

UNIVERSIDAD NACIONAL DE RÍO CUARTO
FACULTAD DE AGRONOMÍA Y VETERINARIA

Trabajo Final presentado para optar al Grado de Ingeniero Agrónomo.

Modalidad: Proyecto

TÉCNICAS ESTADÍSTICAS UTILIZADAS PARA EVALUAR LA
VARIABILIDAD DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EL
EMBALSE RIO TERCERO (CÓRDOBA, ARGENTINA).

PREMET, Fernando Emiliano
DNI: 32214185

Director: Ing. MSc. Claudia, Ledesma
DNI: 16991615
Co-Director: Lic. Dr. Matías, Bonansea
DNI: 29114011

Río Cuarto – Córdoba
Octubre/2016

UNIVERSIDAD NACIONAL DE RÍO CUARTO FACULTAD DE AGRONOMÍA Y
VETERINARIA

CERTIFICADO DE APROBACIÓN

Título del Trabajo FINAL: TÉCNICAS ESTADÍSTICAS UTILIZADAS PARA EVALUAR
LA CALIDAD DEL AGUA EN EL EMBALSE RIO TERCERO
(CÓRDOBA, ARGENTINA).

Autor: **Premet, Fernando Emiliano.**

DNI: **32214185**

Director: **Ing. MSc Claudia, Ledesma.**

Co – Director: **Lic. Dr. Bonansea, Matías.**

Aprobado y corregido de acuerdo con las sugerencias de la Comisión Evaluadora:

M V MSc Dr **Miguel Mancini.** _____

M V.Dr **Claudia Rodriguez** _____

Fecha de Presentación: ____/____/____.

Aprobado por Secretaría Académica: ____/____/____.

Secretario Académico

AGRADECIMIENTOS

A mis padres Horacio Premet y Miriam Pellegrini por su apoyo.

A mis directores de tesis Claudia Ledesma y Matías Bonansea por su dedicación y tiempo.

A mis amigos de la vida por sus consejos y charlas.

Finalmente quiero agradecer a la Universidad Nacional de Río Cuarto por darme la posibilidad de aprender.

ÍNDICE GENERAL

I Introducción.....	1
1.1 Planteo de la problemática.....	1
1.1.1 Causas y consecuencias de la eutrofización.....	2
1.1.2 Medidas para mitigar o evitar los procesos eutróficos.....	4
1.2 Índices Tróficos.....	5
1.2.1 Clasificación Trófica.....	5
1.3 Eutrofización a nivel mundial.....	7
1.4 Eutrofización en Argentina.....	8
1.5 Antecedentes en el embalse Rio Tercero.....	10
1.6 Monitoreo de la calidad del agua.....	11
1.7 Hipótesis.....	13
1.8 Objetivos.....	13
II Materiales y Métodos.....	14
2.1 Ubicación del área de estudio.....	14
2.2 Caracterización ambiental del embalse Rio Tercero.....	15
2.3 Flora y fauna del embalse Rio Tercero.....	17
2.4 Metodología.....	19
2.4.1 Toma de muestras.....	19
2.4.2 Análisis físicos-químicos y biológicos.....	21
2.4.3.1 Análisis estadístico.....	22
2.4.3.2 Análisis estadístico descriptivo univariado y multivariado.....	22
III Resultados y discusión.....	24
3.1 Análisis físicos-químicos y biológicos.....	24
3.2 Análisis de la variación espacial y temporal de clorofila-a, nutrientes y transparencia con técnicas univariadas.....	25
3.3 Análisis de la variación espacial y temporal de clorofila-a, nutrientes y transparencia con técnicas multivariadas.....	32
3.4 Análisis de correlación de clorofila-a con nutrientes y transparencia.....	35

3.5 Ordenamiento y agrupamiento de los sitios de muestreo.....	36
IV Conclusión.....	38
V Bibliografía.....	40

CAPITULO I: INTRODUCCIÓN

1.1 Planteo de la problemática

El agua es un factor esencial para la supervivencia de todos los seres vivos (Bonansea *et al.*, 2012). Parte de este recurso se almacena en lagos y embalses, los cuales constituyen reservorios de agua cuyo objetivo es satisfacer necesidades para el ambiente y la sociedad (Bonansea, 2013). Entre las funciones más destacadas de estos recursos figuran la generación de energía, la provisión de agua para consumo humano y animal, riego, el suministro de hábitats para especies animales y vegetales, la atenuación de crecientes, la recarga de napas subterráneas y usos recreacionales, deportivos y turismo (Ledesma *et al.*, 2013). Sin embargo, estos sistemas están expuestos a degradación ambiental, lo que implica que un alto porcentaje de las aguas continentales del mundo son vulnerables a la contaminación como resultado del efecto de las actividades antrópicas. Entre los problemas ambientales de lagos y embalses, la eutrofización es uno de los más frecuentes, ejerciendo grandes impactos negativos a nivel ecológico, sanitario y económico (Sriwongsitanon *et al.*, 2011; Varol *et al.*, 2012).

