en los valores de PT, en general se observa una tendencia hacia el aumento de las concentraciones con la profundidad, la cual podría estar asociada a un aporte de los sedimentos generándose una carga interna del nutriente.

Con respecto a las concentraciones de NID (Figura 44), se observa que las mayores concentraciones se dieron en uno de los muestreos del verano del 2015 rondando entre los 400 y 500 $\mu\text{gN/L}$, seguido de las estaciones de invierno y primavera que ambas rondaron los 300 $\mu\text{gN/L}$ en toda la columna de agua.

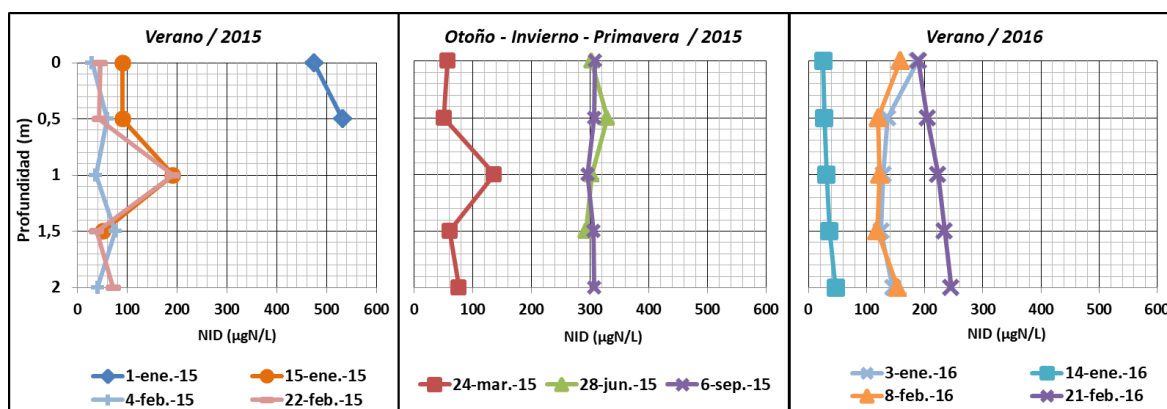


Figura 44. Perfiles de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) en el agua del embalse en las diferentes fechas de muestreo por estación.

Como se mencionó recientemente, diferentes elementos químicos pueden influir en el crecimiento y abundancia del fitoplancton, pero generalmente con menor relevancia que el P y el N. Si bien el fósforo ha sido considerado tradicionalmente como el principal nutriente limitante en el crecimiento de los productores primarios, en los últimos tiempos ha crecido la evidencia de que el nitrógeno también puede actuar como nutriente limitante, sobre todo cuando el cociente N: P se ve disminuido debido a un sobre-enriquecimiento de fósforo (Camargo y Alonso, 2007).

A partir de las diferentes proporciones de N/P encontradas en la bibliografía para determinar cuál de los nutrientes se constituye como limitante (Forsberg y Ryding (1980) en Ryding y Rast (1992); Ryding y Rast, 1992; Vollenweider, 1982), se consideró como valor medio la relación 7:1. Cocientes ≤ 7 indicarían limitación por parte del N, mientras que ≥ 7 indicarían una limitación por parte del P.

De acuerdo a los resultados obtenidos, si se observa la relación existente entre las concentraciones de NID y PRS a lo largo del período de estudio se evidencian variaciones estacionales. Las proporciones entre ambos en el embalse rondaron entre 3 y 13 con una media de 8. Como puede observarse en la Figura 45, las menores proporciones se dieron en otoño de 2015 y verano de 2016 lo que indicaría que el N habría actuado como limitante, mientras que en el resto de las estaciones lo habría hecho el P.

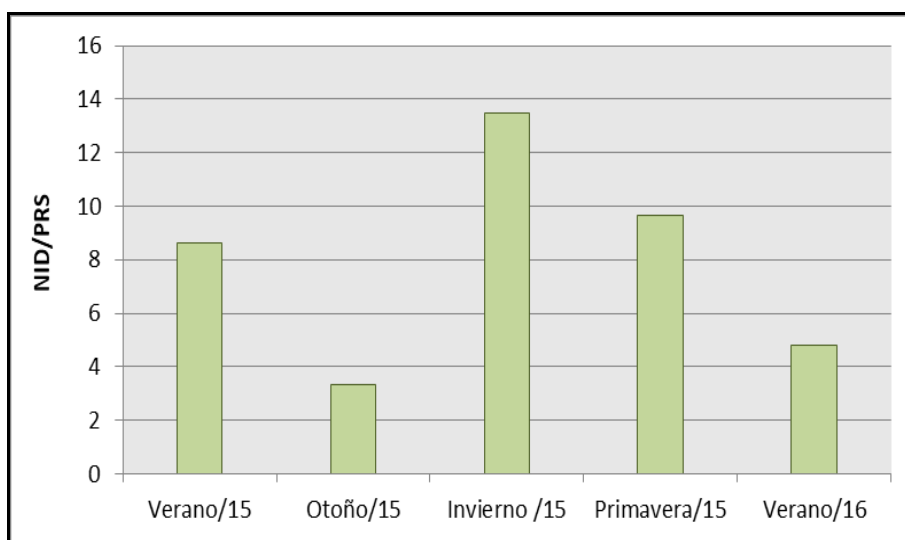


Figura 45. Variaciones de la proporción NID/PRS en el embalse en las diferentes estaciones del año.

4.10 Transparencia y clorofila-a

4.10.1 Dinámica espacial y temporal

La **transparencia** es una medida de la profundidad que puede alcanzar la luz en un ecosistema acuático y se estima a partir de la lectura del disco de Secchi. Su importancia radica en que la penetración de la luz del sol en un cuerpo de agua determina la profundidad a la cual las algas y otras plantas pueden crecer. La baja transparencia puede deberse a la abundancia de plancton o a la presencia de material particulado suspendido como también a la materia orgánica disuelta MOD que da color al agua y produce atenuación en la penetración de la luz. Si bien la transparencia es un indicador inespecífico, la rapidez y bajo costo de las mediciones con el disco de Secchi validan el uso de esta característica como un evaluador primario de la existencia de floraciones algales, incluso diferentes manuales de referencia (OMS, 1999) indican la utilización de la misma en programas de monitoreo.

En el Lago del Fuerte la transparencia del agua (Figura 46) osciló entre 0,32 y 0,70 m, con una media general de 0,50 m. El menor registro se dio en el muestreo de otoño mientras que la mayor profundidad del disco de Secchi se registró en el invierno del 2015.

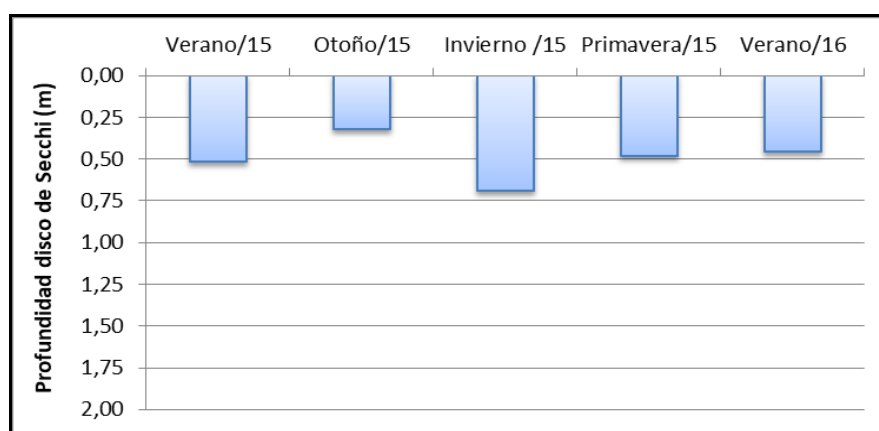


Figura 46. Transparencia del agua del embalse.

Si bien los valores mínimos y medios se corresponden con antecedentes realizados en el embalse (IHLLA, 1995 y 2005a; Cifuentes, 2012), en el presente trabajo se registraron transparencias más altas en determinadas fechas de muestreo. Estas podrían estar asociadas a que los sitios de toma de medición no son los mismos, ya que algunos de los antecedentes fueron tomados de la orilla y el trabajo actual fue realizado desde una embarcación en un sitio central del cuerpo de agua con una profundidad de más de 2 metros. También podría estar asociado al volumen de agua del embalse ya que en el

presente estudio los valores de precipitación excedieron ampliamente los valores medios para la localidad de Tandil, así como también a la abundancia del fitoplancton.

De todas formas, si bien como se mencionó los sitios de toma de muestra en el lago no son los mismos, los trabajos antecedentes (IHLA, 1995; 2005a; 2005b) coinciden en la homogeneidad de las características químicas del agua así como también en la composición y abundancia del fitoplancton (Cifuentes, 2012), por lo que se puede suponer que las muestras extraídas y los resultados de la presente investigación son representativos de todo el cuerpo de agua.

Como ha sido mencionado, la transparencia puede verse afectada por diferentes variables. El análisis de los resultados muestra que la profundidad del disco de Secchi se correlacionó negativamente con los sólidos suspendidos totales ($r = -0,98$) y con la clorofila-*a* ($r = -0,85$) (Figuras 47 y 48 respectivamente). A su vez los SST se correlacionaron positivamente con la clorofila-*a* ($r = 0,78$) y como se mencionó precedentemente, los mismos se encontraban conformados principalmente por la fracción orgánica (Figura 26).

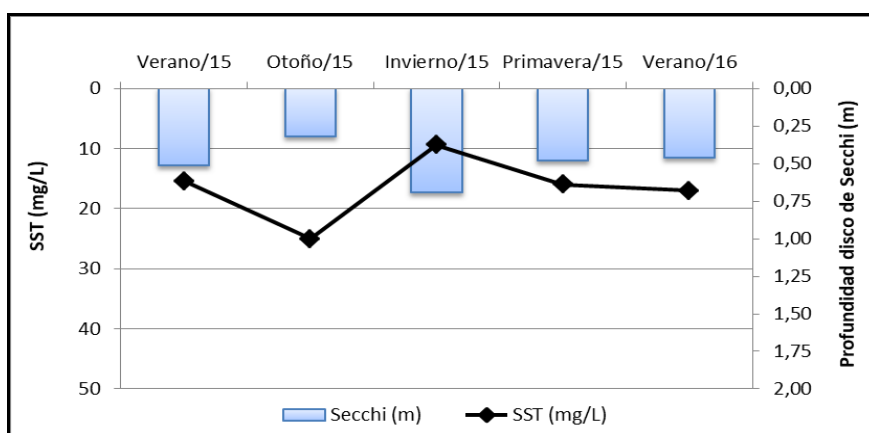


Figura 47. Relación SST vs transparencia en el embalse.

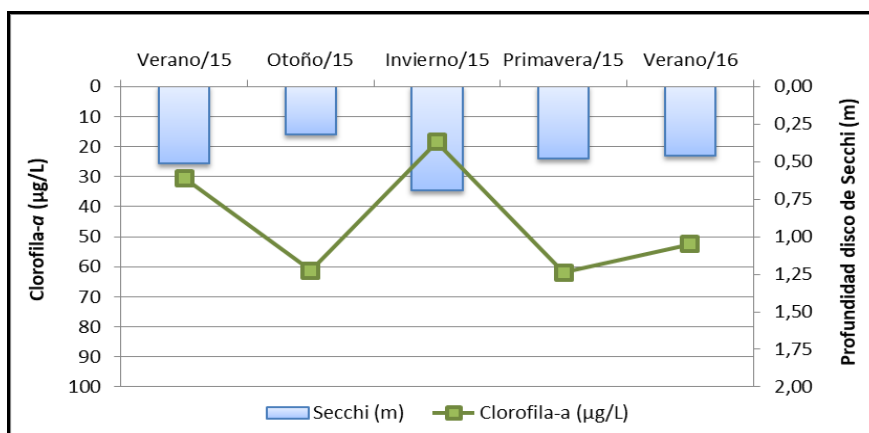


Figura 48. Relación clorofila-*a* vs transparencia en el embalse.

En el análisis estacional la clorofila-*a* (Cl-*a*) en el embalse y a la salida del mismo rondó entre 13 y 62 $\mu\text{g/L}$ con una media de 45 $\mu\text{g/L}$ y 40 $\mu\text{g/L}$ respectivamente. A su vez ambos sitios presentaron el mismo patrón de comportamiento (Figura 49). Los mayores registros se dieron en otoño y primavera, y los menores en invierno, coincidente con el comportamiento de otras variables ya analizadas que estarían influenciadas por momentos de ausencia o presencia de precipitaciones cercanas a las fechas de muestreo.

Si bien en el mes de agosto se dieron abundantes precipitaciones que superaron los valores medios del mes, estas se desarrollaron a principios del mismo y a la fecha de toma del muestreo de primavera antecedieron alrededor de 25 días con ausencia de precipitaciones que ante el incremento de las temperaturas y condiciones adecuadas para el fitoplancton podrían haber permitido un desarrollo del mismo, lo cual repercutió en las concentraciones de clorofila.

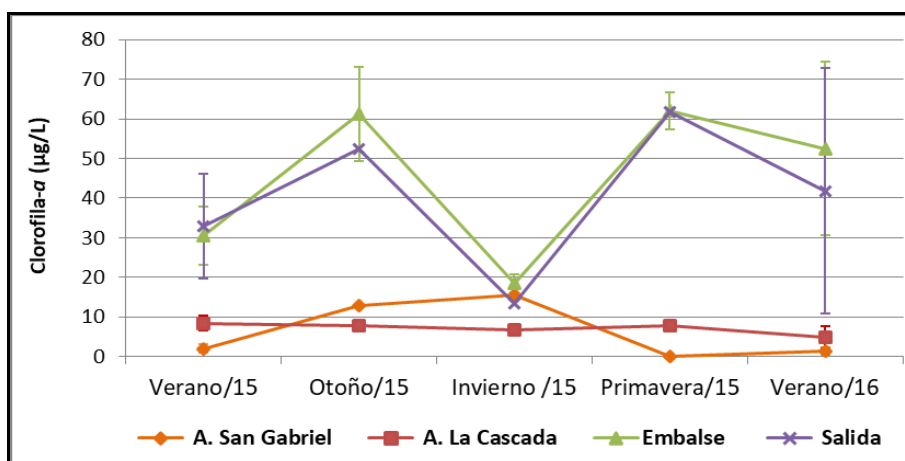


Figura 49. Concentración de clorofila-*a* estacional por sitio de muestreo. En los veranos valores promedio y desvío estándar. En el embalse promedio del perfil y desvío estándar.

En el ASG las concentraciones de Cl-*a* fueron no detectables a 16 $\mu\text{g/L}$ presentando una media de 6 $\mu\text{g/L}$, mientras que en el ALC rondaron entre 5 y 8 $\mu\text{g/L}$ con una media 7 $\mu\text{g/L}$. Como puede observarse en la Figura 49, los arroyos registraron concentraciones considerablemente más bajas que el embalse excepto en el invierno en el cual se equipararon, especialmente por la disminución abrupta tanto en el embalse como en la salida.

El ALC presentó valores medibles de Cl-*a* en todas las estaciones y constantes, mientras que el otro arroyo presentó valores muy bajos o no detectables en los veranos y primavera, dándose los mayores registros en otoño e invierno.

Cabe destacar que en los arroyos las bajas concentraciones de clorofila-*a*, que indicarían una menor abundancia algal, comparadas con el embalse y la salida, se ven acompañadas por concentraciones más elevadas de clorofila-*c*, presentes en grupos algales que tendrían mayor relevancia en estos cursos de agua (Figura 50).

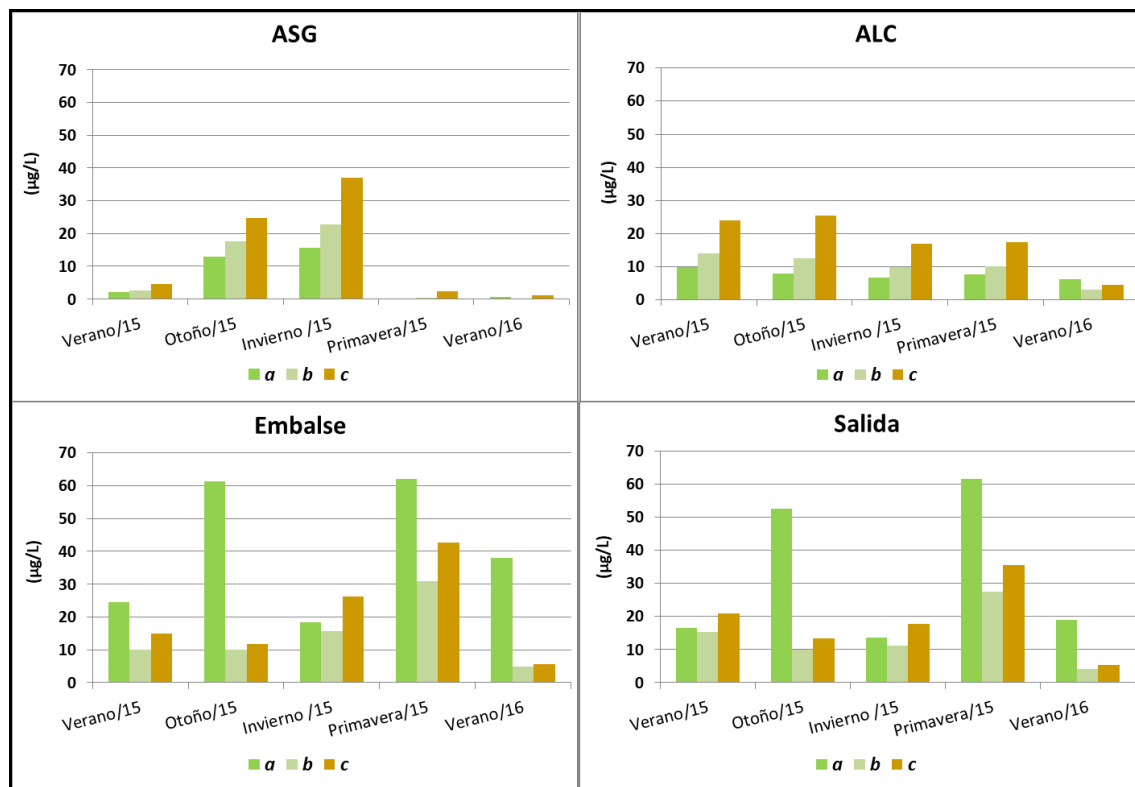


Figura 50. Concentraciones de los diferentes tipos de clorofila estacionalmente por sitio de muestreo.

En relación a los análisis previos de clorofila realizados por el IHLLA en el año 1995 el mismo plantea la homogeneidad de este pigmento en el cuerpo de agua y arroja valores más elevados que rondan entre los 148 y 220 µg/L, con una media de 177 µg/L. En el ASG se registraba una baja concentración de alrededor de 8 µg/L mientras que el ALC presentaba una concentración de 102 µg/L.

4.10.2 Dinámica en los veranos

Profundizando el análisis de la Cl-*a* en los muestreos de verano (Figura 51) se observa que al igual que en el análisis estacional los arroyos presentaron menores registros que en los restantes sitios y a su vez el ALC fue el que tuvo valores más elevados de los dos arroyos.

En el embalse las concentraciones de Cl-*a* fueron bastante similares entre los diferentes muestreos de verano, excepto en los dos últimos del 2016 en los cuales se registró un pico que alcanzó los 70 µg/L siendo la mayor concentración en todo el período de investigación.

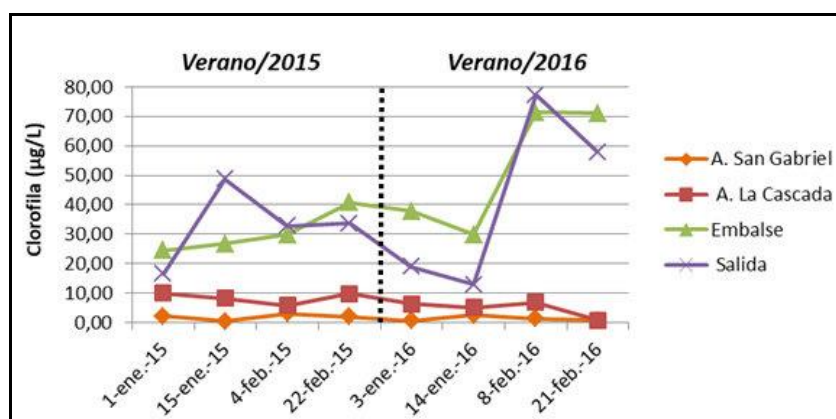


Figura 51. Concentraciones de clorofila-*a* en los muestreos de verano.