La eutrofización definida como una secuencia de cambios en los ecosistemas acuáticos, ocurre debido al incremento en la tasa de suministro de nutrientes al agua, principalmente nitrógeno y fósforo (ya que estos limitan la productividad primaria), originando un proceso de deterioro del recurso en forma inmediata lo que provoca una desorganización en el normal funcionamiento del ecosistema (Painting *et al.*, 2007). En décadas anteriores, la eutrofización se consideraba como un proceso natural, que se llevaba a

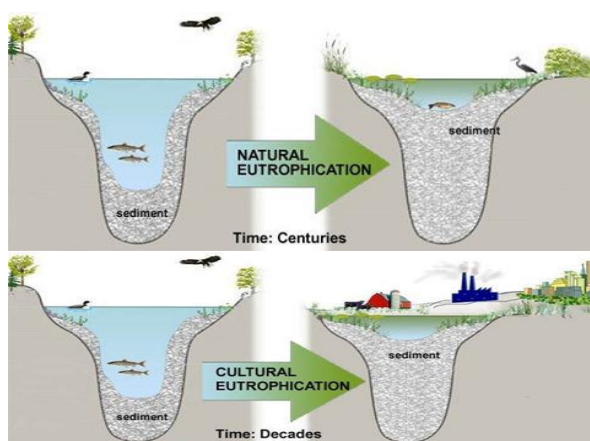


Figura 1: Diferencias entre eutrofización natural y antrópica.

cabo durante millones de años, en el cual un reservorio recibe los aportes de su cuenca de drenaje, consistentes en nutrientes, sedimentos y otros materiales alóctonos, que con el tiempo generan que el sistema se transforme. Sin embargo debido a los impactos generados por el hombre se produce una eutrofización cultural o antrópica mucho más acelerada e irreversible (Figura 1) (Ryding y Rast 1992).

1.1.1 Causas y consecuencias de la eutrofización

Las *causas* de la eutrofización pueden diferenciarse entre naturales y antrópicas, las cuales se mencionan a continuación (Margalef, 1991):

Causas naturales:

- Aportes atmosféricos: precipitación.
- Resuspensión de los sedimentos del fondo.
- Liberación de nutrientes por parte de los sedimentos anóxicos.
- Descomposición y excreción de organismos.
- Fijación de nitrógeno atmosférico por microorganismos.

Causas antrópicas:

- Descarga de aguas residuales, las cuales son ricas en nutrientes.
- Uso excesivo de fertilizantes, los cuales aportan nitrógeno (en forma de sales de nitrato y amonio) y fósforo (como fosfato).
- Deforestación y erosión en suelos agrícolas, lo que influye en la carga de nutrientes, ya que los escurrimientos al pasar por una tierra que no tiene protección, “lavan” la capa fértil, llevándose consigo los nutrientes de la misma.
- Presencia de gases ambientales tales como óxidos de nitrógeno (NO_x) y óxidos de azufre (SO_x), los cuales al entrar en contacto con el agua presentes en la atmosfera forman iones nitrato (NO_3^-) y sulfato (SO_4^{2-}), que al alcanzar el suelo forman sales solubles. Estas sales son volcadas fácilmente en los cuerpos de agua, dando lugar a un proceso de eutrofización.

Además, diferentes autores (Chalar, 2007; Nebel y Wright, 1999), explican que existen factores externos que influyen sobre el proceso de eutrofización, tales como:

- Clima: los climas cálidos favorecen este proceso.
- Cuerpos de agua poco profundas y/o de bajo caudal son más propicios para el desarrollo del proceso.
- Área de drenaje: la poca cubierta arbórea sujeta a precipitaciones abundantes favorece la erosión y el arrastre de nutrientes hacia el cuerpo de agua.
- Geología: en áreas de drenaje donde predominan rocas sedimentarias hay mayor aporte de fósforo por escorrentía. Los suelos arcillosos drenan pobremente y también favorecen la escorrentía y consecuentemente el aporte de nutrientes.