La clorofila-*a* en el embalse estuvo positivamente correlacionada con el PT ($r = 0,61$) no así con el PRS ($r = 0,11$), lo que estaría indicando que gran parte del PT estaría conformado por P orgánico. Por otro lado como se mencionó recientemente, en los arroyos, especialmente en el San Gabriel el PT estuvo conformado prácticamente por PRS y éste registró mayores concentraciones en el Verano del 2016 que podrían haber repercutido en un mayor desarrollo algal y por consiguiente mayores valores de Cl-*a*.

4.10.3 Dinámica en el perfil del embalse

En el verano del 2015 las concentraciones fluctuaron entre 20 y 50 $\mu\text{g/L}$. En 3 de los 4 muestreos los mayores registros fueron a los 0,50 m y luego tendió a la disminución aunque se dieron aumentos a la profundidad de 1,50 o 2 m que equipararon a los valores de concentraciones más superficiales (Figura 52).

En otoño y primavera los valores de Cl-*a* fueron bastante similares sin embargo las concentraciones durante la primavera fueron más estables en toda la columna de agua con los mayores registros a nivel superficial y luego una leve disminución que se mantuvo hasta los 2 m. En el otoño se dio mayor variabilidad a las diferentes profundidades con mayores concentraciones a nivel superficial y a los 2 m, y menores registros a nivel intermedio.

En invierno se presentaron las menores concentraciones con un leve aumento desde la superficie hacia la profundidad.

El verano del 2016 se diferencia del 2015 en que se llegó a concentraciones más elevadas cercanas a los 80 $\mu\text{g/L}$. Se evidencia una tendencia al incremento en el transcurso del verano así como en profundidad.

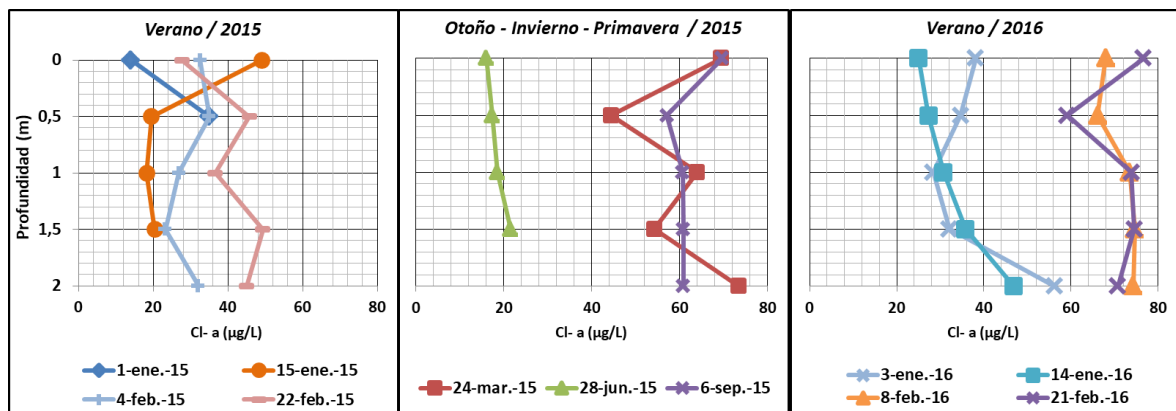


Figura 52. Concentraciones de clorofila-*a* en un perfil vertical realizado en el embalse para las diferentes fechas de muestreos por estación.

4.11 Balance de nutrientes

El conocimiento del funcionamiento hidrológico y junto con él de la carga de nutrientes que ingresa y sale de un cuerpo de agua, así como lo que queda retenido en el mismo, permite establecer un balance de masa, el cual será de crucial relevancia para realizar un diagnóstico más acabado del mismo y poder desarrollar medidas de gestión.

Como se mencionara anteriormente en la Metodología, se realizó un balance de masa **del Fósforo Total** en concordancia con el balance hidrológico (Apartado 4.6.4), cuyos datos y resultados se presentan en la Tabla 12.

Tabla 12. Balance de masa de PT en el Lago del Fuerte.

Período: del 01/02/2015 al 31/01/2016

	Fósforo (kg)
Contenido de PT en el lago al INICIO del período	28
Carga externa (L)	180
Pérdida a la salida (O)	106
Carga neta (retención)	74
Contenido de PT en el lago al FINAL del período	10
Sedimentación (S)	92

$$L - O \pm \Delta St = \pm S$$

$$180 \text{ kg/año} - 106 \text{ kg/año} + (28 \text{ kg} - 10 \text{ kg}) = 92 \text{ kg}$$

Debido a que la variación del almacenaje de agua en el embalse fue de apenas 1cm (-1900 m³/año), la misma se consideró despreciable aplicándose el mismo volumen de agua tanto para el inicio como para el final del período del balance de masa de PT.

Los resultados arrojaron que el lago presentó al inicio del período del balance una carga de 28 kg de P, mientras que al final del período presentaba una carga de 10 kg, generándose una variación de su almacenaje de 18 kg.

El ingreso por los tributarios fue de 180 kg/año, siendo el ASG el que constituye la mayor fuente de aporte en un 64% (Figura 53).

Del embalse egresaron 106 kg/año, lo que evidencia una retención de 74 kg/año, equivalente a un coeficiente de retención de 0,41 y de acuerdo a la superficie del cuerpo de agua a $390 \text{ mg P/m}^2 \cdot \text{año}$.

Como resultado del balance se obtuvo una pérdida interna positiva de 92 kg lo que indica la sedimentación del P.

Los presentes resultados del Balance de PT constituyen el primer antecedente en el Lago del Fuerte, por lo que no es posible realizar comparaciones de los mismos con situaciones previas, pero sirven de base para futuras investigaciones.

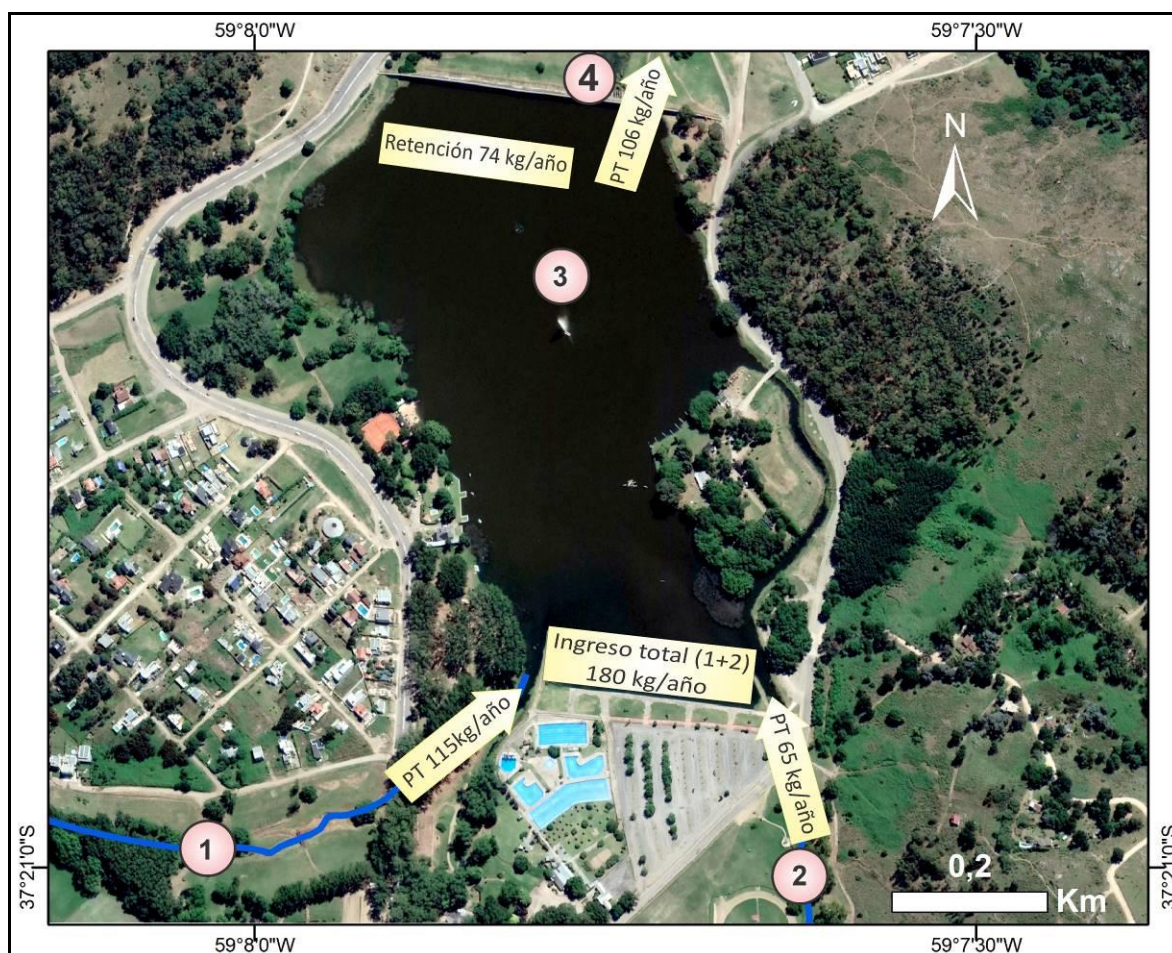


Figura 53. Representación del balance de PT del Lago del Fuerte. Sitios de muestreo: 1) A° San Gabriel; 2) A° La Cascada; 3) Embalse; 4) Salida.

Con respecto a la carga externa de P obtenida en la presente investigación, la misma se encuentra dentro de los valores establecidos por la bibliografía. Según Margalef (1983) la carga externa de P en los países desarrollados oscila entre 0,1 y 1 g P/m²·año, siendo retenida por los sedimentos entre el 5 y el 60%.

Sin embargo se registran antecedentes que superan dichos valores. Fraile et al. (1995) plantea el trabajo de Vidal (1976) el cual obtuvo una carga superior a la mencionada de más de 30 g P/m²·año en el Embalse de Sau, así como el trabajo de Toja et al. (1992) que obtuvo valores de 1,22 y 5,11 g P/m²·año para La Minilla y El Gergal, respectivamente.

En nuestro país, también se observan variaciones. Rodríguez (2003) obtuvo que el embalse San Roque retiene aproximadamente el 86 % del P que ingresa el cual fue estimado en 142 Tn/año y que de acuerdo a los datos de superficie del cuerpo de agua mencionados en la investigación se obtiene una carga de 9 mg P/m²·año. A su vez compara la situación del Embalse San Roque con el Embalse Los Molinos que presenta un menor aporte de PT (30 Tn/año), debido a una menor alteración de la cuenca de aporte, pero que reviste gran interés para prevenir riesgos de eutrofia mediante una adecuada planificación de los usos del suelo de la misma.

Como puede verse a partir de los datos obtenidos y las comparaciones realizadas, distintos factores influyen en la carga externa de P y el balance del mismo. Depende de las características geológicas y geomorfológicas de la cuenca de porte, condiciones hidrometeorológicas, del grado y tipo de intervención antrópica, de las características de los tributarios, de los aspectos morfométricos del cuerpo de agua así como su funcionamiento hidrológico y tipos de descarga del embalse, entre otros.

De acuerdo a Vollenweider (1989) a partir del Balance de masa efectuado también es posible estimar las pérdidas de este nutriente por sedimentación, ya que no presenta en su ciclo una fase gaseosa. Al aplicar la ecuación del balance si el resultado es positivo se estaría produciendo en general una sedimentación del mismo, y de ser negativo se produciría una carga interna.

Como se puede observar en la Tabla 12, de acuerdo a los valores obtenidos, en el Lago del Fuerte predominó la sedimentación del PT (92 kg). De todas formas cabe mencionar que dicho resultado es una estimación del mismo como tendencia general, pero no implica que no existan situaciones de carga interna en determinados periodos del año o ante condiciones diferentes a las registradas en la presente investigación que permitan la liberación del P por parte de los sedimentos.

4.12 Estado trófico del embalse

En base a la clasificación trófica propuesta por Carlson (1977) y de acuerdo a los datos de la presente investigación (Tabla 13) se puede señalar que los tres TSI calculados clasifican al embalse como **eutrófico**. El mismo implica un cuerpo de agua con una elevada concentración de nutrientes, muy productivo, con mayor presencia de algas y menor transparencia, que muestra signos crecientes de problemas de calidad del agua. Sin embargo como puede observarse, tanto el TSI para la Cl-a como del PT superan levemente el índice que pasa de mesotrófico a eutrófico por lo que habría que considerarlo con recaudos.

Tabla 13. Parámetros que indican el estado trófico. Se señala los datos: máximos, mínimos y promedios, el Índice de estado trófico (TSI), y el número de datos utilizados (n).

	n	Min.	Media	Max.	TSI	Estado trófico
Profundidad media anual disco de Secchi (m)		0,25	0,51	0,78	78	Eutrófico
Media anual de Cl-a (mg/m ³)	14	18,45	41,58	71,32	64	Eutrófico
Media anual de PT (mg/L)		0,04	0,09	0,15	67	Eutrófico

De acuerdo a los trabajos antecedentes realizados en el cuerpo de agua, en el año 1995 (IHLA, 1995) según la clasificación de Vollenweider (1968), basado en las concentraciones de fósforo y nitrógeno orgánico del agua, el mismo fue catalogado como **hipereutrófico**.

En el período 2007-2008 (Cifuentes, 2012) en el cual se utilizó la misma metodología de clasificación que la actual (Carlson, 1977) el mismo fue definido por el 90 % de las muestras como eutrófico. Sólo dos muestras excepcionales presentaron baja concentración de fósforo (TSI-Pt = 38.9; estado mesotrófico) o muy elevada (TSI-Pt = 91.7; estado hipereutrófico).

Si bien existe una diferencia con la clasificación realizada en el año 1995, la misma puede deberse a cambios en el estado de la calidad del agua del lago así como también una diferencia en la metodología utilizada para determinar el estado trófico.

4.13 Modelo de eutrofización y carga crítica

Como se describió en el Apartado 3.8 de la Metodología, se aplicó el modelo de eutrofización desarrollado por Vollenweider (1976). Su importancia radica en la capacidad de predecir el grado de eutrofia que cabe esperar en un lago o embalse de acuerdo al aporte de nutrientes y las condiciones hidrológicas del mismo.

Plantea el desarrollo de una carga crítica del sistema a partir de la cual se tendería a la eutrofización. De acuerdo al modelo, el nivel de producción del sistema debe verse limitado por el P y a su vez depende de condiciones morfológicas e hidrológicas del cuerpo de agua en cuestión. Así, una misma carga externa podrá ser crítica o no dependiendo de las particularidades del cuerpo de agua, en especial su profundidad media, su tasa de renovación y su carga hidráulica. Si la entrada de fósforo supera el nivel permisible o carga crítica indicaría una acumulación del mismo y por ende un estado eutrófico.

En la Tabla 14 se presentan los valores de las variables morfológicas e hidrológicas así como la carga externa de P que ingresó al embalse por los tributarios en el período de estudio considerado de acuerdo al balance hidrológico efectuado (febrero de 2015 a enero de 2016).

Según los cálculos de balance hídrico especificados, el tiempo de residencia para el embalse Lago del Fuerte en el período estudiado fue de 0,14 años o 53 días. En la evaluación de este parámetro debemos considerar que su comportamiento no es homogéneo a lo largo del año sino que presenta valores máximos y mínimos dependiendo de las condiciones ambientales.

Tabla 14. Valores de las variables más importantes incluidas en el modelo de eutrofización.

VARIABLES LAGO DEL FUERTE	
Área (m² 10⁴)	19
Volumen (m³ 10³)	255
Profundidad media [z] (m)	1,30
Carga hidráulica [qs] (m/año)	9,30
Tiempo de residencia [tw] (año)	0,14
Caudal de ingreso [Qin] (m³/año 10³)	1764,1
Carga externa de P [L_{ext}] (mg/m² · año)	950

De acuerdo a las observaciones limnológicas realizadas en varios lagos por Vollenweider (1976) se determinó que la concentración máxima de fósforo para mantener el estado oligotrófico de los lagos es de $10 \mu\text{gP/L}$ (L10), para un estado mesotrófico $20 \mu\text{gP/L}$ (L20) y eutrófico por encima de $30 \mu\text{gP/L}$ (L30). Las mencionadas concentraciones relacionadas con las particularidades morfológicas e hidrológicas del cuerpo de agua establecen que: a **menor profundidad** y **mayor tiempo de residencia menor carga hidráulica** y por consiguiente **menor carga de P permitida**, mientras que a **mayor profundidad** y **menor tiempo de residencia mayor carga hidráulica** y **mayor carga de P permitida**.

Como puede observarse (Figura 54) el resultado de la aplicación del modelo de la carga crítica revela que el Lago del Fuerte recibió una carga de P entre 4 a 7 veces superior a la permisible lo que muestra su estado eutrófico y la necesidad de medidas de gestión tendientes a reducir la carga externa que ingresa al mismo.

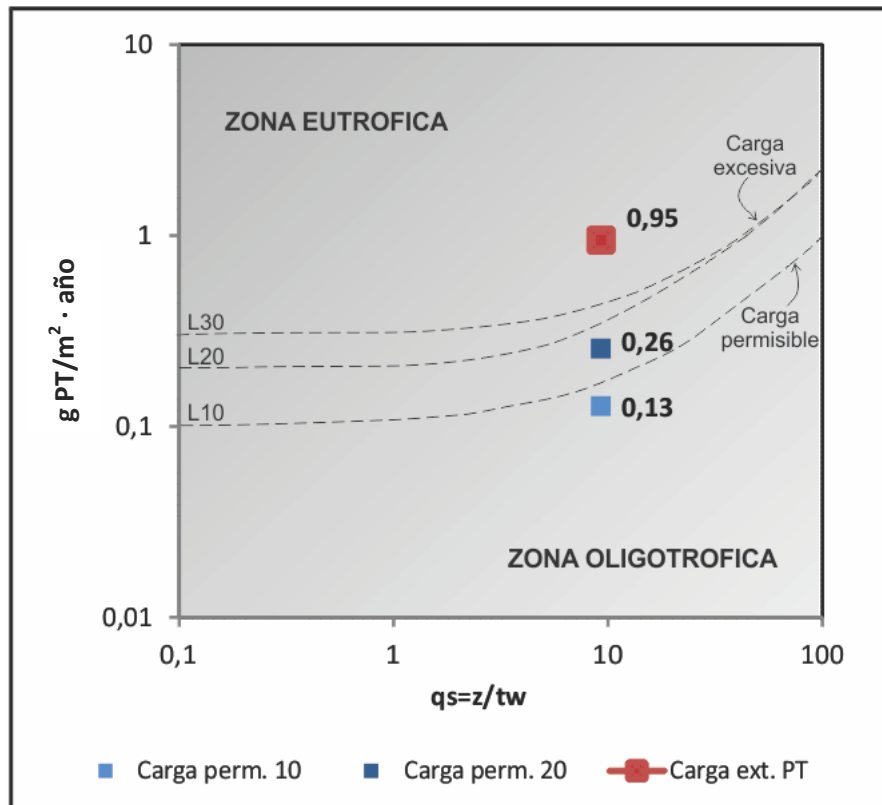


Figura 54. Diagrama de Vollenweider en el Lago del Fuerte. Comparación de las cargas predichas por el modelo (Cargas perm. 10 y 20) y la carga externa medida (Carga ext. PT)

4.14 Caracterización del sedimento

Los cursos de agua embalsados retardan su flujo por lo que su tasa de renovación es más lenta que la de un sistema fluvial y al mismo tiempo más rápida que la de un lago (Margalef, 1983).

Se considera que la sedimentación en los embalses cobra un papel muy relevante y ha sido considerada como uno de los impactos de primer orden de los represamientos, catalogándolos como “trampas” de sedimentos y nutrientes que determinan la vida útil de los mismos (McCartney et al., 2001).

El sedimento juega un papel importante en la dinámica de los nutrientes de los cuerpos de agua poco profundos. En general actúan como sumideros de P y a menudo suelen contener una concentración 100 veces mayor que la presente en el agua del lago (Sondergaard et al., 2003). Sin embargo el mismo no sólo acumula pasivamente, también puede liberarse P desde el sedimento. En lagos donde la carga externa se ha reducido, la carga interna de fósforo puede impedir mejoras en la calidad del agua.

Como se indicara en la Metodología (Apartado 3.9) se extrajeron muestras de sedimentos en dos sitios del Lago del Fuerte (Ver Figura 9) a fin de realizar una caracterización de los mismos.