Mientras que entre las *consecuencias* de la eutrofización se puede citar:

- Aumento de la producción y biomasa de fitoplancton, algas asociadas y macrofitas.
- Desoxigenación del agua, especialmente al finalizar las situaciones de proliferación de algas, lo que normalmente da lugar a una mortandad de peces.
- Modificación de las características del hábitat debida a la transformación del conjunto de plantas acuáticas.
- Sustitución de especies ícticas deseables (por ejemplo, salmónidos en los países occidentales) por otras menos cotizadas.
- Aparición de especies vegetales invasoras que aprovechan los nichos ecológicos vacíos por la desaparición de sus ocupantes previos, su considerable desarrollo puede aumentar la evapotranspiración hasta un 50% y proveer refugio para vectores de enfermedades como mosquitos, moscas y caracoles. Así, enfermedades como la malaria, disentería y fiebre tifoidea están asociadas a cuerpos de agua eutróficos con vegetación acuática.
- Florecimientos o *blooms* de algas que bloquean la penetración de la luz en el cuerpo de agua y producen toxinas que afectan a otros organismos. Estas sustancias pueden ocasionar mortandades de peces y de otros animales que consumen el recurso, los cuales pueden además actuar como vector de estas toxinas (neuro y hepatotoxinas).
- Disminución de la diversidad íctica. La relación entre peces piscívoros (que se alimentan de otros peces) y planctívoros (que se alimentan de invertebrados planctónicos) disminuye, ya que en general los primeros requieren mayores concentraciones de oxígeno por su mayor actividad.
- Aumento en la concentración de sólidos disueltos (particularmente nutrientes como nitrógeno, fósforo y carbohidratos) y sólidos en suspensión (principalmente materia orgánica).
- Acumulación de sedimentos que conducen a la colmatación del cuerpo de agua, reduciendo su vida útil.
- Colmatación y obstrucción de los canales de riego por algas macrófitas.
- Reducción de la posibilidad de utilización del agua para fines recreativos.
- Disminución de la capacidad del embalse y la generación de hidroelectricidad.
- Pérdidas económicas: debido a un aumento de los costos y esfuerzos para la producción de agua potable, problemas en instalaciones hidroeléctricas y baja producción pesquera, entre otros.

- Pérdida de los usos potenciales del agua, color, olor y sabor desagradables, trastornos de la salud y disminución de las cualidades estéticas del paisaje, especialmente durante los períodos de proliferación de algas.

1.1.2 Medidas para mitigar o evitar los procesos eutróficos

El Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente sugiere que las políticas públicas asociadas a la protección de lagos deben enfocarse en la reducción de la carga de nutrientes considerando la cuenca como una unidad (UNEP-IETC 2000). Así, la solución al problema de la eutrofización es el uso de métodos de prevención para reducir la afluencia de nutrientes a cuerpos de agua; junto a métodos de control de la contaminación para limpiar las aguas lacustres con eutrofización excesiva. Algunos métodos para disminuir la cantidad de fosfatos y nitratos en los vertidos son (Calcagno, 1996):

- Utilización de detergentes con baja proporción de fosfatos y en menor cantidad.
- Disminución del uso de fertilizantes en campos agrícola-ganaderos. El exceso de fertilizantes no conduce a mejores cosechas, siendo un derroche con gran costo económico para el agricultor y el ambiente. Así, es necesario ajustar los aportes a las necesidades del cultivo y las características de la zona.
- Correcta aplicación de abonos en campos: Aportar abonos de manera que los nutrientes estén disponibles cuando la planta lo necesite, consiguiendo así un mejor aprovechamiento de los mismos con mejores rindes y un menor impacto en el medio. Así, se debe fraccionar su aplicación, realizando varios aportes en pequeñas cantidades repartidos a lo largo del ciclo del cultivo según sus necesidades específicas.
- Practicar una agricultura ecológica: Las técnicas de agricultura ecológica basan la fertilización en aportes de materia orgánica, abonos verdes y rotaciones de cultivos. Estas técnicas favorecen una buena estructura del suelo, lo que reduce la erosión y mantiene bajos niveles de nutrientes libres en el suelo, evitando que puedan ser arrastrados hasta los cursos de agua. Los fertilizantes orgánicos, como el estiércol, aportan toda la gama de nutrientes que necesitan las plantas, mejoran las propiedades físicas del suelo y favorecen la actividad biológica imprescindible para una correcta fertilidad, a la vez que presentan mucha más resistencia al lavado o arrastre de los nutrientes, de esta forma permiten obtener buenas cosechas sin contaminar el agua.
- Evitar la erosión: Como se ha indicado anteriormente la principal causa de que los nutrientes alcancen las aguas superficiales es la erosión y, particularmente, la erosión hídrica. Reducirla no sólo significa evitar la eutrofización sino también conservar la

fertilidad del suelo. Por ello, es muy importante tomar medidas para reducir los procesos erosivos, especialmente en aquellas parcelas que no están niveladas, tales como labrar el suelo según las curvas de nivel, evitando las tareas en dirección de la pendiente.