Los resultados del análisis (Tabla 15) muestran que el sitio 1 en una zona central del embalse, presentó en promedio un concentración de PT de 700 $\mu\text{gP/g}$ mientras que el sitio 2 ubicado en una zona próxima a juncos obtuvo una mayor cantidad promedio de alrededor de 900 $\mu\text{gP/g}$.

Con respecto a la materia orgánica, la misma rondó en un promedio del 11% con una mayor proporción en la zona de juncos.

En comparación con los análisis de sedimentos realizados en el lago (IHLLA, 1995), se observa que la concentración de PT desde el año 1995, que presentaba una concentración media de 300 $\mu\text{gP/g}$, a la actualidad casi se ha triplicado.

Tabla 15. Profundidad y características analizadas de los sedimentos en el Lago del Fuerte.

<i>Sitio</i>	<i>Profundidad sedimento (cm)</i>	<i>Densidad (g/cm³)</i>	<i>pH</i>	<i>Conductividad (μS/cm)</i>	<i>[P] μg/g</i>	<i>% MO</i>
1 Medio	0-3	0,51	7,20 – 7,22	351	785,9	11,7
	3-6	0,46			738,8	11,9
	6-9	0,73	7,02 – 6,64	342	713,5	9,4
	9-12	0,64			814,7	11,6
	12-15	0,56	6,99 – 7,06	343	941,2	13,0
	15-18	0,74			789,4	11,1
	18-21	0,98	7,09 – 6,96	397	606,0	7,8
	21-23,5	1,26			359,3	9,1
2 Junco	0-3	0,48	7,13 – 7,15	364	884,8	12,9
	3-6	0,53			953,9	14,2
	6-9	0,50	7,05 – 7,07	348	953,9	15,0
	9-12	0,58			1067,7	12,9
	12-15	0,72	7,06 – 6,98	254	878,0	11,3
	15-18	0,87			681,9	8,9
	18-20	0,73			941,2	12,2

Cabe destacar que de acuerdo a la última batimetría con que se cuenta (Rodríguez et al., 2008), el embalse presentaba para el año 2008 un volumen de sedimentos acumulados de 82.364 m³, encontrándose las mayores concentraciones en la zona de ingreso de los arroyos que aportan al embalse.

Si bien en la presente investigación no se ha profundizado en relación al aporte de P desde los sedimentos, la misma no debe ser descartada debido a la elevada concentración en la que se encuentra y a la existencia de diferentes mecanismos que pueden desarrollarse generando la liberación del mismo conformándose en una carga interna.

4.15 Caracterización del microfitoplancton

4.15.1 Análisis espacial y temporal

Como se describió en la metodología (Apartado 3.10) el análisis del fitoplancton implicó la fracción $> 20 \mu\text{m}$ (plancton de red) y se realizó una caracterización general del mismo a nivel estacional.

En los arroyos la abundancia total del microfitoplancton durante el período de estudio rondó entre 2.881 y 47.273 ind/L con una media de 13.181 ind/L para el ASG y 20.042 ind/L para el ALC. En el embalse y a la salida la abundancia rondó entre 5.400 y 371.000 ind/L con una media de 113.914 y 95.205 ind/L respectivamente (Figura 55).

El ALC presentó mayores registros en ambos veranos y en otoño, mientras que el ASG lo hizo en invierno y primavera. Esto podría estar asociado como se mencionó con anterioridad a las particularidades que presenta principalmente el ALC. Ante la ausencia de precipitaciones abundantes y cercanas a la fecha de toma de muestra, el mismo tiene un comportamiento de escurrimiento casi nulo, con estancamiento, por lo que se generarían condiciones propicias para el desarrollo algal, como se dio en las estaciones de verano y otoño. En invierno y primavera se generaron condiciones opuestas a las mencionadas por lo que su abundancia algal disminuye presentando mayores registros el ASG en el cual generalmente se constató un escurrimiento fluvial.

El embalse y la salida tuvieron un comportamiento bastante similar, con abundancias muy bajas en las dos primeras estaciones del año, siendo iguales hasta incluso menores a las registradas en los arroyos. A partir del invierno comienzan a presentar mayores registros hasta alcanzar su pico en primavera. Esta situación podría deberse a las condiciones hidrológicas que precedieron al período de estudio. Como se describió en el balance hídrico efectuado (Apartado 4.6.1), el año anterior al inicio de la presente investigación se caracterizó por presentar abundantes precipitaciones que superaron ampliamente los valores medios de la localidad, produciéndose importantes excesos durante prácticamente todos los meses. Esto podría haber impactado en las características del agua del embalse, generándose una mayor renovación de las mismas y limitar el desarrollo algal en las primeras estaciones del año del 2015. Dicha situación se revierte hacia la primavera del 2015 y verano del 2016, ya que si bien se dieron condiciones de excesos en el 2015 estos fueron menores y a su vez se registraron mayores déficit y cercanos a las fechas de muestreo.

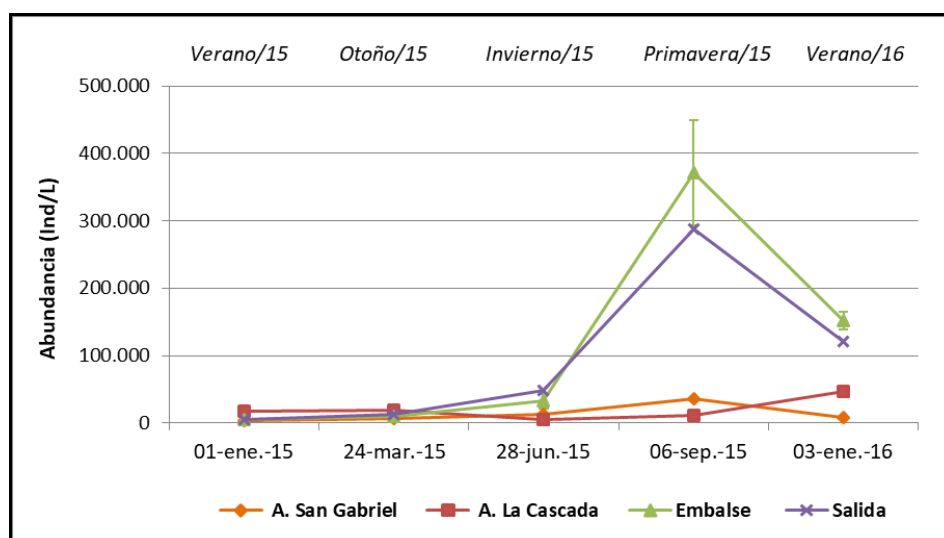


Figura 55. Abundancia total del microfitoplancton por sitio y estación del año. En el embalse promedio del perfil y desvío estándar.

En lo que respecta a los principales grupos y especies identificadas, en el ASG las diatomeas fueron dominantes durante todo el período de estudio (Figura 56 a). Su menor proporción se dio en la primavera (66%) coincidente con el pico de mayor abundancia algal en la que se destacó la especie *Aulacoseira granulata*. El 34% restante estuvo representado por clorofitas con la participación de diferentes especies del género *Closterium* y la especie *Staurastrum tetracerum*. La mayor proporción de diatomeas se dio en otoño (99%) en la que predominó *Amphipleura pellucida* pero a su vez se dio una mayor codominancia con otras especies.

En el verano del 2015, en el cual se dio la menor abundancia total de la fracción analizada, a su dominancia (73%) le siguió la presencia de cianobacterias (18%) y clorofitas (8%).

Tanto en el invierno del 2015 como en el verano del 2016 las diatomeas representaron el 85% en las que participaron en mayor medida distintas especies del género *Navicula* y *Nitzschia* mientras que las clorofitas rondaron el 15% con la predominancia de especies del género *Staurastrum*.

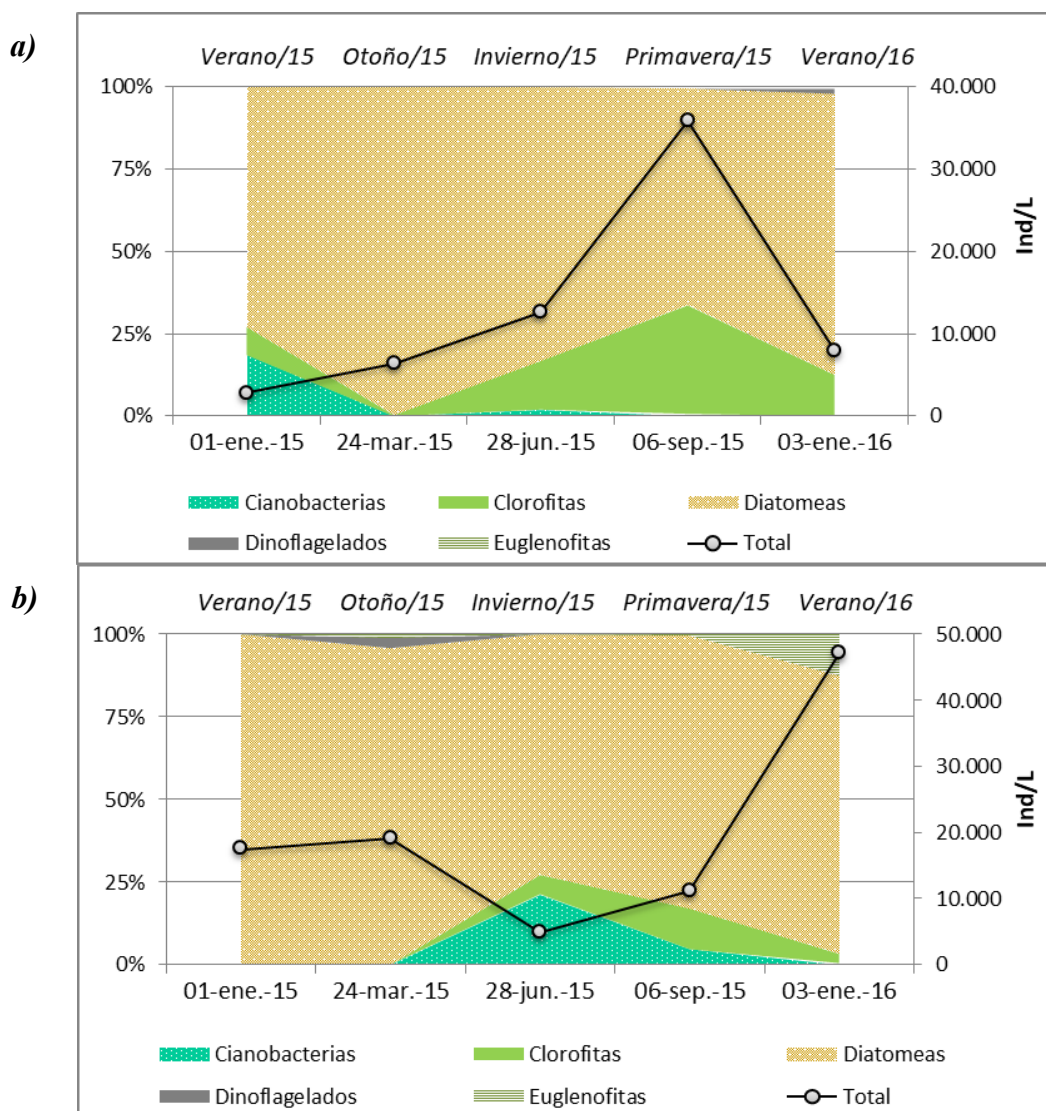


Figura 56. Abundancia total del microfitoplancton e importancia relativa de los grandes grupos en: a) Arroyo San Gabriel y b) Arroyo La Cascada

En el ALC las diatomeas también presentaron la mayor representatividad (Figura 56 b). En el verano y otoño de 2015 rondó entre un 99 y 96% respectivamente con una importante diversidad de especies que presentaron abundancias similares en ambas épocas, diferenciándose el muestreo de marzo que también registró la presencia de *Dinoflagelados* (3%).

En el invierno cuando se dio la menor abundancia total, las diatomeas representaron un 73% con la presencia mayormente de especies del género *Nitzschia* y *Navicula*, las cianobacterias con un 21% dominando el género *Phormidium sp* y las clorofitas con un 3%.

En primavera la proporción de cianobacterias fue menor (4%) con presencia de especies del género *Chroococcus*, las clorofitas representaron el 12 % principalmente con especies del género *Closterium* y las diatomeas (82%) dominadas por *Nitzschia vemicularis*, *Melosira varians* y especies del género *Navicula*.

En el verano del 2016 se da la mayor abundancia total en el que las diatomeas (84%) estuvieron dominadas por *Nitzschia vemicularis*, le siguieron las euglenofitas (12%) con presencia de especies de *Lepocinlis*, *Euglena* y *Trachelomonas* y por último las clorofitas presentaron la menor representación (3%) con la presencia de *Scenedesmus quadricauda*.

En el embalse y a la salida la proporción de los grupos en las diferentes estaciones así como las abundancias totales presentaron una cierta similitud (Figura 57 a y b).

En el embalse durante el muestreo de verano del 2015 las clorofitas (principalmente especies de los géneros *Pediastrum* y *Staurastrum*) y las diatomeas (con la participación de especies de los géneros *Surirella*, *Cyclotella* y *Aulacoseira*) representaron alrededor del 40% cada una. A la salida, si bien se registraron los mismos tipos de especies las clorofitas (71%) predominaron sobre las diatomeas (29%).

En otoño en ambos sitios, la representación de los diferentes grupos fue muy similar rondando las clorofitas (con la participación de especies de los géneros *Staurastrum*, *Dictyosphaerium* y *Coelastrum pulchrum*), las diatomeas (con especies del género *Aulacoseira*) y las cianobacterias (principalmente especies de *Chroococcus* y *Microcystis*) en un 30% cada una.

En invierno se redujo en ambos sitios la proporción de las cianobacterias mientras que predominaron las clorofitas con alrededor del 50% en el que se destacó *Starurastrum tetracerum*, seguido por las diatomeas con una proporción del 40% en la que predominaron especies del género *Aulacoseira*.

Hacia la primavera, época en la que se registró la mayor abundancia total, en ambos sitios las diatomeas representaron aproximadamente el 80% con la dominancia de especies del género *Aulacoseira*.

En el verano del 2016 en el embalse y a la salida predominaron las clorofitas con un 92 y 83% respectivamente con la dominancia de especies del género *Closterium* seguido de una gran diversidad de especies con una abundancia variable.

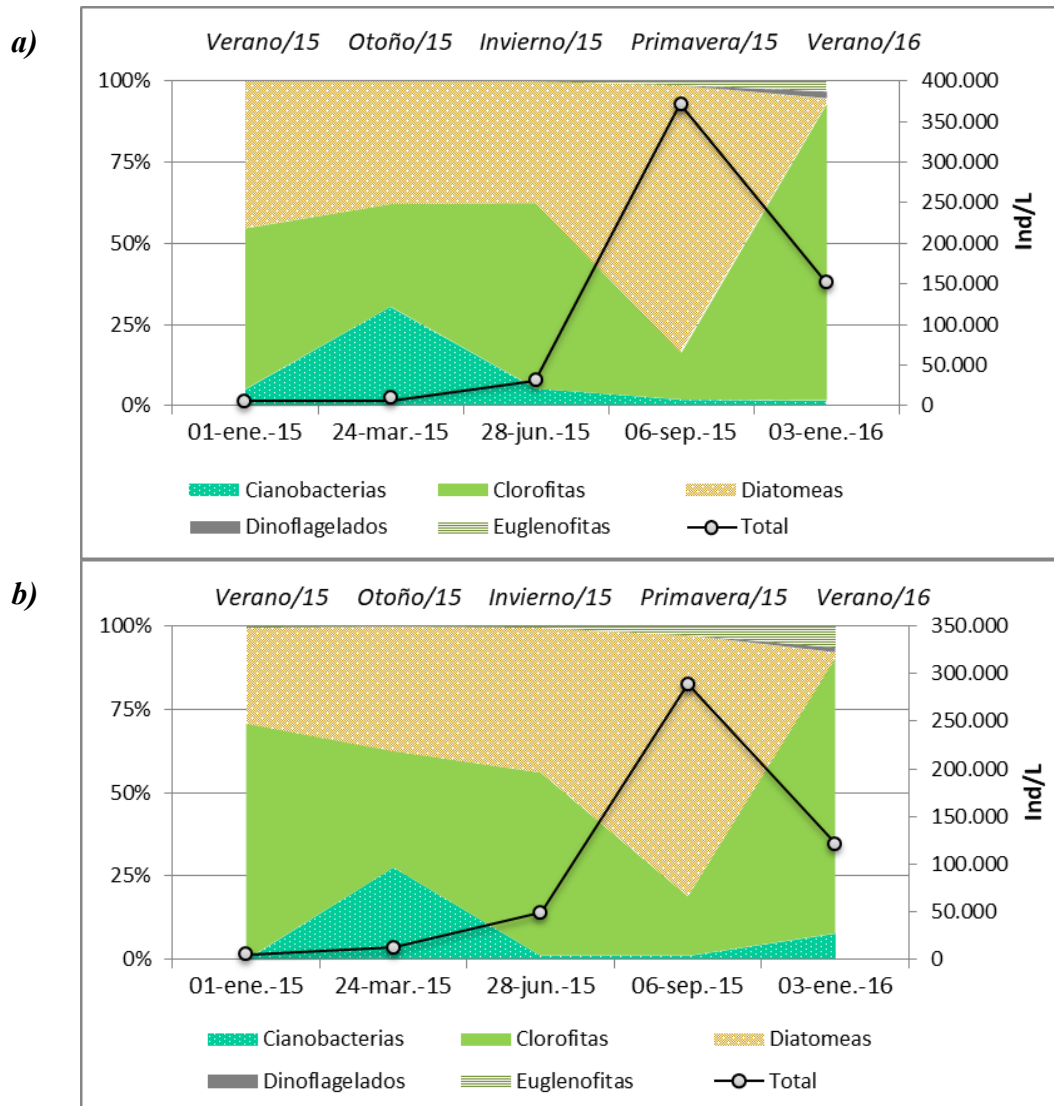


Figura 57. Abundancia total del microfitoplancton e importancia relativa de los grandes grupos en: a) Embalse y b) Salida

Si bien en otoño y en primavera se dieron valores similares de clorofila-*a* en el embalse (ver Figura 49), la misma no se reflejó en la abundancia microfitoplanctónica (ver Figura 55). Esto podría estar asociado a la fracción del fitoplancton sobre la cual se realizó el análisis cuantitativo debido al uso de la red, ya que las fracciones de menor tamaño que podrían estar presentes no fueron retenidas por la misma, mientras que para la determinación de la clorofila-*a* se habría incluido prácticamente toda la comunidad fitoplanctónica.

Por otro lado, dicha contradicción también podría asociarse a que en otoño predominaron dentro del microfitoplancton especies coloniales o cenobiales de cianobacterias y clorofitas, con un importante número de células o especies de mayor tamaño que presentarían mayor

contenido de clorofila-*a* igualando los valores que se dieron en primavera, la cual estuvo dominada principalmente por la especie *Aulacoseira granulata*.

Se considera que los resultados obtenidos en relación a la abundancia del fitoplancton deben ser interpretados con recaudos, ya que al contabilizarse solamente el microfitoplancton, los mismos no son comparables con los numerosos estudios que incluyen a la totalidad fitoplanctónica, como los que han sido citados en la introducción de esta tesis.

4.15.2 Análisis en el perfil del embalse

A partir del análisis de la distribución del microfitoplancton total en el perfil (Figura 58), puede decirse que en general las proporciones de los grupos o predominancias existentes en cada estación se mantienen a las diferentes profundidades y se observa una tendencia de aumento en el número de individuos desde la superficie hacia la profundidad.

En todas las estaciones y en las diferentes profundidades se contó con la presencia de clorofitas. En invierno prevalecieron sobre las diatomeas mientras que en primavera se dio una situación inversa. Sin embargo su mayor registro y dominancia se dio especialmente en el muestreo del verano del 2016 en el cual predominaron ampliamente sobre el resto de los grupos y la abundancia fue similar en toda la columna de agua.

Las cianobacterias tuvieron mayor presencia en la estación de otoño, especialmente a los 0,50 m disminuyendo hacia la profundidad, siendo reemplazadas a 1 m por las clorofitas y a los 2 m por las diatomeas.

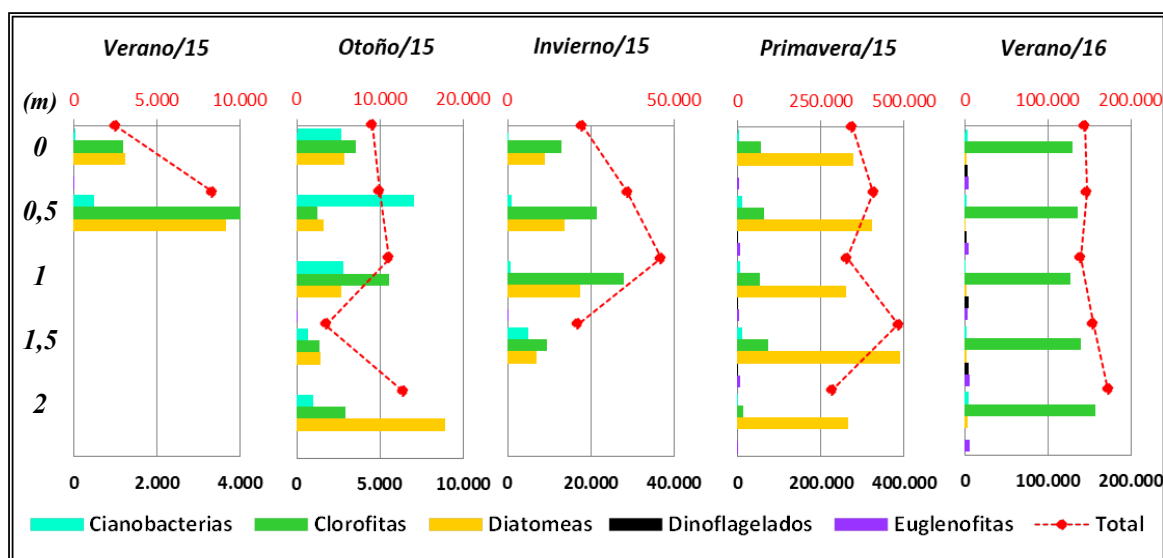


Figura 58. Abundancia de los grandes grupos y del microfitoplancton total (ind/L) en el perfil vertical del embalse por estación.

Como fue descrito en el Apartado 4.9.3 (Figura 45) la relación nitrógeno/fósforo (N:P) fue menor en otoño de 2015, principalmente y en verano de 2016 lo que indicarían una limitación por parte del N. En general ante esta situación tiende a predominar la presencia de cianobacterias fijadoras de nitrógeno las cuales pueden suplir esa carencia obteniendo el mismo del aire (Margalef, 1983).

Coincidentemente en la presente investigación la mayor abundancia de cianobacterias se registró en otoño, mientras que en el verano de 2016 a pesar de registrarse una limitación por parte del N dominaron las clorofitas, incluso en toda la columna de agua (Figura 57a y 58).

4.16 Análisis estadístico del microfitoplancton

En la siguiente figura se presentan los resultados del Escalamiento Multidimensional no paramétrico (MDS). Este análisis resultó en un Stress de 0,14 y a partir de la distribución de las muestras en el gráfico se observan diferencias tanto espaciales como temporales de acuerdo a la comunidad fitoplanctónica identificada (Figura 59). Los puntos que se localizan más cercanos representan muestras más similares en composición de especies, mientras que los que se encuentran más distantes representan muestras de comunidades diferentes.

Por un lado se observa claramente la diferenciación de los arroyos con respecto al embalse y salida, lo que indicaría una asociación de especies diferentes entre ambos sitios. Hacia la derecha se localizan las muestras de ambos arroyos durante las diferentes estaciones del año y a la izquierda todas las muestras realizadas en el embalse desde la superficie hasta los 2 m de profundidad junto con la salida.

A su vez se evidencia una diferenciación de acuerdo a la estación del año. Todas las muestras del embalse y la salida de la primavera del 2015 y verano del 2016 se encuentran próximas, lo que indicaría una cierta similitud en la composición de especies entre las mismas, al igual que lo que ocurre entre el otoño e invierno.

Por su parte las muestras del verano del 2015 se encuentran más próximas a las obtenidas en las estaciones de otoño e invierno del mismo año, pero muy diferente, dada la distancia, con el verano siguiente lo que indica que ambos veranos fueron muy disimiles.

De igual manera se evidencia esta situación con los arroyos y a su vez en cada fecha de muestreo se ve una distancia entre ambos lo que indicaría diferencias entre los mismos, excepto en el invierno, donde se observa que es la estación en que los puntos están más próximos tornando los mismos más similares entre sí.

Las diferencias observadas en cuanto a la composición taxonómica y sus abundancias fueron evaluadas a través de un análisis de similitud no paramétrico (ANOSIM). El coeficiente R global fue igual a R: 0,349, con un nivel de significación de 0,1% el cual marca que las diferencias entre las estaciones son significativas.

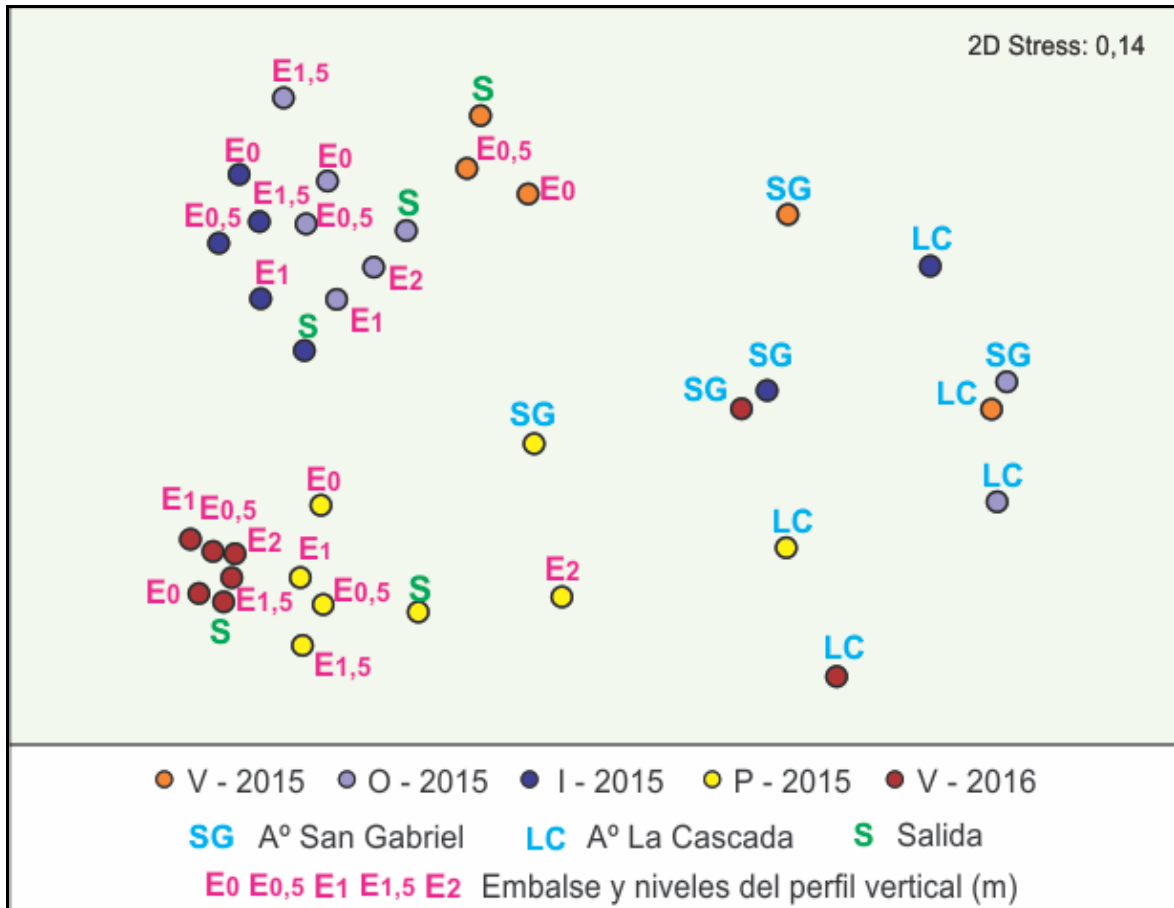


Figura 59. Ordenamiento MDS por estación y sitio de muestreo.

4.17 Micofitoplancton y variables ambientales

El Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) realizado a partir de las dos matrices confeccionadas, una con las variables ambientales y otra con la abundancia del plancton de red, por sitio de muestreo y estación del año explicó el 53,1 % de la variabilidad (Figura 60).

De acuerdo a la orientación de las variables ambientales representadas por los vectores, el Eje 1 (33,7%) se correlacionó principalmente con el pH y el amonio, mientras que el Eje 2 (19,4%) lo hizo con la temperatura. El resto de las variables que fueron retenidas por el análisis, como la conductividad y la clorofila-*a* especialmente, así como el PT y la transparencia, también brindan información pero se correlacionaron equitativamente con ambos ejes. A su vez se evidencian relaciones entre dichas variables: el pH se relacionó negativamente con el amonio, así como la clorofila-*a* con la conductividad.

Por otro lado, de acuerdo a la orientación de las variables ambientales y la distribución de las muestras se pueden identificar diferentes agrupamientos. En los cuadrantes I y II puede observarse un ordenamiento de las muestras obtenidas en ambos arroyos, que estarían correlacionadas principalmente con la conductividad y el amonio. Contrariamente a esta situación en los cuadrantes III y IV se encuentran ordenadas las muestras del embalse (desde la superficie hasta los 2m) y la salida, diferenciándose de los arroyos, pero a su vez se distingue una variación de acuerdo a la estación del año.

En el cuadrante III se localizan las muestras del embalse y la salida, correlacionados a la clorofila-*a*, que se diferencian de los casos del verano del 2016 localizados en el cuadrante IV que presentaron una mayor correlación con la temperatura.

En el centro del gráfico se encuentran las muestras del embalse y la salida tanto del verano del 2015 así como de otoño e invierno, que por su ubicación no se verían directamente correlacionadas con una variable en particular.

Cabe remarcar que si se compara el gráfico obtenido en el presente análisis (Figura 60) con el resultado del MDS (Figura 59), pese a ser métodos de análisis distintos, se puede observar una similitud en el agrupamiento de las muestras de acuerdo a las asociaciones de especies, tanto espacial como temporalmente, lo que evidencia una consistencia en los resultados obtenidos.

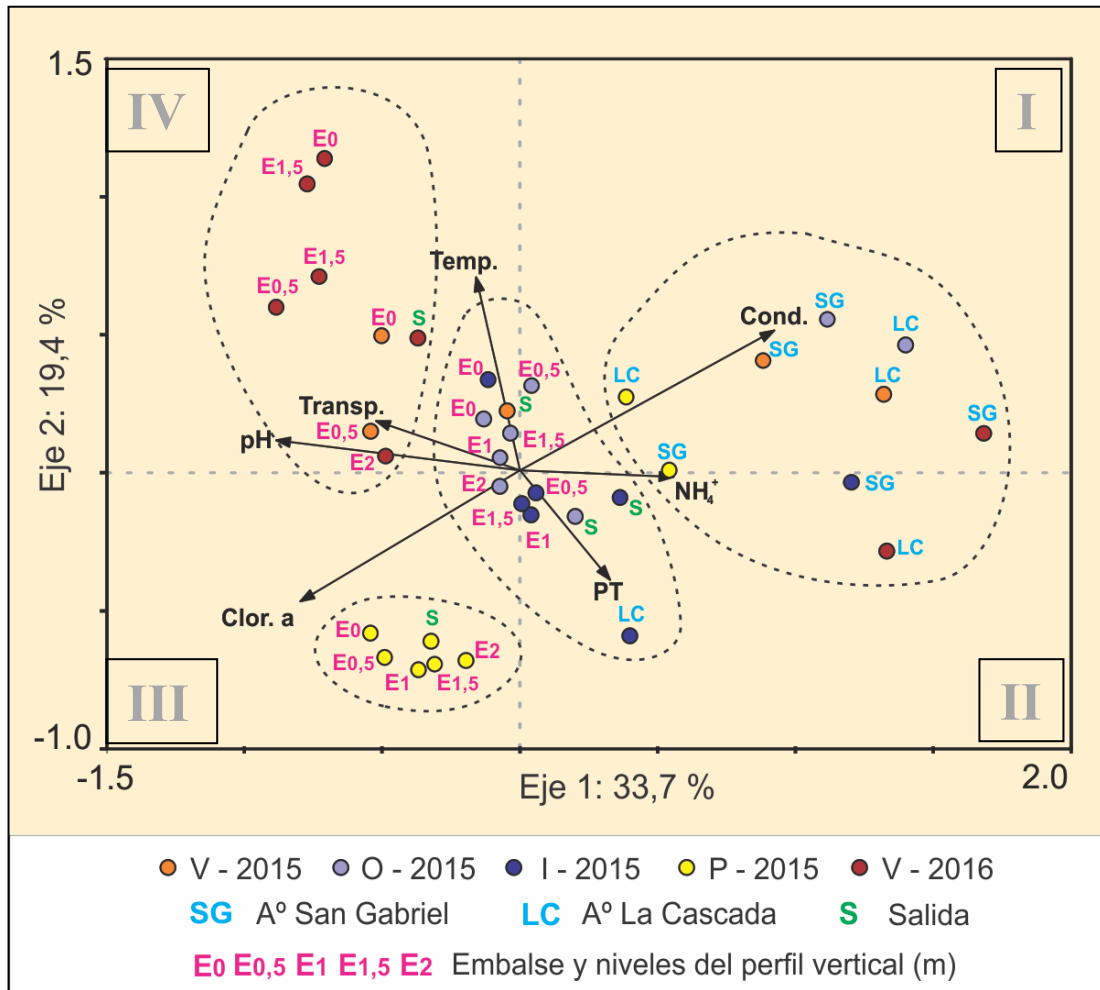


Figura 60. Diagrama biplot resultado del CCA donde se observan las variables ambientales vs muestras por sitio y estación del año.

A partir del análisis de la abundancia total del microfitoplancton puede decirse que la misma fue baja en comparación con un estudio realizado en el embalse durante el verano del 2005 (IHLLA, 2005a) en el cual se obtuvo una abundancia 1000 veces superior a la de la presente investigación. Dicha diferencia se encontraría vinculada a la metodología de toma de muestra, ya que como fue mencionado en el Apartado de la Metodología, el presente estudio se centró en la fracción mayor a las 20 μm , mientras que en el muestreo realizado por el IHLLA (2005a) se tomó una muestra de agua sin filtrar, contabilizándose toda la fracción fitoplanctónica.

Sin embargo, cabe remarcar la situación que se desarrolló durante todo el año anterior al período de estudio que se caracterizó por una precipitación por encima de la media histórica y con excesos en casi todos los meses que superaron en 482 mm al exceso promedio. Esta situación se evidencia en la diferenciación que se produjo entre los dos veranos analizados (2015-2016). Si bien en ambos se registraron precipitaciones superiores a la media, éstas

fueron mayores en el verano del 2015 lo que plantearía una situación atípica en los primeros muestreos realizados que podría estar asociada a las condiciones hidrometeorológicas que precedieron al estudio y que como se mencionó anteriormente impactó también en el resto de las diferentes variables analizadas.

Si bien en muchos cuerpos de agua la disponibilidad de nutrientes se constituye como una limitante para el desarrollo fitoplanctónico, existen diferentes trabajos que plantean a la dinámica hidrológica como el principal factor determinante de los cambios temporales en las comunidades de fitoplancton independientemente de la concentración de nutrientes en el sistema (López et al., 2012; Meichtry de Zaburlín et al., 2013).

En los embalses, de acuerdo a la localización de los mismos, a las características morfológicas, así como su tipo de descarga y la posibilidad de manejo del flujo de agua, se generan importantes variaciones en las condiciones hidrológicas. Debido a esto, los cambios en la entrada, la salida, el nivel del agua y el tiempo de retención afectan directamente las características limnológicas (Toja, 1982; Straškraba et al., 1993; Soares, et al., 2012).

Según Straškraba (1999) un embalse puede convertirse en un sistema fluvial cuando el tiempo de retención es corto o totalmente lacustre cuando es largo.

Existen diferentes trabajos que señalan la importancia del régimen hídrico en la regulación de la comunidad fitoplanctónica (Quirós y Luchini, 1983; Chalar et al., 2002; Mac Donagh et al., 2009; López et al., 2012; Meichtry de Zaburlín et al., (2010).

De acuerdo a Meichtry de Zaburlín et al. (2013) la composición y densidad del fitoplancton en la represa de Yacyretá presentó una marcada variación espacial y temporal determinada principalmente por las variaciones del régimen hidrosedimentológico. El ingreso de bajos caudales generó una mayor estabilidad en el embalse que favoreció en el aumento del fitoplancton mientras que ante altos caudales aumentó el transporte y la exportación de organismos.

Los trabajos mencionados, llevados a cabo en diferentes embalses del país así como en países vecinos y en otras regiones, con diferencias a su vez en las particularidades de los cuerpos de agua estudiados, respaldan la situación observada en el Lago del Fuerte.

Cabe mencionar que si bien en la presente investigación el lago exhibió una baja abundancia fitoplanctónica que estaría asociada a la metodología descripta, Cifuentes (2012) registró en el período de octubre de 2007 a octubre de 2008 la presencia de una floración de cianobacterias con una abundancia que superó los niveles estipulados como seguros por la OMS (1999) para aguas recreativas, alcanzando el nivel de Alerta Preventivo Moderado.

Dicho momento se caracterizó por el desarrollo de escasas precipitaciones con un valor por debajo de la media histórica en casi 300 mm. Ante esta situación la entrada de agua al embalse sería menor, tendiendo a una baja tasa de renovación y mayor tiempo de residencia. Esto habría generado condiciones de estabilidad en el embalse que ante parámetros ambientales óptimos y con una carga de nutrientes suficientes permitieron el desarrollo algal. Además cabe citar que en el mismo período mencionado se produjo una disminución abrupta en la abundancia fitoplanctónica ante eventos de precipitaciones cercanos a los momentos de muestreo que reflejarían nuevamente la relación entre las condiciones hidrológicas y el desarrollo algal.

Con respecto a la composición del microfitoplancton del Lago del Fuerte, en la presente investigación se destaca la presencia constante y hasta dominante en algunos muestreos de la especie *Aulacoseira granulata*, no identificada en trabajos anteriores en el área de estudio.

Meichtry de Zaburlín et al. (2013) destacan la dominancia de *Aulacoseira* sp. en la represa de Yaciretá ante períodos de mayor turbulencia, al igual que lo observado en otros embalses de Brasil (Nogueira y Matsumura-Tundisi, 1996 y Rodrigues et al., 2009).

A su vez De León y Chalar (2003), en un estudio realizado entre septiembre de 2000 y marzo de 2002 el embalse Salto Grande, plantean que las diatomeas céntricas del género *Aulacoseira* dominaron la comunidad fitoplanctónica en la mayoría de las muestras presentando su mayor abundancia entre invierno y primavera, épocas en las que se dio un mayor ingreso de caudal, una mayor turbulencia y menor tiempo de residencia de las aguas, para luego ser reemplazadas en verano por especies de cianobacterias. Los autores mencionan la existencia de resultados similares en trabajos anteriores en el mismo sitio (Quirós y Luchini, 1983; Berón, 1990), así como en otros embalses de la región (Bonilla, 1997; Gómez, 1990, 1991; Hino, 1979; O'Farrell, 1994; Pérez et al., 1997; Reynolds et al., 1986; Tundisi, 1990; Vila, 1987) y de España (Margalef et al., 1976; Planas, 1975). Según las estrategias ecológicas definidas por Reynolds (1988), consideran a estos organismos estrategias R, característicos de sistemas turbulentos y sometidos a diferentes cambios lumínicos, por lo que la dominancia de la mencionada especie indicaría características de este tipo en el Lago del Fuerte que podrían estar vinculadas al importante exceso hídrico que caracterizó al período de la investigación.

En el área de estudio los trabajos previos sobre la comunidad fitoplanctónica han sido puntuales, realizándose principalmente en verano sin un seguimiento del desarrollo estacional para conocer su dinámica, excepto el trabajo realizado por Cifuentes (2012). El mismo se llevó a cabo en el período de un año en el que dominaron especies de cianobacterias arrojando resultados muy distintos a los de la presente investigación. Esta diferenciación evidencia que la

respuesta de los diferentes grupos y su composición se encuentran íntimamente ligadas a las condiciones meteorológicas e hidrológicas generándose diferentes respuestas de los organismos a dicha situación.

A su vez, ninguno ha incluido el análisis de la composición zooplanctónica la cual sería interesante incorporar para conocer las interacciones y la incidencia que podría estar ejerciendo sobre el desarrollo algal.