- Mantener el suelo cubierto de vegetación: en campos agrícola-ganaderos es esencial evitar el sobrepastoreo y realizar una mínima labranza de los suelos con lo cual se asegura una cobertura vegetal permanente, evitando el impacto directo de las precipitaciones. La vegetación, especialmente la herbácea, no sólo reduce la erosión, sino también toma los nutrientes del suelo evitando que éste se enriquezca en exceso. Cuando esta vegetación muere devuelve el nitrógeno y el fósforo al suelo en formas orgánicas que son arrastradas mucho menos que las formas minerales originales.
- Impedir los vertidos orgánicos: Tanto las granjas como muchas industrias agroalimentarias (almazaras, bodegas, etc) producen residuos líquidos con una elevada carga orgánica (purines, alpechines, etc). Estos residuos tienen una gran capacidad contaminante por lo que se deben depurar antes de su vertido. Igualmente se deben almacenar durante el menor tiempo posible y en instalaciones que garanticen que no se producen fugas o infiltraciones. La mayoría de estos residuos pueden ser empleados como abonos con un mínimo de tratamientos sencillos y económicos, como el compostaje. De esta forma pasan de ser residuos a ser un importante recurso para la agricultura.

1.2 Índices Tróficos

Para describir la cantidad de nutrientes de un cuerpo de agua, o para denotar los efectos de la calidad general del recurso, se usa el término estado trófico, el cual se define como la tasa de materia orgánica que es proporcionada por o para el lago, siendo un indicador de la salud del sistema . Tradicionalmente, el estado trófico de un reservorio ha sido determinado por medio de índices simples o multivariados que establecen una clasificación trófica de la masa de los lagos (Carlson 1977).

1.2.1 Clasificación Trófica

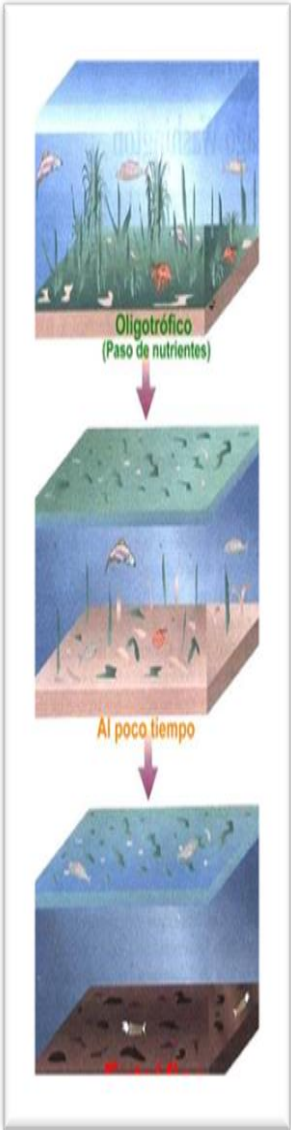



Desde hace varias décadas se han propuesto diversos Índices de Calidad de las Aguas (ICA), los cuales tienen como propósito simplificar en una expresión numérica las características positivas o negativas de cualquier reservorio. Los ICA tienen como objeto estimar la calidad de un cuerpo de agua. Así, se pretende reconocer, de forma ágil y fácil, problemas de contaminación, sin tener que recurrir a la observación de cada una de las numerosas variables fisicoquímicas determinadas (Zúñiga *et al.*, 1994).