Como se describió anteriormente, de acuerdo a los resultados obtenidos por el balance de masa de nutrientes y el modelo de eutrofización, el embalse recibió una carga crítica de fósforo que excede su valor permisible, que lo cataloga como eutrófico. Sin embargo a partir del análisis de la dinámica del microfitoplancton, tanto en su composición así como en la abundancia total se puede observar que ante las condiciones hidrológicas imperantes el mismo exhibió un comportamiento eutrófico moderado, viéndose dominado por especies de diatomeas y clorofitas. Por el contrario, ante condiciones de escasas precipitaciones y déficit hídrico la situación se revierte profundizándose los síntomas de la condición eutrófica tendiendo a afectar la calidad del agua y a los usos que se desarrollan sobre el mismo debido a la ocurrencia de floraciones de cianobacterias.

4.18 Análisis integrado

El estudio del Sistema Ambiental implica asumir un abordaje epistemológico que contemple la multiplicidad de intra e inter relaciones complejas que lo conforman, así como la incertidumbre asociada.

El desarrollo de esta investigación se enmarca en el paradigma en donde los recursos hídricos son un componente más de dicho sistema, cuyo conocimiento, características y dinámica para su diagnóstico y posterior gestión debió integrar tanto los aspectos naturales como los sociales de la problemática bajo estudio. Por tal motivo se tuvieron que considerar y utilizar métodos y técnicas provenientes de distintas disciplinas científicas.

Por consiguiente, analizadas las principales características del sistema ambiental bajo estudio y su complejidad, se presenta una integración de ambos subsistemas a fin de sintetizar las variables de mayor peso intervinientes así como las interacciones desarrolladas entre los mismos (Figura 61).

Como punto inicial cabe remarcar las condiciones hidrometeorológicas sobre las cuales se llevó a cabo la presente investigación que consistió en un período con precipitaciones que superaron ampliamente los valores medios, y registros de importantes excesos así como déficits en algunos meses, ya que serán clave en la respuesta de las diferentes variables analizadas y que seguramente las mismas podrán responder de diferente manera ante condiciones modulares o de contexto diferentes.

El Lago del Fuerte o Dique de Tandil es un embalse artificial con una antigüedad de 60 años. El mismo se construyó en el cierre de una cueca interserrana para evitar las inundaciones que afectaban a la ciudad. Presenta dos afluentes principales, el arroyo San Gabriel (ASG) por margen derecha y el arroyo La Cascada (ALC) por margen izquierda que en conjunto conforman la cuenca de aporte del Lago del Fuerte la cual de acuerdo a sus parámetros morfométricos exhibe una situación intermedia de peligrosidad ante eventos de crecida.

Es importante remarcar que a partir de la construcción del Dique el espejo de agua generó un polo de atracción para recreación y esparcimiento que hizo que en sus alrededores se produjera un gran incremento en la construcción de viviendas. Dadas las características geológicas y topográficas que dificultan la construcción de infraestructuras hidráulicas, casi toda la zona de estudio carece del servicio de agua de red y cloacas, por lo que toda el agua extraída del acuífero luego de su uso es devuelta degradada al sistema natural, el cual dadas sus características presenta una elevada vulnerabilidad.

Asimismo, a partir del análisis efectuado en ambas subcuencas de los arroyos tributarios se pudo identificar que las intervenciones antrópicas han modificado el drenaje natural, debido a la desviación de los cursos de agua transitorios.

Como fue mencionado, aunque en toda la zona existe una importante área con presencia de afloramientos rocosos y vegetación nativa, hay una tendencia al crecimiento del uso residencial, desarrollo de emprendimientos hoteleros y cabañas así como actividades recreativas y mayor presencia de ganado (principalmente en la subcuenca del ALC), mientras que se evidencia una disminución del uso agrícola.

Si bien ambos arroyos presentan similitudes en su composición geológica, en sus máximos y mínimos de caudal y en algunos parámetros morfométricos, los mismos se diferencian en ciertos aspectos analizados:

El ASG presentó un escurrimiento fluvial constante que permitió realizar aforos durante el período de la investigación. En él se registraron las mayores concentraciones de fósforo, que aumentaron ante eventos de precipitación y elevado caudal, constituyéndose como la mayor fuente de aporte en el balance de masa de PT (64%). La presencia de dicho nutriente se asoció al uso agrícola, ya que la subcuenca presenta mayor superficie con uso del suelo cultivable y a la pendiente del terreno que generaría mayor escorrentía y arrastre de materiales. El PT presentó diferencias significativas con el embalse.

Por su parte el ALC sólo exhibió escurrimiento fluvial y la posibilidad de aforar ante eventos de precipitaciones abundantes y cercanas a la fecha de muestreo. En general se caracterizó por presentar situaciones de estancamiento, con desarrollo de importante vegetación sobre el cauce. Ante ausencia de precipitaciones y bajo caudal el mismo arrojó mayor CE y concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto que se asociaron al caudal base y al uso del suelo urbano por presentar mayor ocupación con uso residencial así como cabañas y hoteles. Ante tales situaciones también se dio la mayor abundancia de fitoplancton y no presentó diferencias significativas con el embalse en las variables temperatura y oxígeno disuelto. Sin embargo el mencionado arroyo, arrojó un mayor aporte de caudal anual en el balance hidrológico del lago, debido a su mayor superficie de aporte así como a las características de rápida concentración de las aguas.

El análisis y evaluación del balance hidrológico de toda la cuenca de aporte determinó que el 85 % del ingreso por precipitación egresa por evapotranspiración y el 15 % lo hace por escurrimiento hídrico superficial y subterráneo. Para la resolución del balance en el lago se tuvo en cuenta el coeficiente de escurrimiento el cual rondó en un 7,5 %.

De acuerdo al balance hidrológico efectuado en el embalse, el escurrimiento superficial constituyó el principal ingreso (77%), seguido del subterráneo (13%) y la precipitación directa (10%), mientras que el egreso se produjo principalmente por las compuertas del embalse (91%) y el resto por evaporación.

En relación a los parámetros físicoquímicos, el Lago del Fuerte registró en su perfil vertical un cierta homogeneidad de las variables analizadas excepto el OD que tendió a la disminución con la profundidad generándose condiciones cercanas a la anoxia durante el día y con diferencias entre los veranos analizados asociadas a las condiciones hidrometeorológicas.

El embalse presentó una tasa de renovación media de 0,14 años o 53 días. Se encuentra en estado eutrófico y se comporta como una trampa de calor, sedimentos y nutrientes. Si bien presentó concentraciones suficientes de estos últimos, la abundancia del microfitoplancton y su composición se vio influenciada por las condiciones hidrológicas. Ante abundantes precipitaciones y exceso hídrico se produce una mayor renovación de las aguas limitando el desarrollo algal con una biomasa similar a los cursos de agua que aportan al embalse, mientras que ante un menor ingreso de agua disminuye la renovación de la misma y aumenta su tiempo de residencia permitiendo el crecimiento del fitoplancton incluso con floraciones de cianobacterias ante eventos de sequía y precipitaciones por debajo de la media como se constató en trabajos antecedentes.

El lago recibe una carga externa de P que excede los valores permisibles de acuerdo a sus parámetros morfométricos e hidráulicos, así como también presenta una importante acumulación del mismo en los sedimentos que actúan como sumidero, el cual podría convertirse en una carga interna ante condiciones de anoxia.

Con respecto a la gestión del embalse así como de la cuenca de aporte, en general se constató la superposición de diferentes actores locales y provinciales entre los que se identificaron: Dirección de Hidráulica de la Provincia de Buenos Aires, Organismo Provincial para el Desarrollo Sustentable, Municipio de Tandil, Obras Sanitarias, Dirección de Medio Ambiente, ONGs, turismo, residentes, y quienes tercerizan los usos y actividades de las inmediaciones del lago los cuales persiguen diferentes intereses.

Se destaca la existencia de una relación contradictoria entre actores, escalas y competencias de acción, así como de la concurrencia de marcos regulatorios en el área de estudio.

A partir del planteo del modelo conceptual y de funcionamiento del embalse, se puede concluir que la dinámica ecohidrológica del mismo tiene vinculación con aspectos del medio

natural, así como con variables del medio socioeconómico. Los resultados de este trabajo de Tesis ponen de manifiesto la vinculación entre la calidad ambiental del lago y las modificaciones antrópicas de la cuenca así como la importancia del análisis y monitoreo del mismo, debido a su gran relevancia turístico-recreativa para la ciudad.

Ante tal situación se torna necesario profundizar en una evaluación sobre la gestión ambiental actual de la cuenca de aporte del Lago del Fuerte, en particular el manejo de los recursos hídricos y la planificación del territorio a fin de generar un aporte para los tomadores de decisión a nivel local y regional, que sirva de base para estrategias político-institucionales tendientes al ordenamiento territorial y el manejo integrado de los recursos hídricos.

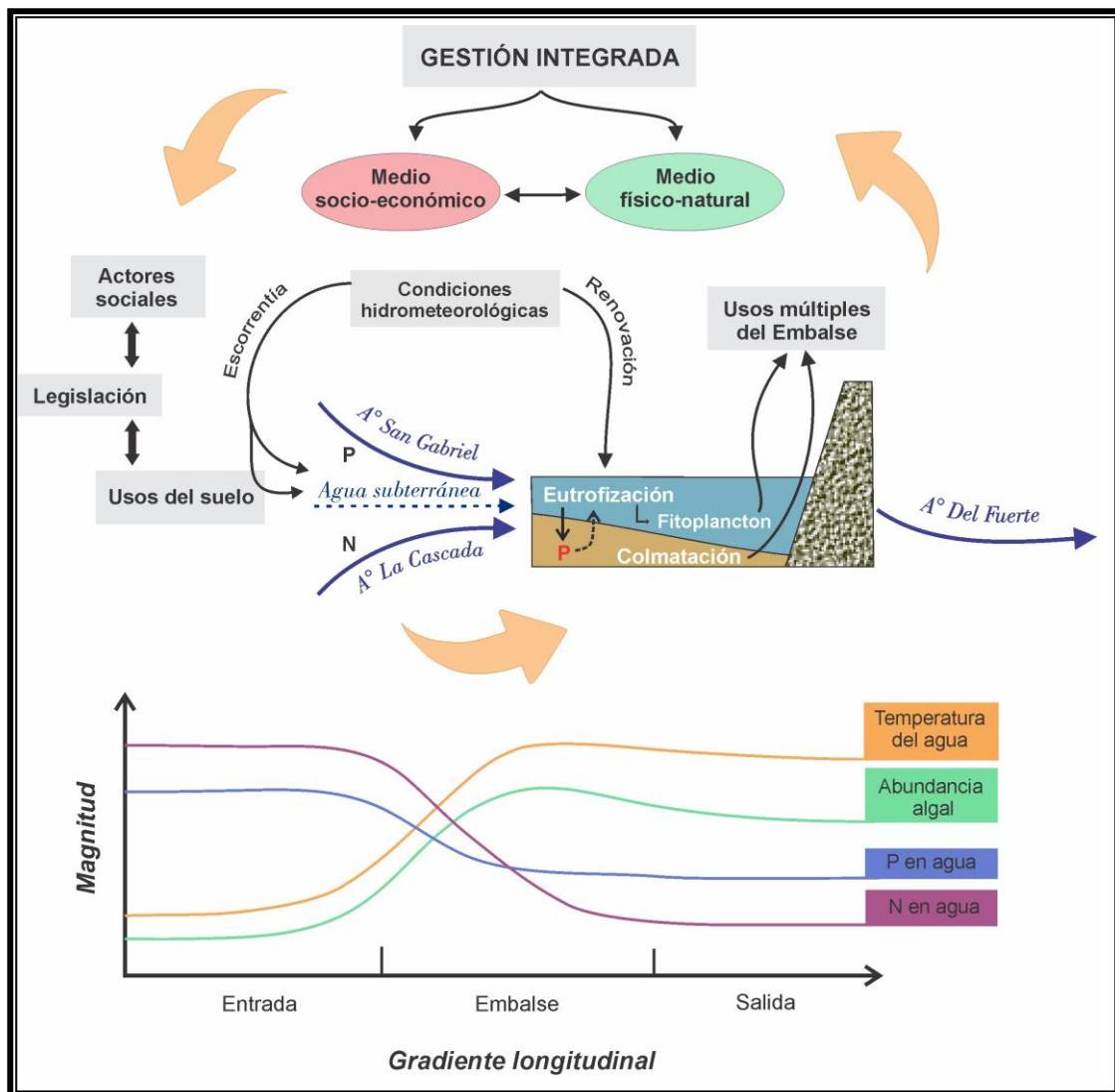


Figura 61. Análisis integral con las principales variables intervinientes.

Capítulo 5

CONSIDERACIONES FINALES

5.1 Sugerencias de Gestión

Retomando lo abordado en la Introducción de la presente investigación, la eutrofización y sus consecuencias se han transformado en una de las principales amenazas de la calidad del agua de los cuerpos superficiales a nivel mundial y constituyen una de las problemáticas inherentes a la construcción de embalses.

Como se mencionó, existe variada bibliografía en la cual se plantean diferentes medidas de gestión para el control de la eutrofización para cuerpos de agua superficial en general y específica para embalses en particular, pero es necesario destacar aquellos aspectos que son necesarios para poder llegar a una gestión de manera efectiva.

En primer lugar cabe mencionar que las diferentes medidas de aplicación deben enmarcarse en la visión de la Gestión Integral de los Recursos Hídricos (GIRH). Los lagos y embalses no pueden ser manejados de manera aislada de su cuenca de drenaje, ya que los mismos se encuentran íntimamente relacionados. Se hace cada vez más imperioso integrar a la planificación del uso de la tierra y el ordenamiento territorial la gestión de los recursos hídricos a fin de resguardar la calidad y cantidad de los mismos.

Por tal motivo se considera necesario abordar las problemáticas y las medidas a tomar a nivel de cuenca para poder tener una visión del sistema en su conjunto.

De acuerdo al Comité Internacional del Medio Ambiente Lacustre (ILEC)⁸ y al Centro de Investigación para la Sustentabilidad y el Medio Ambiente (RCSE)⁹ (ILEC and RCSE, 2012), sólo es posible lograr un manejo sustentable de los lagos y sus cuencas a través de un manejo integral de los mismos. De acuerdo al documento elaborado por los organismos esto sólo es posible a través del mejoramiento continuo de la gobernanza de la cuenca del lago que se sustenta en seis pilares fundamentales: 1) un sistema de manejo a través de instituciones con un arreglo organizacional adecuado para beneficio de todos los usuarios; 2) el desarrollo de políticas que establezcan reglas del juego claras para regular los usos e impactos; 3) la participación de los diferentes actores en la toma de decisiones del manejo; 4) la implementación de tecnologías a través de intervenciones físicas sobre el área de estudio; 5) el fomento del conocimiento e intercambio de información entre la comunidad científica así como la comunidad en general para la toma de decisiones informada; 6) el desarrollo de recursos financieros para poder sustentar la aplicación de las diferentes medidas mencionadas.

⁸International Lake Environment Committee

⁹ Research Center for Sustainability and Environment, Shiga University

A su vez su implementación debe implicar un proceso de planificación a largo plazo que permita identificar puntos desde los cuales de inicia y metas a las que se quiere alcanzar, así como una visión cíclica que permita todo el tiempo revisar y evaluar las acciones realizadas y modificar o reforzar aquellas que sean necesarias para avanzar hacia una mejora continua en torno a un desarrollo sustentable del recurso.

Sobre embalses en general

En lo que respecta a la gestión de embalses en general, cabe mencionar que no existen recetas aplicables para diferentes cuerpos de agua. Estos presentan particularidades y dinámicas que les son propias por lo que es necesario contar con un conocimiento acabado tanto en lo que respecta al medio físico-natural como socioeconómico sobre el que se quiere gestionar.

Palau (2003) realiza una revisión cualitativa sobre las diferentes medidas de gestión asociadas a embalses para la problemática de eutrofización. El mismo plantea que existen diferentes niveles de actuación sobre la eutrofia de acuerdo a la instancia en que se encuentre la operatividad de un embalse. La situación ideal sería la **Predicción** la cual se evalúa desde la idea proyecto de la construcción y a partir de la misma se establecen diferentes medidas de **Prevención** que impidan o minimicen el proceso de eutrofización y sus consecuencias, pero debido a la complejidad del medio muchas veces la misma se manifiesta por encima de lo esperado o en aquellos embalses que ya se encuentran en explotación la posibilidad de acción se reduce así como aumentan los costos de operación y se aplican medidas de acción que apuntan a la **Corrección** de la misma, como es el caso del Lago del Fuerte.

Dentro de las principales sugerencias de acción para la **Corrección** de la eutrofia las mismas se dividen en medidas de Gestión o Tratamiento (Palau, 2003). Las primeras apuntan a mitigar los síntomas o a que se desarrollen dentro de valores admisibles. Las medidas de Gestión a su vez se dividen en dos niveles de aplicación:

- *A nivel de cuenca:* con medidas como tratamiento de aguas residuales; desviación de tributarios; control de contaminación difusa y restauración de márgenes de los cursos de agua con vegetación.
- *A nivel del agua embalsada:* con acciones como regulación del tiempo de residencia; selección de la altura de descarga; vaciados periódicos; sistemas de aireación.

En lo que respecta a las medidas de Tratamiento se considera que son viables solo en pequeños cuerpos de agua y ante usos específicos. Las mismas también presentan diferentes niveles de aplicación.

- *Sobre las comunidades acuáticas:* a través de modificaciones sobre la estructura trófica; extracción mecánica; aplicación de productos químicos.
- *Sobre el agua embalsada:* floculantes; oxidantes.
- *Sobre el sedimento del embalse:* secado y aireación; extracción; oxidación.
- *Agua y comunidades río abajo:* aireación del agua saliente; régimen de caudales.

Sin embargo como ya se ha mencionado con anterioridad, para dar inicio al proceso de recuperación y para que las medidas a aplicar puedan ser efectivas, una condición necesaria pero muchas veces no siempre suficiente, es la reducción de la carga externa de nutrientes.

Sobre el Lago del Fuerte en particular

Como se ha venido planteando, una de las primeras cuestiones a tener en cuenta para una correcta gestión es el área de acción, por lo que sería necesario ampliar la zona de influencia de la legislación vigente a toda la superficie de la cuenca de aporte del lago, ya que como se ha visto se encuentran íntimamente relacionadas y la misma es considerada como la superficie óptima (GWP, 2009).

A su vez es menester la reactivación o creación de un Ente que lleve adelante las diferentes medidas a aplicar. El mismo debiera estar conformado por los diferentes actores claves relacionados con el Lago del Fuerte a fin de formular políticas y medidas de acción consensuadas en pos de lograr un manejo adecuado y sustentable del mismo. El mismo debería contar con el asesoramiento de distintos profesionales que trabajen de manera interdisciplinaria a fin de evaluar los distintos aspectos de la problemática pero desde una mirada integral.

Dichas medidas mencionadas están en sintonía con las propuestas en el año 1995 por el Instituto de Hidrología de Llanura de Azul (IHLLA, 1995). Si bien a partir de las mismas se modificó la legislación de ese entonces y se establecieron aspectos más detallados sobre los usos y restricciones sobre el cuerpo de agua y sus inmediaciones, así como sobre sus tributarios, la zona de influencia sigue sin incorporar la cuenca de aporte lo que impide tener una visión integral de la problemática a abordar así como también superposición de competencias, concurrencia de marcos regulatorios y falta de participación social.

Es necesario consensuar un plan de manejo con medidas a aplicar en el corto, mediano y largo plazo, pero sobre todo definir la funcionalidad del Lago del Fuerte. Si bien el mismo presenta una importancia tanto para los residentes como para los turistas, se debe destacar que el mismo se construyó para evitar las inundaciones que se producían en la ciudad. De acuerdo a los entrevistados, en especial desde la Dirección de Hidráulica el mismo no estaría funcionando adecuadamente debido a la colmatación que presenta y es necesario tomar medidas de acción para revertir esta situación. Sin embargo la posibilidad de dragado de los sedimentos se viene planteando desde hace años pero la misma no se aplica debido a los diferentes intereses que se encuentran en juego, así como los costos y la certeza de si es una medida efectiva o no. Pero tampoco existen acciones sobre la cuenca y cursos de agua tendientes a la amortiguación de dicho proceso.

Como se evidenció en el presente estudio y a partir de trabajos antecedentes, la dinámica hidrológica tiene un peso muy importante en el mantenimiento de un grado de eutrofia adecuado así como en el comportamiento de la comunidad fitoplanctónica ya que ante altas precipitaciones y elevada renovación del agua del embalse la productividad primaria se ve reducida, mientras que ante situaciones de escasez hídrica, debido a que el pelo de agua se encuentra por debajo de la descarga del embalse la misma queda retenida por más tiempo aumentando su permanencia y generándose condiciones propicias para el crecimiento algal. Ante tal situación y ante la necesidad recurrente de adoptar alguna medida para restablecer la capacidad de respuesta del embalse en el control de inundaciones, se torna imperioso evaluar la posibilidad de rediseñar el funcionamiento de la descarga del mismo, que permita ejercer un control sobre la dinámica hidrológica y que se destine a atacar las principales problemáticas que afectan su funcionalidad, la eutrofización y colmatación.

De todas formas, a pesar de esta medida estructural, es necesario aplicar diferentes acciones de tipo Correctivas para atenuar o minimizar el proceso de eutrofización y sus consecuencias. Entre las estrategias a aplicar se pueden mencionar:

- Realizar monitoreo de algunos parámetros físico-químicos y biológicos, así como de la dinámica hidrológica para contar con un mayor y mejor conocimiento de su funcionamiento.
- Precaución ante situaciones de bajas precipitaciones en períodos de elevadas temperaturas e información a la población ante posibles desarrollos de cianobacterias.
- Reducir las cargas de nutrientes que llegan al lago a partir de la extensión del servicio de red cloacal; regularizar y fiscalizar la disposición de los efluentes en el área de estudio a través de controles del vertido de efluentes a los cursos de agua o el terreno sin tratamiento;

control del funcionamiento de las plantas de tratamiento particulares; supervisar la instalación de las mismas en los proyectos de construcción a realizarse; reducción del uso de abonos y fertilizantes en tierras agrícolas.

- Mantener o favorecer el desarrollo de cobertura vegetal en los márgenes de los arroyos a fin de minimizar la erosión del terreno y la llegada tanto de sedimentos como nutrientes.
- Realizar un ordenamiento y regular el uso del territorio de la cuenca de drenaje así como diseñar medidas para el trazado de las calles a fin de no pronunciar el grado de escorrentía y la llegada directa a los cursos de agua.
- Evaluar la eficiencia del sistema de oxigenación que se lleva a cabo a través del surgente artificial y de ser efectivo y ante necesidades de mayor oxigenación ampliarse a otras zonas del lago ya que se dispone de la infraestructura eléctrica para su funcionamiento.

5.2 Conclusiones

A partir de los resultados obtenidos en el presente trabajo se puede concluir que existen evidencias para validar la hipótesis de investigación. A su vez de dicho análisis surgen un conjunto de conclusiones que responden a los objetivos planteados:

- La caracterización de los usos del suelo y de los recursos hídricos en la cuenca de aporte determinó que existe una creciente ocupación del territorio por parte del uso residencial así como emprendimientos turísticos y mayor presencia de ganado en detrimento de zonas de sierras que presentaban vegetación sin modificar en simultáneo a una reducción de la superficie agrícola. Dicha ocupación carece de servicios sanitarios básicos y además se registran deficiencias en el control de la descarga de efluentes por parte de las autoridades competentes.
- La caracterización química de los arroyos afluentes determinó que ambos aportan cargas de nutrientes al embalse, sin embargo se diferenciaron en que el ASG presentó mayores concentraciones de fósforo mientras que el ALC de nitrógeno, las cuales se vincularon a los usos del suelo que prevalecen en cada una de las subcuencas.
- El análisis en conjunto de la hidrodinámica con la hidroquímica así como con la comunidad microfitoplanctónica de los arroyos demostró que ambos presentan un comportamiento similar ante abundantes precipitaciones y elevado caudal, mientras que ante condiciones opuestas se tornan muy disimiles.
- Del balance de masa de fósforo se concluyó que existe una diferencia entre la carga que ingresa y egresa, generándose una retención del mismo en el embalse la cual tiende a sedimentar y a acumularse en el sedimento constituyéndose en una potencial carga interna.
- A partir del modelo de eutrofización efectuado se pudo determinar que la carga externa de nutrientes que recibe el embalse es crítica dadas sus características morfológicas e hidrológicas y excede los valores permisibles por lo que se encuentra en estado eutrófico. Sin embargo, la comunidad microfitoplanctónica, pese a tener los nutrientes suficientes para su desarrollo, se vio limitada debido a las condiciones hidrometeorológicas de exceso hídrico que predominaron durante el período de investigación incidiendo tanto en la abundancia total así como en la composición de especies.
- El análisis del microfitoplancton evidenció que el desarrollo de cianobacterias fue escaso sin predominancia en ninguno de los muestreos efectuados en las diferentes estaciones del año, por lo que no se dio una situación de riesgo sanitario para el uso recreativo.

- A partir de la evaluación de la gestión de los recursos hídricos en la zona de influencia del embalse, así como en el propio cuerpo de agua, se determinó que existen reglamentaciones que establecen disposiciones sobre los usos permitidos y prohibiciones tendientes a la protección de la calidad del agua del lago y como recurso turístico. Sin embargo, existe una superposición de las mismas así como entre los organismos de control y un entramado de actores sociales que persiguen diferentes intereses que inciden en la gestión del embalse. A su vez la visión de la gestión se encuentra restringida a las inmediaciones del Lago del Fuerte sin tener en cuenta la cuenca de aporte y sin considerar un abordaje integral que apunte a un manejo sustentable.

BIBLIOGRAFÍA

- AHLGREN, I. (1978). Response of Lake Norrvikken to reduced nutrient loading. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 20: 846-850.
- AIZAKI, M., OTSUKI, A., FUKUSHIMA, T., HOSOMI, M., & MURAOKA, K. (1981). Application of Carlson's trophic state index to Japanese lakes and relationships between the index and other parameters, *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 21:1, 675-681, DOI: 10.1080/03680770.1980.11897067
- ALBORNOZ, H., GONZALEZ CASTELAIN, J., CIFUENTES M., y RODRIGUEZ. L. (2009). Estado trófico y monitoreo de variables limnológicas en un lago artificial (Lago Del Fuerte, Tandil, Prov. De Buenos Aires). *Biología Acuática* N° 26, Año 2009:1-6. ISSN 0326-1638.
- ALLEN, A (1996). *Introducción Teórica al Desarrollo Urbano Sustentable. M1: Teoría y Metodología de la Gestión Ambiental del Desarrollo Urbano. Maestría en GADU. Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Diseño. Universidad Nacional de Mar del Plata. Centro de Investigaciones Ambientales (CIAM).* p. 5-53. Mar del Plata, Argentina.
- ANDERSEN, J. M. (1976). An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water research*, 10(4), 329-331.
- ANDERSON, J. R., HARDY, E., ROACH, J., & WITMER, R. (1976). A land use and land cover classification system for use with remote sensor data. U. S. Geological Survey, Professional Paper 964. Washington.
- ANSARI, A. A., SINGH, S., LANZA, G. R., & RAST, W. (2011). *Eutrophication: causes, consequences and control.* Springer, the Netherlands, 394 p.
- APHA - American Public Health Association. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.* 22th Edition. Washington, DC. 1496 p.
- AROCENA, R., y CONDE, D. (1999). *Métodos en Ecología de Aguas Continentales, con Ejemplos de Limnología en Uruguay.* Universidad de la República. Facultad de Ciencias. Publicaciones y Difusión (DIRAC). ISBN: 9974-0-0107-2, Montevideo, Uruguay, 233 p.
- BARRANQUERO, R. (2015). *Análisis y evaluación del sistema hidrogeológico ambiental en la cuenca del arroyo Langueyú, Tandil, Buenos Aires.* Tesis Doctorado, 258 pp. y anexos. Universidad Nacional de Córdoba.
- BARRANQUERO, R., VARNI, M., BANDA NORIEGA, R., RUIZ DE GALARRETA, V. A., QUIROGA, M., y LANDA, R. (2008). Caracterización hidroquímica de las aguas subterráneas en la cuenca del arroyo Langueyú, Partido de Tandil, Buenos Aires. En: *Actas del II Congreso Argentino de la Sociedad de Toxicología y Química Ambiental (SETAC).* En CD. Mar del Plata.
- BARRANQUERO, R., VARNI, M., RUIZ DE GALARRETA, V. A. Y OCAMPO D. (2011). Evaluación del comportamiento hidrodinámico y cuantificación de la recarga en la cuenca del arroyo Langueyú, partido de Tandil. *Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al Ambiente*, 27: 63-72.
- BARRANQUERO, R., VARNI, M., RUIZ DE GALARRETA, V. A., y BANDA NORIEGA, R. (2012). Aporte de la hidroquímica al modelo conceptual del sistema hídrico subterráneo. Tandil, Argentina. *GEOACTA* 37 (2): 130-146.
- BAZÁN, R., LARROSA, N., BONANSEA, M., LÓPEZ, A., BUSO, F., y A. COSAVELLA. (2014). Programa de monitoreo de agua del Embalse Los Molinos, Argentina. *Revista Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, Vol. 1, No. 2.

- BERASAIN, G., y D. PADÍN. (2014). "Campaña de Relevamientos limnológicos e ictiológicos: Lago del Fuerte, Ciudad de Tandil". La Plata: Ministerio de Asuntos Agrarios.
- BERON, L. (1990). Features of the limnological behavior of Salto Grande's reservoir (Argentina- Uruguay). *Ecological Modelling*, 52: 87-102.
- BERTORA, A., GROSMAN, F., y SANZANO, P. (2016). "La comunidad de peces de la cuenca alta del arroyo Langueyú". I Jornadas Internacionales y III Nacionales de Ambiente. Tandil.
- BHAGOWATI, B., & AHAMAD, K.U. (2018). A review on lake eutrophication dynamics and recent developments in lake modeling. *Ecohydrol. Hydrobiol.* <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2018.03.002>
- BOGETTI, L. (2015). "Diagnóstico ambiental de la Cuenca Superior del Arroyo Langueyú". Tesis de Licenciatura en Diagnóstico y Gestión Ambiental. F.C.H. - UNICEN. Inf. Inédito. 115 p.
- BOLTOVSKOY, A., y FOGGETTA, M. (1985). Limnología física del embalse Rio Tercero (Térmica, Hidrología y Derivaciones Biológicas). *Rev. Biología Acuática* N° 7. ISSN 0326-1638. La Plata.
- BONILLA, S. (1997). Composición y abundancia fitoplanctónica de tres embalses en cadena sobre el Río Negro, Uruguay. *Iheringia, ser. Bot.*, 49:47-61.
- BORDET, F. H. (2010). Monitoreo Emergencia de Floración de Cianofíceas: Áreas Recreativas Embalse de Salto Grande. Informe, Período 2007-2009. Área Ecología. Comisión Técnica Mixta de Salto Grande.
- BORDET, F., FONTANARROSA, M.S., & O'FARRELL I. (2017). Influence of light and mixing regime on bloom-forming phytoplankton in a subtropical reservoir. *River Research and Applications* 33 (8): 1315-1326
- BOURRELLY, P. (1972). Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. I. Les algues vertes. Boubée & Cie. Paris.
- BUENDÍA, C., SABATER, S., PALAU, A., BATALLA, R. J., & MARCÉ, R. (2015). Using equilibrium temperature to assess thermal disturbances in rivers. *Hydrological Processes*, 29(19), 4350-4360. DOI: 10.1002/hyp.10489.
- BUNN, S. E., & ARTHINGTON, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30: 492–507. Doi: 10.1007/s00267-002-2737-0. PMID: 12481916.
- BURT, R. (Ed.). (2004). Soil Survey Laboratory Methods Manual. Soil Survey Investigations Report No. 42, Version 4.0. United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, 735 p.
- BUSTAMANTE, M. A., LOPEZ, F., y BONETTO, C. (2007). Obras de saneamiento en la cuenca del Embalse San Roque y estimación del régimen trófico en respuesta a un cambio de cargas. XXI Congreso Nacional del Agua. Tucumán. Mayo 2007.
- BUSTAMANTE, M. A., MORILLO, S., RODRÍGUEZ, M.I., GRANERO, M., RUIZ, M., FREYER, I., BUSSO, F., BONFANTI, E., y 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.
- CABRERA, A. L. (1971). Fitogeografía de la República Argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot.*, XIV (1-2), 42 p. Buenos Aires, Argentina.

- CABRERA, A. L. (1976). Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Buenos Aires: Editorial: ACME (TOMO II).
- CALCAGNO, A., FIORITI, M. J., PEDROZO, F., VIGLIANO, P., LÓPEZ, H., REY, C., RAZQUIN, M. E., & QUIRÓS, R. (1995). Catálogo de lagos y embalses de la Argentina. Dirección Nacional de Recursos Hídricos, Buenos Aires.
- CAMARGO, J. A., & ALONSO, A. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas*, 16(2), 1-13. ISSN: 1132-6344. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=540/54016211>
- CARDINI, J. C., ZABALETT, A., CARDINI, C. M., CONFALONIERI, R. A., DUARTE GUIGOU, D., PAVÓN MENA, L. N., y SCHILD, C. J. (2015). Avances en la modelización del proceso de crecimiento algal en el embalse de Salto Grande y el Río Uruguay. En actas XXV Congreso Nacional del Agua. Ciudad de Paraná. Argentina.
- CARLSON, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22: 361-369.
- CARMONA, F., RIVAS, R., FARAMIÑÁN, A.M.G., MANCINO, C., BAYALA, M., PEREZ, W. (2019). Evaporation process study through in situ and remote sensing data at Tres Quebradas Salt flat. *Revista de Teledetección*, 54, 1-14. <https://doi.org/10.4995/raet.2019.12264>
- CARPENTER, R. S., & COTTINGHAM, K. L. (1991). Resilience and restoration of lakes *Conservation Ecology* 1: 7-21.
- CARPENTER, S. R., CARACO, N. F., CORRELL, D. L., HOWARTH, R. W., SHARPLEY, A. N., & SMITH, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.* 8: 559-568.
- CASCO, M. & MACDONAGH, M. E.(2014). Reservoirs of the Peri-Pampean region. *Advances in Limnology*. 65. 215-231. <https://doi.org/10.1127/1612-166X/2014/0065-0043>
- CASCO, M. A., LABOLLITA, H. A. & CANO, M. G. (2014): Phytoplankton of the reservoirs of Central and North Patagonia. – *Adv. Limnol.* 65: 293–307.
- CEREGHINO, R., BOUTET, T., & LAVANDIER, P. (1997). Abundance, biomass, life history and growth of six Trichoptera species under natural and hydropeaking conditions with hypolimnetic releases in a Pyrenean stream. *Archiv für Hydrobiologie*. 138: 307–328.
- CEREGHINO, R., CUGNY, P., & LAVANDIER, P. (2002). Influence of Intermittent Hydropeaking on the Longitudinal Zonation Patterns of Benthic Invertebrates in a Mountain Stream. *International Review of Hydrobiology*, 84: 47–60. doi:10.1002/1522-2632(200201)87:1<47::AID-IROH47>3.0.CO;2-9.
- CHALAR, G. (2006): Dinámica de la eutrofización a diferentes escalas temporales: Embalse Salto Grande (Argentina – Uruguay). – In: Tundisi, J. G., Tundisi, T. M. & Galli, C. S. (eds.): *Eutrofização na América do Sur: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle*, pp. 87–101. Instituto Internacional de Ecologia, Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental, Academia Brasileira de Ciências, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico. InterAcademy Panel on International Issues, InterAmerican Network of Academies of Sciences.
- CHALAR, G., DE LEÓN, L., BRUGNOLI, E., CLEMENTE, J., y PARADISO, M. (2002). Antecedentes y nuevos aportes al conocimiento de la estructura y dinámica del

- Embalse de Salto Grande. En: El agua en Sudamérica: de la Limnología a la Gestión en Sudamérica, Fernández-Cirelli, A y Chalar, G (eds). CYTED, Buenos Aires. 123-142.
- CHOW, V.T., MAIDMENT, D. R., y MAYS, L. (1994). Hidrología Aplicada. Ediciones McGraw-Hill, Colombia: 583 p.
- CIFUENTES, M. (2012). "Algas cianofitas y aptitud recreativa del Lago del Fuerte (Partido de Tandil)". Tesis de Licenciatura en Diagnóstico y Gestión Ambiental. F.C.H. - UNICEN. Inf. Inédito. 60 p.
- CINEA - Centro de Investigaciones y Estudios Ambientales (2009). Estudio Hidrogeológico en la zona aledaña a la Avenida Don Bosco de la ciudad de Tandil. Convenio Municipalidad de Tandil - UNICEN. Informe final. Tandil.
- CLARKE, K. R., y GORLEY, R. N. (2001). PRIMER v5: user manual/tutorial. Primer-E Limited.
- CONFERENCIA DE LAS NACIONES UNIDAS SOBRE EL MEDIO AMBIENTE Y EL DESARROLLO (1992). Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo. Río de Janeiro, Brasil. En: <https://www.un.org/spanish/conferences/wssd/unced.html>
- CÓNSOLI, D., DROVANDI, A., ZULUAGA, J., y DEDIOL, C. (2016). Calidad del agua en la cuenca del Río Blanco y Embalse Potrerillos, Mendoza, Argentina. 3° Encuentro de Investigadores en Formación en Recursos Hídricos.
- COOKE, G. D., E. B. WELCH, S. A. PETERSON, & NEWROTH, P. R. (1993). Restoration and management of lakes and reservoirs, 2nd ed. Lewis.
- COX, E. J. (1996). Identification of Freshwater Diatoms from Live Material. Chapman & Hall, London, 158 p.
- CREPARULA, H. J. (2006). "Relaciones entre los usos del suelo y las comunidades de algas diatomeas del arroyo San Gabriel". Tesis de Licenciatura en Diagnóstico y Gestión Ambiental. F.C.H. - UNICEN. Inf. Inédito. 62 p.
- CRONBERG, G., & ANNADOTTER, H. (2006). Manual on aquatic cyanobacteria: a photo guide and a synopsis of their toxicology. Paris, France, Intergovernmental Oceanographic Commission, Unesco.
- DAGA, I. C., y PIEROTTO, M. J. (2011). Cianobacterias del embalse San Roque (Córdoba, Argentina). ISSN 0373-580X. Bol. Soc. Argent. Bot. 46 (3-4): 227-234.
- DALLA SALDA, L. (1999). Cratón del Río de la Plata. 1. Basamento granítico - metamórfico de Tandilia y Martín García. En: Geología Argentina. Instituto de Geología y Recursos minerales. Anales 29 (4): 7-106. SEGEMAR. Buenos Aires.
- DALLA SALDA, L., DE BARRIO, R. E., ECHEVESTE, H. J. y FERNÁNDEZ, R. (2005). El basamento de las sierras de Tandilia. En: R. de Barrio, R. Etcheverry, R., Caballé, M. y Llambías, E. (Editores): Geología y Recursos Minerales de la Provincia de Buenos Aires. Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino. Cap. III: 31-50. La Plata.
- DE LEÓN, L., & CHALAR M. G. (2003). Abundancia y diversidad del fitoplancton en el Embalse de Salto Grande (Argentina - Uruguay). Ciclo estacional y distribución espacial Limnética. 22. 103-113.
- DENZIN, N. (1989). Strategies of Multiple Triangulation. The Research Act: A theoretical Introduction to Sociological Methods. New York: McGraw Hill.
- DENZIN, N. K., & LINCOLN, Y. S. (2005). The Sage Handbook of Qualitative Research. Third Edition. Thousand Oaks: Sage Publications, Inc. Introduction. The Discipline and Practice of Qualitative Research: 1-13.