Los sistemas acuáticos se pueden clasificar en base a su productividad en las clases: oligotróficos, mesotrófico y eutrófico. El sufijo trofia proviene de la palabra griega alimento, y los prefijos -oligo-, -meso- y -eu- significan -poco-, -medio- y -bueno o bien- respectivamente (Vallentyne, 1978; McNaughton y Wolf, 1984; Ryding y Rast, 1992). Por lo tanto:

- Un sistema ***oligotrófico*** es un cuerpo de agua con baja productividad primaria, como resultado de bajos contenidos de nutrientes. Estos lagos tienen baja producción de algas. Consecuentemente, presentan aguas sumamente claras y con alta calidad para ser utilizada potencialmente como agua potable. Las aguas superficiales de estos sistemas son muy oxigenadas, por lo que pueden presentar una elevada diversidad íctica. Entre los ejemplos más comunes de estos sistemas en nuestro país figuran la gran mayoría de los lagos cordilleranos.
- Por lo contrario, las aguas ***eutróficas*** poseen altos niveles de nutrientes, alta productividad primaria, poca transparencia y un elevado nivel de biomasa de un número reducido de especies de algas, presentando además una proporción de cianobacterias superior a la de las aguas oligotróficas.
- Mientras que un sistema ***mesotrófico***, es un cuerpo de agua con un nivel intermedio de productividad. Estos lagos tienen comúnmente aguas claras, mantienen lechos de plantas acuáticas sumergidas y niveles medios de nutrientes.

La tabla 1, resume las principales características de los sistemas mencionados.

Tabla 1: Clasificación trófica.

	<p>OLIGOTRÓFICOS</p> 	<p>Concentraciones bajas de nutrientes.</p> <p>Posee aguas claras.</p> <p>La luz penetra bien.</p> <p>Alta diversidad de especies.</p> <p>Bajo nivel de productividad primaria y de biomasa.</p>
	<p>MESOTRÓFICOS</p> 	<p>Agua turbia</p> <p>La vegetación acuática sumergida queda en la oscuridad.</p>
	<p>EUTRÓFICOS</p> 	<p>Proliferación de algas.</p> <p>Aguas profundas pobres en oxígeno.</p> <p>Alto nivel de productividad y biomasa en todos los niveles tróficos.</p> <p>Muerte de los vertebrados por anoxia.</p>

1.3 Eutrofización a nivel mundial

En la década de los 90, la región de Asia y el Pacífico presentaban la mayor cantidad de sistemas hídricos con problemas de eutrofización. Actualmente, los lagos Dianchi y Taihu (China) presentan los problemas de eutrofización más extremos (figura 2). Estos lagos tienen amplias extensiones cubiertas por densas floraciones de algas y prácticamente se ha abandonado la cría de peces, ya que presentan condiciones de anoxia extrema. Además, la mala calidad del recurso compromete el correcto abastecimiento de agua para uso doméstico e industrial conforme a las normas legales (Margalef, 1991).



Figura 2: Proceso de eutrofización en el lago Taihu (China).

En nuestro continente, son recurrentes los florecimientos de algas y mortandades de peces en lagos y embalses (Martill *et al.*, 2008). En este sentido, la gestión de los sistemas acuáticos aseguran que las políticas que se llevan adelante en América Latina responden reaccionando una vez producida una crisis o en atención a intereses especiales;

estableciendo en raras ocasiones, planes previniendo emergencias a largo plazo, por lo que el manejo de los recursos hídricos carece de visión (Lord & Israel, 1996).

1.4 Eutrofización en Argentina

En nuestro país, los impedimentos al control de la eutrofización, parecen tener un componente social, económico, político e institucional mucho más importante que el componente técnico. Esto último podría contribuir a explicar porque Argentina sigue considerando a sus aguas de superficie como un sumidero con capacidad infinita para diluir nutrientes y otros contaminantes (Quirós, 2000).

Así, los lagos más profundos de Argentina, que están situados en los andes patagónicos, presentan un estado trófico que varía entre ultraoligotrófico a oligotrófico (figura 3). Si bien, estos son lagos poco perturbados, en varios sistemas ubicados cerca de concentraciones urbanas (por ej. Los lagos Lacar y Nahuel Huapi), se ha informado de algunos problemas de calidad del agua característicos de procesos de eutrofización (Quiros, 2000).



Figura 3: Lagos Lacar (Neuquén)



Figura 4: Embalse Cabra Corral (Salta).

Por su parte, los embalses ubicados en las regiones áridas del noroeste argentino (figura 4) están altamente influenciados por la agricultura (principalmente cultivos de caña de azúcar), el manejo pecuario en alta pendiente y la actividad minera, siendo la carga de materia orgánica generalmente alta

En cuanto a los cuerpos de agua de la Provincia de Córdoba resulta emblemático el caso del embalse San Roque (Figura 5), que recibe desde hace décadas efluentes cloacales con poco o nulo tratamiento provenientes de las poblaciones localizadas en su cuenca, principalmente Carlos Paz, Cosquín y La Falda. Estos efluentes son abundantes en nitrógeno y fósforo, favoreciendo el crecimiento de cianobacterias potencialmente tóxicas, que se vuelven dominantes, y alteran el equilibrio natural del sistema. En general estos florecimientos se producen en los meses cálidos, disminuyendo en el invierno, por influencia de la temperatura y del fotoperíodo, junto a la variación en la densidad de las poblaciones humanas, ya que se trata de centros turísticos, que aumentan considerablemente su población en temporada estival.