- DIAZ, M., TEMPORETTI, P., & PEDROZO, F. (2001). Response of phytoplankton to enrichment from cage fish farm waste in Alicura Reservoir (Patagonia, Argentina). *Lakes & Reservoirs: Research & Management*. 6. 151 - 158. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1770.2001.00136.x>
- DIRECCIÓN PROVINCIAL DE SANEAMIENTO Y OBRAS HIDRÁULICAS, PROVINCIA DE BS. AS, DEPARTAMENTO DE OBRAS MARÍTIMAS (2001). Curvas de nivel batimétricas, Lago del Fuerte. Febrero de 2001.
- DOUREJEANNI, A. (2000). Procedimientos de gestión para el desarrollo sustentable. Serie 10 Manuales. División de recursos naturales e infraestructura. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). Naciones Unidas. ISBN: 92-1-321637-8. 128 p. Chile.
- DOUREJEANNI, A. (2002). ¿Quién gobierna a quién en la gestión del agua? CEPAL. Naciones Unidas. Foro de los Recursos Hídricos. Primer Encuentro Nacional. El agua un derecho para todos. 42 p. Quito, Ecuador.
- DROVANDI, A., ZULUAGA, J., FILIPPINI, M., BERMEJILLO, A., PERALTA, P., BUSTAMANTE, M., RUIZ, M., GRANERO, M., MORSUCCI, A., VELGAS, A., VALDES, A., y NACIF, N. (2005). Diagnóstico preliminar del estado trófico del embalse El Carrizal, Provincia de Mendoza. IV Taller internacional sobre enfoques regionales para el desarrollo y gestión de embalses en la cuenca del Plata. Salto Grande, Argentina - Uruguay.
- EDMONDSON, W. T. (1991). The uses of Ecology. Lake Washington and beyond. The Jessie and John Danz Lectures. University of Washington Press. 329 p.
- ELLIS, L. E., & JONES, N. E. (2013). Longitudinal trends in regulated rivers: a review and synthesis within the context of the serial discontinuity concept. *Environmental Reviews*. 21:136-148. <https://doi.org/10.1139/er-2012-0064>.
- FERNÁNDEZ, C., PARODI, E.R., y CACERES, E. J. (2011). Phytoplankton structure and diversity in the eutrophic-hypereutrophic reservoir Paso de las Piedras, Argentina. *Limnology* (2012) 13:13-25.
- FERNÁNDEZ, R. J. (1998). La ciudad verde: Manual de gestión ambiental urbana. Programa editorial del Centro de Investigaciones Ambientales (CIAM). Universidad Nacional de Mar del Plata. Mar del Plata.
- FIDALGO, F., DE FRANCESCO, F. y PASCUAL, R. (1975). Geología Superficial de la Llanura Bonaerense. En: Geología de la provincia de Buenos Aires. Relatorio del VI Congreso Geológico Argentino. 103-138. Bahía Blanca.
- FRAILE, H., ORIVE, E., & POZO, J. (1995). Evaluación del estado trófico y comparación de modelos relativos al fósforo en los embalses de Cernadilla y Valparaíso (río Tera, Zamora). *Limnética*, 11(2), 29-37.
- GABELLONE, N., CLAPS, M., SOLARI, L., & NESCHUK, N. (2010). Dinámica espacial y temporal de fracciones de fósforo en la cuenca del río Salado (Buenos Aires, Argentina). En Actas del I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras, Hacia la gestión integral de los recursos hídricos en zonas de llanura. 641-646.
- GABELLONE, N., SARANDON, R., y CLAPS, C. (2003). Caracterización y Zonificación Ecológica de la Cuenca del Río Salado. En: Inundaciones en la Región Pampeana. Ed. UNLP.
- GABELLONE, N., y CASCO, MA. A. (2006). Causas de la construcción de embalses y sus consecuencias ecológicas en la Argentina. En: La Situación Ambiental Argentina 2005. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires; Año: 2006; 468 - 474.

- GALLOPIN, G. (2003). Sostenibilidad y desarrollo sostenible: un enfoque sistémico Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). Serie Medio Ambiente y Desarrollo N° 64: 1-44.
- GARCÍA, R. (2011). Interdisciplinariedad y sistemas complejos. *Revista Latinoamericana de Metodología de las Ciencias Sociales*. Vol.1, N° 1, 65-101.
- GAVILÁN, J. G. (1981). Study water quality in the San Roque reservoir. *Water Quality Bulletin Environment Canada*, 6(4), pp.136-158.
- GLOBAL WATER PARTNERSHIP - GWP (2000). Manejo Integrado de Recursos Hídricos. TAC Background Papers N° 4. Estocolmo. Suecia. 80 p. Disponible on-line en: <http://www.gwpforum.org/gwp/library/TACNO4.PDF>
- GLOBAL WATER PARTNERSHIP - GWP (2009). Manual para la gestión integrada de Recursos Hídricos en Cuencas. Londres. Disponible en: http://www.gwptoolbox.org/images/stories/Docs/handbook%20inbo_gwp_spanish.pdf
- GOLTERMAN, H. L. (2004). The chemistry of Phosphate and Nitrogen compounds in sediment. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London. 246 p.
- GOMEZ, N. (1990). Variaciones morfológicas de *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg.) Simonsen (Bacillariophyceae) en el embalse Río III, Córdoba, Argentina. *Biota, Chile*, 6: 45-51.
- GOMEZ, N. (1991). Poblaciones de diatomeas planctónicas en una R subtropical: Embalse Río III, Argentina. *Annls. Limnol.*, 27(1): 3-14.
- GROSMAN, F. (1999). "Estrutura da comunidade de peixes da represa "Lago del Fuerte", Tandil, Argentina". *Acta Scientiarum* 21 (2): 267-275. Maringá: UEM.
- HAXTON, T. J., & FINDLAY, C. S. (2008). Meta-analysis of the impacts of water management on aquatic communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65: 437-447. doi:10.1139/f07-175.
- HENAOS, J. E. (1988). Introducción al manejo de cuencas hidrográficas. Universidad Santo Tomás, Centro de enseñanza desescolarizada, Bogotá, Colombia: 396 p.
- HINO, K. (1979). Análise qualitativa e quantitativa do microfitoplancton da R do Lobo (BROA) São Carlos, São Paulo. Tese de Maestrado. Univ. Federal de São Carlos-SP-Brasil.
- HOLMBERG, E. (1972). Tandilia. Separata del Simposio Geología Regional Argentina. Buenos Aires: edición del autor. pp. 1-31.
- HORTON, R. E. (1932). Drainage-basin characteristics. *Transactions American Geophysical Union*. Washington, USA: 13: 350-361.
- HUDNELL, H. K. (Ed.). (2007). Proceedings of the Interagency, International Symposium on Cyanobacterial Harmful Algal Blooms Advances in Experimental Medicine & Biology, i-x. En: https://cdn.coastalscience.noaa.gov/page-attachments/research/Proceedings-CyanoHAB-Symp-2007_233804.pdf
- HUTCHINSON, G. E. (1973). Eutrophication. *Am. Sci.* 61: 269-279.
- IHLLA (Instituto de Hidrología de Llanuras) (1995). Diagnóstico limnológico, sanitario, ictiológico y estado ambiental del Lago del Fuerte, ciudad de Tandil. Informe final a la Municipalidad de Tandil, marzo de 1995, 160 p.
- IHLLA (Instituto de Hidrología de Llanuras) (2005a). Estudio de la calidad del agua del Lago del Fuerte, Tandil. Diagnóstico. Informe N° 3 a la Municipalidad de Tandil, marzo de 2005. 17 p. y anexos.

- IHLA (Instituto de Hidrología de Llanuras) (2005b). Monitoreo de Toxinas algales (microcistinas). Lago del Fuerte, Tandil. Informe Final a la Municipalidad de Tandil, mayo de 2005. 15 p. y anexos.
- ILEC and RCSE – Shiga University. (2012). “Primer: Development of ILBM Platform Process, Evolving Guidelines through Participatory Improvement”, 26 p. (Descargable desde el sitio web de ILEC: <http://www.ilec.or.jp>).
- INTA - Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (1989). Mapa de suelos de la provincia de Buenos Aires, escala 1:500.000. INTA. 544 p. Buenos Aires.
- IZAGUIRRE, I. (1991): Fitoplancton de distintos ambientes acuáticos continentales de la República Argentina: estructura, dinámica y tipificación. – Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.
- JAKOB, C., ROBINSON, C. T., & UEHLINGER, U. (2003). Longitudinal effects of experimental floods on stream benthos downstream from a large dam. *Aquatic Science*, 65: 223–231. doi:10.1007/s00027-003-0662-9.
- JEPPESSEN, E., SONDERGAARD, M., KRONVANG, B., JENSON, J.P., SVENDSEN, L.M., & LAURIDSEN, T. L. (1999). Lake and catchment management in Denmark. *Hydrobiologia* 395–396, 419–432.
- JOHN, D. M., WHITTON, B. A., & BROOK, A. J. (2011). The freshwater algal flora of the British Isles: An identification guide to freshwater and terrestrial algae. (2a ed.). Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- KACOLIRIS, F. P., BERKUNSKY, I., VELASCO, M. A., & CORTELEZZI, A. (2013). Pastizales serranos del sistema de Tandilia. Neotropical Grasslands Conservancy, Tandil, 32 p.
- KETO, A., LEHTINEN, A., MÄRKELÄ, A., & SAMMALKORPI, I. (2004). Lake restoration, p. 93–104. In P. Eloranta [ed.], *Inland and coastal waters of Finland*. Saarijärven Offset Oy.
- KIRPICH, Z. P. (1940). Time of concentration of small agricultural watersheds. *Civil Engineering*, New York, USA, 10 (6): 362 p.
- KOMÁREK, J., & ANAGNOSTIDIS, K. (1999). Cyanoprokaryota. 1. Teil: Chroococcales.
- KOMÁREK, J., & ANAGNOSTIDIS, K. (2005). Bd. 19/2: Cyanoprokaryota: teil 2: Oscillatoriales. München: Elsevier.
- KOMÁREK, J., HUBER-PESTALOZZI, G., & FOTT, B. (1983). Das Phytoplankton des Süßwassers: Systematik und Biologie. Teil 7: Hälfte 1. Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung: Chlorococcales. Schweizerbart.
- KONDOLF, G.M. (1997). Hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. *Environmental Management*. 21: 533–551. doi:10.1007/s002679900048. PMID:9175542.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1988). Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena. Stuttgart 2/2.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1986). Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena. Stuttgart 2/1.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1991a). Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena. Stuttgart 2/3.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1991b). Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena. Stuttgart 2/4.

- KRAMMER, K. (2000). The genus *Pinnularia* (Vol. 1). Gantner.
- KRISTENSEN, M. J., y FRANGI, J. L. (1996). Mesoclimas de pastizales de la Sierra de la ventana. *Ecología Austral* 6: 115-122.
- KRUSE, E., y CASANOVA, R. (1993). Consecuencias de la acumulación de sedimentos en lagos artificiales de la Argentina. En: Conferencias de Limnología. Ed. Boltovskoy, A y Lopez, H. Instituto de Limnología "Dr. R.A Ringuelet". La Plata, 1993. ISBN 987-99318-1-5. 181-191.
- LAMAS, MA. L., y SALUSSO, MA. M. (2009). Características del sedimento del embalse General Belgrano, Salta. Actas X Jornadas de Ciencias Naturales del Litoral II Reunión Argentina de Ciencias Naturales. Santa Fe, Argentina. Octubre 2009. En: <http://fcyt.uader.edu.ar/web/system/files/Programa%20A3.jpg.pdf>
- LAMAS, MA. L., y SALUSSO, MA. M. (2014). Dinámica del fósforo en agua y sedimentos de un embalse subtropical (Salta, Argentina). *International Journal of Innovation and Applied Studies* ISSN 2028-9324 Vol. 6 No. 2 June 2014, 239-247.
- LEPŠ, J., & ŠMILAUER, P. (2003). *Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO*. Cambridge University Press.
- LESSARD, J. L., & HAYES, D. B. (2003). Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities below small dams. *River research and applications*, 19 (7), 721-732. <https://doi.org/10.1002/rra.713>
- LICERA, C., RODRÍGUEZ, M.I., LARROSA, N., RUIZ, M., HALAC, S., OLIVERA, P., BRANDALISE, M.V., y NADAL, F. (2012). Cianobacterias en embalses de Córdoba, descripción taxonómica y ecológica. Informe. Instituto Nacional del Agua, Centro de Investigación de la Región Semiárida (INA-CIRSA), Córdoba - Argentina.
- LLAMAS, J. (1993). *Hidrología general: principios y aplicaciones*. Servicio Editorial de la Universidad del País Vasco, Bilbao, España: 635 p.
- LÓPEZ CÁDENAS DE LLANO, F. (1998). *Restauración Hidrológica Forestal de cuencas y Control de la Erosión*. Ingeniería Medioambiental, TRAGSATEC, Ministerio de Medio Ambiente. Editorial Mundi Prensa, Madrid, España: 945 p
- LÓPEZ, N. C., SCHEFER, J. C., y PARODI E. R. (2010). Evaluación de la masa de nutrientes acumulada en un humedal construido en el arroyo El Divisorio, afluente al embalse Paso de las Piedras (Buenos Aires, Argentina). I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras. Azul. Buenos Aires. Argentina.
- LÓPEZ, N. L., RIVERA RONDÓN, C. A., ZAPATA, A., JIMÉNEZ, J., VILLAMIL, W., ARENAS, G., RINCÓN, C., & SÁNCHEZ, T. (2012). Factors controlling phytoplankton in tropical high-mountain drinking-water reservoirs. *Limnetica*, 31 (2): 305-322.
- LORENZEN, C. J. (1967). Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography* 12 (2): 343-346.
- LUND, J.W.G., KIPLING, C., & LE CREN, E.D., (1958). The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11: 143-170.
- MAC DONAGH, M. E., CASCO, M. A., & CLAPS, M. C. (2009). Plankton relationships under small water level fluctuations in a subtropical reservoir. *Aquatic Ecology*, 43(2), 371-381. DOI 10.1007/s10452-008-9197-4.

- MARCHESE, H. G. y DI PAOLA, E. (1975). Reinterpretación estratigráfica de la Perforación Punta Mogotes I, Provincia de Buenos Aires. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*. 30 (1): 44-52.
- MARGALEF, R. (1983). *Limnología*. Omega. 1023 p.
- MARGALEF, R., PLANAS, D., ARMENGOL, J., VIDAL, A., PRAT, N., GUISET, A., TOJA, J. y ESTRADA, M. (1976). *Limnología de los embalses españoles*. Ministerio de Obras Públicas. Madrid.
- MATTEUCCI, S. D. (2012) “Ecorregión Pampa” en Morello, J., Matteucci, S.D., Rodríguez, A. F. y Silva, M.E. (Eds.), *Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos*. (pp 261-278). Buenos Aires, Argentina, Orientación gráfica Editora.
- MCCARTNEY, M. P., SULLIVAN, C., & ACREMAN, M. C. (2001). Ecosystem impacts of large dams: Background Paper Nr. 2. IUCN / UNEP / World Commission on Dams, ZA. 76 p.
- MEICHTRY DE ZABURLÍN, N., PESO, J.G., GARRIDO, G.G., y VOGLER, R.E. (2010). Sucesión espacio temporal del plancton y bentos en periodos posteriores al llenado del Embalse Yacyretá (Río Paraná, Argentina-Paraguay). *Interciencia* 35: 897-904.
- MEICHTRY DE ZABURLIN, N., VOGLER, R. E., LLANO, V. M., y MABEL MARTENS, I. S. (2013). Fitoplancton del embalse Yacyretá (Argentina-Paraguay) a una década de su llenado. *Rev. Mex. Biodiv.* [online]. Vol.84, n.1, 225-239. ISSN 2007-8706. <http://dx.doi.org/10.7550/rmb.26831>.
- MENDIONDO, E. M. (2009). Global Review of Lake and Reservoir Eutrophication and Associated Management Challenges. En: http://www.ilec.or.jp/ILBMTrainingMaterials/resources/eutrophication_challenges.pdf
- MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SUSTENTABLE. PRESIDENCIA DE LA NACIÓN. (2016). Informe del estado del ambiente En: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/mayds_informe_estado_ambiente_2016_baja_1_0.pdf
- MIRANDA DEL FRESNO, M. A., y ULBERICH, A. (2010). Problemas ambientales derivados del crecimiento urbano en el sector serrano S-SE de la ciudad de Tandil, provincia de Buenos Aires. En: *Actas del VI Congreso Nacional Ambiental 2010*. Trabajo N° 04-04. En CD. San Juan.
- MIRANDA DEL FRESNO, M. A., y ULBERICH, A. (2011). Técnicas fotocartográficas, una herramienta para la detección de impactos y problemas ambientales. *Revista de Teledetección* 36: 84-97. Asociación Española de Teledetección. Disponible en: http://www.aet.org.es/revistas/revista36/Numero36_08.pdf
- MORENO FRANCO, D. P., QUINTERO MANZANO, J., y LÓPEZ CUEVAS, A. (2010). Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *ContactoS* 78: 25-33.
- NAUMANN, E. (1919) Some aspects of the ecology of the limnoplankton, with special reference to the phytoplankton. [Translation from: *Svensk Botanisk Tidskrift* 13(2) 129-163, 1919.]. Windermere, UK, Freshwater Biological Association, (FBA Translations (New Series), 49.
- NOGUEIRA, M. G. y MATSUMURA-TUNDISI. (1996). *Limnología de un sistema artificial raso (Represa de Monjolinho – Sao Carlos, SP)*. Dinâmica das populações planctônicas. *Acta Limnologica Brasiliensia* 8:149-168.

- O'FARRELL, I. (1994). Comparative analysis of the phytoplankton of fifteen lowland fluvial systems of the River Plate Basin (Argentina). *Hydrobiol.*, 289: 109-117.
- O'FARRELL, I., & IZAGUIRRE, I. (2014). Phytoplankton of the middle and lower stretches of the Uruguay River. *Advances in Limnology*, 65, 113–126.
- OLDEN, J. D., & NAIMAN, R. J. (2010). Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: Modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology*, 55: 86–107. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02179.x.
- OMS - Organización Mundial para la Salud. (1999). Toxic Cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. 400 págs. En http://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/toxycyanobacteria.pdf
- ORTEGA, E. (2009). The role of dams and hydropower in Argentina. *The International Journal on Hydropower & Dams*. Vol.16, Issue 3. 1-3.
- OSMUNDSON, D. B., RYEL, R. J., LAMARRA, V. L., & PITLICK, J. (2002). Flow-sedimentbiota relations: implications for river regulation effects on native fish abundance. *Ecological Applications*, 12(6): 1719–1739. doi:10.2307/3099934.
- PALAU, A. (2003). Medidas de gestión y adecuación ambiental de embalses frente a la eutrofia. *Limnetica* 22(1-2): 1-13.
- PALLER, M. H., & SAUL, B. M. (1996). Effects of temperature gradients resulting from reservoir discharge on *Dorosoma capedianum* spawning in the Savannah River. *Environmental Biology Fish*, 45(2): 151–160. doi:10.1007/BF00005229.
- PATTON, P. (1998). Drainage basin morphometry and floods. P 51-64 En: Baker V, Kochel C & P Patton (eds) *Flood geomorphology*. John Wiley & Sons.
- PÉREZ, M. C., BONILLA, S., y MARTÍNEZ, G. (1997). Phytoplankton community of a polymictic reservoir, La Plata River Basin, Uruguay. *Rev. Brasil. Biol.*, 59(4): 353-541.
- PETTS, G., & ARMITAGE, P. D. (1993). Physical habitat changes and macroinvertebrate response to river regulation: the River Rede, UK. *Regulated Rivers: Research and Management*, 8(1-2): 167–178. doi:10.1002/rrr.3450090119.
- PLANAS, D. (1975). Distribution and productivity of the phytoplankton in Spanish reservoirs. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 19: 1860-1870.
- POFF, N. L., ALLAN, J. D., BAIN, M. B., KARR, J. R., PRESTEGAARD, K. L., RICHTER, B. R., SPARKS, R. E., & STROMBERG, J. C. (1997). The natural flow regime. *Bioscience*, 47(11): 769–784. doi:10.2307/1313099.
- POIRÉ, D. G., y SPALLETTI, L. A. (2005). La cubierta sedimentaria precámbrica-paleozoica inferior del sistema de Tandilia. En: R. de Barrio, R. Etcheverry, R., Caballé, M. y Llambías, E. (Editores): *Geología y Recursos Minerales de la Provincia de Buenos Aires*. Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino. Cap. IV: 51-68. La Plata.
- POTEL JUNOT, A., ABDEL MASI, J. M. y ARAUJO, H. R. (1990) Aplicación de modelos propios y de la organización de cooperativa y desarrollo económico al Embalse San Roque, XIV Congreso del Agua, Argentina.
- PRATS RODRÍGUEZ, J., MORALES BAQUERO, R., DOLZ RIPOLLÉS, J. & ARMENGOL BACHERO, J. (2014). Aportaciones de la limnología a la gestión de embalses. *Ingeniería del agua*, 18(1), 83-97. doi: <https://doi.org/10.4995/ia.2014.3145>.

- PREECE, R. M., & JONES, H. A. (2002). The effect of Keepit Dam on the temperatura regime of the Namoi River, Australia. *River Research and Applications*. 18(4): 397–414. doi:10.1002/rra.686.
- PRIESTLEY, C. H. B., & TAYLOR, R. J. (1972). On the Assessment of Surface Heat Flux and Evaporation Using Large-Scale Parameters. *Monthly Weather Review*, 100(2), 81–92. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(1972\)100%3C0081:OTAOSH%3E2.3.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(1972)100%3C0081:OTAOSH%3E2.3.CO;2)
- QUIRÓS, R. (1988). Relationships between air temperature, depth, nutrients and chlorophyll in 103 Argentinian lakes, *Verh. Int. Ver. Limnol*, 23: 647-658.
- QUIRÓS, R., y LUCHINI, L. (1983). Características Limnológicas del Embalse de Salto Grande, III: Fitoplancton y su relación con parámetros ambientales. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, 13:19-66.
- RABASSA, J. (1973). Geología superficial de la Hoja "Sierras de Tandil" Provincia de Buenos Aires. *LEMIT Anales* 3, Serie 2, 240: 115-160. La Plata.
- REYNOLDS, C. S. (1988). Functional morphology and adaptative strategies of freshwater phytoplankton. En: *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Sandgren C. (Ed.). Cambridge University Press.
- REYNOLDS, C., MONTECINO, V., GRAF, M., y CABRERA, S. (1986). Short-term dynamics of a *Melosira* populations in the plankton of an impoundment in Central Chile. *J. Plankton Res.*, 8(4): 715-740.
- RODRIGUES, L.C., TRAIN, S., BOVO-SOMPARI, V.M., JATI, S., BORSALLI, C.C.J., Y MARENGONI, E. (2009). Interannual variability of phytoplankton in the main rivers of the Upper Paraná Riverfloodplain, Brazil: influence of upstream reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69:501-516.
- RODRIGUEZ, C. I. (2014). Evaluación ambiental del uso y gestión del agua subterránea en el partido de Tandil. Pautas para su gestión sustentable. Tesis del Doctorado en Ciencias Naturales. Universidad Nacional de La Plata. N° 1313. 217 p.
- RODRÍGUEZ, C. I.; MIRANDA DEL FRESNO, M. C.; MIGUEL, R. E.; ULBERICH, A. C.; y RUIZ DE GALARRETA, A. (2013). Cambios de uso del suelo e impactos sobre el agua subterránea en un barrio al sur de Tandil, Buenos Aires, Argentina. *Revista AUGM Domus*. Vol. 5: 75-90. ISSN 1852-2181. Asociación de Universidades Grupo Montevideo. La Plata.
- RODRIGUEZ, E., ROSA, S., y SALINAS, B. (2008). Levantamiento topo-batimétrico de la zona del Lago del Fuerte (Tandil) para apoyo de obras de saneamiento. Universidad Nacional de La Plata. Facultad de Ingeniería. Departamento de Agrimensura, Trabajo final. 207 p. En: <http://200.5.74.242/greenstone/collect/facagr/index/assoc/HASHca39.dir/doc.pdf>
- RODRÍGUEZ, M. I. (2003). Estudio de la problemática ambiental de eutroficación del Embalse San Roque (Córdoba) Aportes para la gestión del recurso. Tesis de Maestría en Gestión Ambiental del Desarrollo Urbano. Facultad de Arquitectura Diseño y Urbanismo. Universidad Nacional de Córdoba.
- RODRÍGUEZ, M. I., BUSTAMANTE, M. A., RUIBAL, A. L., RUÍZ, M. A., y BUSSO, F. (2008). Estudio del fitoplancton en el marco de monitoreo del Embalse San Roque (Cba). *Actas IV Congreso Argentino de Limnología*, San Carlos de Bariloche. Argentina.
- RODRÍGUEZ, M. I., COSSAVELLA, A., ORONÁ, C., LARROSSA, N., AVENA, M., RODRIGUEZ, A., DEL OLMO, S., BERTUCCI, C., MUÑOZ, A., CASTELLÓ, E., BAZÁN, R., y MARTÍNEZ, M. (2000). Estudios preliminares de la calidad de agua y

sedimentos del embalse San Roque relacionados al proceso de eutrofización, XVIII Congreso Nacional del Agua.

- RODRÍGUEZ, M. I., RUIZ, M., RUIBAL, A. L., BUSTAMANTE M. A., GONZÁLEZ, I., OLIVERA, P., HALAC, S., y SADA, C. (2010). Calidad del agua recreativa afectada por floraciones de cianobacterias en el embalse San Roque (CBA, ARG.). Actas III Congreso Internacional sobre Gestión y Tratamiento Integral del Agua, Córdoba, Argentina.
- RODRÍGUEZ, M. I., RUÍZ, M., VILCHEZ, G., CREMA, N., RUIBAL CONTI, A.L., BUSTAMANTE, M. A., ANGELACCIO, C.M., BUSSO, F., BONFANTI, E., y LÓPEZ, F. (2006). Monitoreo integral de un cuerpo de agua eutrófico Embalse San Roque (Córdoba, Argentina). Actas I Congreso Internacional sobre Gestión y Tratamiento Integral del Agua. Córdoba.
- RODRÍGUEZ, M., RUIZ, M., NADAL, F., HALAC, S., OLIVERA, P., BUSSO, F., Y BONFANTI, E. (2013). Monitoreo y calidad de agua del embalse San Roque (Cba, Argentina). Actas XXIV Congreso Nacional del Agua, San Juan. Argentina.
- RUIZ DE GALARRETA, A. (2006). "Geohidrología y balance hidrológico de la zona no saturada en la cuenca superior del arroyo Tandileofú, Provincia de Buenos Aires". Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata. 181 p.
- RUIZ DE GALARRETA, A., VARNI, M., BANDA NORIEGA, R., y BARRANQUERO, R. (2007). Caracterización geohidrológica preliminar en la cuenca del Arroyo Langueyú, Partido de Tandil, Buenos Aires. Actas del V Congreso Argentino de Hidrogeología. 119-128. Paraná, Entre Ríos.
- RUIZ DE GALARRETA, A., y BANDA NORIEGA, R. (2005). Geohidrología y evaluación de nitratos del Partido de Tandil, Buenos Aires, Argentina. En: Actas del IV Congreso Argentino de Hidrogeología y II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de la Hidrología Subterránea. Octubre 2005. UNCR. Río Cuarto, Córdoba. pp. 99-108.
- RUIZ, M., GRANERO, M., RODRÍGUEZ, M. I., BUSTAMANTE, M. A., & RUIBAL CONTI, A.L. (2005). Importancia De Los Sedimentos Como Fuente Interna Del Fósforo En El Embalse San Roque (Córdoba): Determinación De Una Metodología Para Su Estudio. XX Congreso Nacional del Agua y III simposio de Recursos Hídricos del Cono Sur. Mendoza. Argentina.
- RUIZ, M., RODRÍGUEZ, M. I., RUIBAL CONTI, A. L., BUSTAMANTE, M. A., BUSSO, F., LERDA, D., HALAC, S., NADAL, F., OLIVERA, P., & SADA, C. (2011). Aspectos de gestión ambiental y salud en el embalse San Roque (Córdoba). XXIII Congreso Nacional del Agua, Resistencia, Chaco, Argentina.
- RYDING, S., y RAST, W. (1992) El Control de la Eutrofización en Lagos y Pantanos, Ed. Pirámide, España, 375 pp.
- SALA, J., ROJO, A., MARTIN, E., y ULIBARRENA, J. (1981). Investigaciones geohidrológicas de la cuenca de Tandil y su zona de influencia. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires. Informe inédito. La Plata.
- SAMLA. Sistema de Apoyo Metodológico a los Laboratorios de Análisis de suelos, agua, vegetales y enmiendas orgánicas. (2004). Recopilación de las técnicas de laboratorio vigentes y reconocidas por el SAMLA, en proceso de revisión y actualización en el marco del convenio IRAM-SAGyA. Resolución N°478/98 y 238/03

- SCHINDLER, D.W. (2006). Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnol. Oceanogr.* 51 (1, Part 2), 356–363.
- SCHINDLER, D.W. (2012). The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 279: 4322-4333.
- SERRANO, L., REINA, M., QUINTANA, X.D., ROMO, S., OLMO, C., SORIA, J.M., BLANCO, S., FERNÁNDEZ-ALÁEZ, C., FERNÁNDEZ-ALÁEZ, M., CARIA, M.C., BAGELLA, S., KALETTKA, T., y PATZIG, M. (2017). A new tool for the assessment of severe anthropogenic eutrophication in small shallow water bodies. *Ecol. Indic.* 76, 324-334.
- SHAPIRO, J. & WRIGHT, D. I. (1984). Lake restoration by biomanipulation. *Freshw. Biol.* 14: 371–383.
- SHAPIRO, J., LAMARRA, V., & LYNCH, M. (1975). Biomanipulation: An ecosystem approach to lake restoration, p. 85–96. In P. L. Brezonik and J. L. Fox [eds.], *Proceedings of a Symposium on Water Quality Management through Biological Control*. Univ. of Florida Press.
- SIMINI, J., y RIVAS ROCHE, C. (1980). Diagnóstico de Recursos Hídricos. Municipalidad de Tandil. Secretaría de Obras Públicas. Dirección de Industria. Informe inédito. Tandil.
- SMITH, V.H., & SCHINDLER, D.W. (2009). Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology & Evolution*, 24, 4, p 201-207. ISSN 0169-5347, <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>.
- SOARES, M. C. S., MARINHO, M. M., AZEVEDO, S. M.O.F., BRANCO, C. W. C., & HUSZAR, V. L. M. (2012). Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir. *Limnologica*, Vol 42, Issue 3. 197-203. ISSN 0075-9511. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2011.11.002>.
- SONDERGAARD, M., JENSEN, J. P., & JEPPESEN, E. (2003). Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*. Vol. 506: 135-145. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008611.12704.dd>
- SONDERGAARD, M., JENSEN, P. J., & JEPPESEN, E. (2001). Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. *The Scientific World Journal*, 1, 427-442.
- STEVENS, L. E., SHANNON, J. P., & BLINN, D.W. (1997). Colorado River benthic ecology in Grand Canyon, Arizona, USA: dam, tributary and geomorphological influences. *River Research and Applications*, 13: 129–149.
- STOREY, A. W., EDWARD, D. H., & GAZEY, P. (1991). Recovery of aquatic macroinvertebrate assemblages downstream of the Canning Dam, Western Australia. *Regulated Rivers Research and Management*, 6: 213–224. doi:10.1002/rrr.3450060306.
- STRAHLER, A. N. (1964). Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. Section 4-II of *Handbooks of Applied Hydrology*. McGraw-Hill Book Co, New York, USA.
- STRASKRABA, M. (1999). Retention time as a key variable of reservoir limnology. *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos: International Institute of Ecology, 385-410.
- STRASKRABA, M., TUNDISI, J. G., & DUNCAN, A. (1993). Chapter XIII.: State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management. En: Straskraba, M., Tundisi, J.

- G. & Duncan, A. Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management, 213-288.
- SUBSECRETARÍA DE RECURSOS HÍDRICOS. (2007). Programa de Monitoreo del Embalse Río Hondo. Informe final. En: <https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/cuencas-cap2.pdf>
- TELL, G., y CONFORTI, V. (1986). Euglenophyta pigmentadas de la Argentina.
- TEMPORETTI, P., BEAMUD, S., & PEDROZO, F. (2014). The Trophic State of Patagonian Argentinean Lakes and its Relationship with Depth Distribution in Sediment Phosphorus. *International Journal of Environmental Research*. 8. 671-686. 10.13140/2.1.4002.3684.
- TEMPORETTI, P.F., ALONSO, M.F., BAFFICO, G., DIAZ, M.M., LOPEZ, W., PEDROZO, F.L. AND VIGLIANO, P.H. (2001) Trophic State, Fish Community and Intensive Production of Salmonids in Alicura Reservoir (Patagonia, Argentina). *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 6, 259-267. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1770.2001.00142.x>
- TER BRAAK, C. J. F., & SMILAUER, P. (1998). CANOCO Reference Manual and ser's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA, 352 p.
- TER BRAAK, C. J., & VERDONSCHOT, P. F. (1995). Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences* 57 (3): 255-289.
- TERUGGI, M. E., MAURIÑO, V. E., LIMOUSIN, T. A., y SCHAUER, O. (1958). Geología de las Sierras de Tandil. *Revista Asociación Geológica Argentina*, 13 (3): 185-204.
- TERUGGI, M., KILMURRAY, J., y DALLA SALDA, L. (1973). Los dominios tectónicos de la región de Tandil. En: *Anales Sociedad Científica Argentina*. Vol. 195 (1-2): 81-94.
- TERUGGI, M., y KILMURRAY, J. (1975). Tandilia. En: *Geología Provincia de Buenos Aires. Relatorio del VI Congreso Geológico Argentino*. 55-77. Bahía Blanca.
- TERUGGI, M., y KILMURRAY, J. (1980). Sierras Septentrionales de la Provincia de Buenos Aires. En J. Turner (Ed). *Geología Regional Argentina*. Academia Nacional de Ciencias. Volumen II. 919-956. Córdoba.
- THIENEMANN, A. (1918). Untersuchungen uber die Beziehungen zwischen dem Sauerst offgehalt der Wassers und der Zusammensetzung der Fauna in nord deutschen Seen. *Arch. Hydrobiol.* 12:-1-65.
- THORNTHWAITE, C. W., & MATHER, J. R. (1957). Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance. *Climatology Drexel Institute of Technology. Laboratory of Climatology, Publication N° 10*: 185-311. Centertown.
- TOJA, J. (1982). Control de la eutrofia en embalses por utilización selectiva de agua a distintas profundidades. *Revista de obras públicas*. 223-231.
- TOJA, J., BASANTA, A., & FERNANDEZ ALES, R. (1992). Factors controlling algal biomass in the complex of wáter supply reservoirs of Seville (Spain). *Limnética*, 8: 267-277.
- TORTI, J., & ANDRIULO, A. (2014). Dinámica espacial y temporal de fracciones de fósforo y nitrógeno en el arroyo Pergamino (Buenos Aires, Argentina). En *Actas del II Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras Santa Fe*.
- TROTZKY, H. M., & GREGORY, R.W. (1974). The effects of water flow manipulation below a hydroelectric power dam on the bottom fauna of the upper Kennebec River, Maine. *Transactions of the American Fisheries Society*, 103: 318-324. doi:10.1577/1548-8659(1974)103<318:TEOWFM>2.0.CO;2.

- TUNDISI, J. G. (1990). Distribuição espacial, sequência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em Reservatórios: Fatores limitantes e controladores. *Rev. Brasil Biol.*, 50(4): 937-955.
- ULBERICH, A. C. (2007). "El crecimiento urbano en torno a los paseos del sur de la ciudad de Tandil, Buenos Aires – Argentina". Facultad de Ciencias Humanas, UNICEN. *Multimedios Ambiente Ecológico*.
- VANNOTE, R L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL, J. R., & CUSHING S. H. (1980). The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37(1), 130-137.
- VIDAL, A. (1976). Eutrofización del embalse de Sau en el transcurso de sus primeros años (1963-1972). *Corzfed. Hidrogr. del Pirineo Oriental, secc 1" de Explotaciórz Aguas del Ter, Cardedeu, Barcelona*. 43 pp.
- VIGLIZZO, E. F., FRANK, F. C., y CARREÑO, L. (2006). Situación ambiental en las Ecorregiones Pampa y Campos y Malezales. En: *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires; 263 - 269.
- VILA, I., BARENS, I., y MONTECINO, V. (1987). Abundancia y distribución temporal del fitoplancton en el Embalse Rapel, Chile Central. *Rev. Chilena de Hist. Nat.*, 60: 37-55.
- VINSON, M. R. (2001). Long-term dynamics of an invertebrate assemblage downstream from a large dam. *Ecological Applications*, 11: 711–730. doi:10.1890/1051-0761(2001)011[0711:LTDOAI]2.0.CO;2.
- VOLLENWEIDER, R. (1976). Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 33: 53-83.
- VOLLENWEIDER, R. (1982). *Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control*. Organization for Economic Co-operation and Development, OECD, Paris. 154 p.
- VOLLENWEIDER, R. A. (1968). *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. Technical Report. OECD.
- VOLLENWEIDER, R. A. (1989). Chapter 5: Assessment of mass balance. En: JORGENSEN, S. E., & VOLLENWEIDER, R. A. *Guidelines of Lake Management*. Vol. 1: Principles of lake Management: 199 p. — ILEC, UNEP, Japan.
- WARD, J. V., & STANFORD, J. A. (1979). Ecological factors controlling stream zoobenthos with emphasis on thermal modification of regulated streams. In *The Ecology of Regulated Streams*, Ward JV, Stanford JA (eds). Plenum: New York; 35–56.
- WARD, J. V., & STANFORD, J. A. (1983). 'The serial discontinuity concept of lotic ecosystems' in Fontaine, T. D. and Bartell, S. M. (Eds), *Dynamics of Lotic Ecosystems*. Ann Arbor Science, Ann Arbor. 29-42.
- WARD, J. V., & STANFORD, J. A. (1984). The regulated stream as a testing ground for ecological theory. In: *Regulated Rivers*. (Ed. by A. Lillehammer and S. J. Saltveit), pp. 23–38. Oslo Univ. Press, Oslo.
- WARD, J. V., & STANFORD, J. A. (1995). The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. In *Regulated rivers: research & management*, vol. 10, 159-168.
- WARD, J.V. (1974). A temperature-stressed stream ecosystem below a hypolimnial release mountain reservoir. *Archiv fur Hydrobiologie*, 74: 247–275.

- WARD, J.V. (1975). Downstream fate of zooplankton from a hypolimnial release mountain reservoir. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 19: 1798–1804.
- WEBER, C. A. (1907). Aufbau und Vegetation der Moore Norddeutschlands. *Beibl. Bot. Jahrb.* 90:19-34. (Suppl. to Bot. Jahrb. 40) 3. E. Naumann. 1919.
- WETZEL, R. G. (2001). *Limnology*, 3 ed. Saunders.
- WOTTON, R. S. (1995). Temperature and lake-outlet communities. *Journal of Thermal Biology* 20: 121–125.
- ZALEWSKI, M. (2002). Ecohydrology—The use of ecological and hydrological processes for sustainable management of water resources/Ecohydrologie—La prise en compte de processus écologiques et hydrologiques pour la gestion durable des ressources en eau. *Hydrological Sciences Journal*, 47(5), 823-832.
- ZALEWSKI, M., JANAUER, G. A., & JOLANKAJ, G. (1997). Ecohydrology: a new paradigm for the sustainable use of aquatic resources. UNESCO IHP Technical Documents in Hydrology no. 7, IHP-V Projects 203204, UNESCO, Paris, France.

Legislación

- Ley Provincial 14.126. (2010). Paisaje Protegido de Interés Provincial. Senado y Cámara de Diputados de La Provincia de Buenos Aires. 15 de abril de 2010. Disponible en: <http://normas.gba.gob.ar/ar-b/ley/2010/14126/2759>
- Ordenanza N° 12.978. (2012). Regulación de vuelco de efluentes contaminados. Honorable Concejo Deliberante, Tandil. 09 de agosto de 2012. Disponible en: <http://www.hcdtandil.gob.ar/legislacion/Ordenanza-12978.html>
- Ordenanza N° 5.777. (1992). Honorable Concejo Deliberante, Tandil. 19 de junio de 1992. Disponible en: <http://www.hcdtandil.gob.ar/legislacion/Ordenanza-5777.html>
- Ordenanza N° 7.271. (1997). Reglamento General para la preservación del Lago del Fuerte y su Parque Urbano Adyacente. Honorable Concejo Deliberante, Tandil. 20 de diciembre de 1997. Disponible en: <http://www.hcdtandil.gob.ar/legislacion/Ordenanza-7271.html>
- Ordenanza N° 9.162. (2000). Honorable Concejo Deliberante, Tandil. 22 de marzo del 2004. Disponible en: <http://www.hcdtandil.gob.ar/legislacion/Ordenanza-9162.html>
- Ordenanza N° 9.865. (2005). Plan de Desarrollo Territorial del Municipio de Tandil. Honorable Concejo Deliberante, Tandil. 15 de noviembre de 2005. Disponible en: <https://www.mininterior.gov.ar/planificacion/pdf/planes-loc/BUENOSAIRES/Plan-Desarrollo-Territorial-Tandil.pdf>

Artículos periodísticos

- Nueva Era Net. <https://www.nuevaeranet.com.ar>
29/11/2017. “Tandil se afirma como la segunda plaza turística de la Provincia”

Anexo I. Imágenes sitios de muestreo



Figura 62. Sitio 1: Arroyo San Gabriel (ASG). Ante momentos de estiaje (a) y crecida (b)



Figura 63. Sitio 2: Arroyo La Cascada (ALC). Ante momentos de estiaje (a) y crecida (b)



Figura 64. Sitio 3: Embalse Lago del Fuerte (a). Ante momentos de estiaje (b) y crecida (c)



Figura 65. Sitio 4: Salida del embalse. Ante momentos de estiaje (a) y crecida (b)