Figura 5: Embalse del dique San Roque (Córdoba).

Otros embalses de la provincia como por ejemplo el embalse Los Molinos (Figura 6) y Piedras Moras presentan situaciones eutróficas similares, presentando una condición trófica de eutrofía moderada en invierno, pero muy fuerte en el verano, donde se han registrado



Figura 6: Embalse del dique Los Molinos.

muerte de peces, aves, ganado menor y hasta caballos a causa de la ingestión de agua con elevada concentración de cianotoxinas (Mancini *et al.*, 2010). La tendencia general de todos estos embalses, evaluada a los largo de varios años, es hacia un empeoramiento de su calidad de agua, con florecimientos tóxicos cada vez más frecuentes y más prolongados (Cossavella, 2002;).

1.5 Antecedentes en el embalse Río Tercero

Entre los antecedentes bibliográficos de estudios realizados en el embalse Río Tercero se encuentran trabajos que describen las características generales, que detallan la dinámica de diferentes variables físicas, químicas y biológicas relacionadas con la calidad del agua. Entre los más antiguos se puede citar un trabajo que contempla el perfil térmico de la variable temperatura del agua (Marini, 1939). Los trabajos presentados por Mariazzi *et al.* (1989) y (1992) comparan el comportamiento de diversas variables físico-químico y biológicas del embalse en tiempos previos y posteriores a de la puesta en marcha de la central nuclear.

Rodríguez *et al.* (1997) realizaron un estudio en el embalse, con el objetivo de evaluar fluctuaciones bacteriológicas y químicas, determinando los riesgos para la salud pública y los recursos ictícolas. Así, analizaron la composición química a través de pH, dureza, cloruros, sulfatos, carbonatos, bicarbonatos, Mg, Ca, Na, y K, alcalinidad y sales totales, nitritos y arsénico, y evaluaron la composición de microorganismos presentes en las muestras de agua tomadas en diferentes sitios de muestreo. Por su parte, Mancini y Rodríguez (1999) llevaron adelante una investigación de las características del lago y de la población íctica. Este estudio consistió en la medición de diferentes variables in situ (pH, temperatura, oxígeno disuelto y transparencia por medio del disco de Secchi) y la recolección de muestras de agua para análisis de variables fisico-químicas, bacteriológicas y la extracción de peces.

Rodríguez *et al.* (2004) evaluó estacionalmente el estado trófico del embalse Río Tercero y determinó la calidad del agua superficial para distintos usos, mediante análisis fisico-químicos, bacteriológicos y ficológicos durante los años 2003 y 2004. (Reynoso *et al.*,2005) analizaron las variaciones estacionales del estado trófico del embalse Río Tercero, determinando la calidad del agua superficial para diferentes usos, valorando los riesgos potenciales para la salud pública y animal. En dicho trabajo se consideraron seis sitios de muestreo y dos campañas de muestreo estacionales para cada sitio elegido, durante los años 2003 y 2004. De acuerdo a estos estudios, las características del agua correspondieron a agua dulce, algo dura y bicarbonatada cálcica, mientras que el estado trófico correspondió al grado mesotrófico, encontrándose dentro de los valores guía propuestos por la legislación vigente.

Bonansa *et al.* (2012) modelaron y analizaron la distribución espacial de la concentración de clorofila-a y el límite de la zona fótica del embalse Río Tercero, utilizando imágenes del satélite CBERS-2B, SIG y modelos estadísticos de regresión; como también,

algunas comparaciones con los resultados obtenidos en escenarios brasileros que usaron sensoramiento remoto.

Ledesma *et al.* (2013) determinaron la calidad del agua y estado trófico del embalse Río Tercero utilizando técnicas de análisis estadístico multivariado, con el fin de generar bases para una adecuada gestión de los recursos hídricos de la región. En dicho trabajo se observó que la condición del embalse estacionalmente fue de características mesotróficas. Durante el periodo 2004 - 2006 la condición fue claramente eutrófica. Esta situación fue similar a la demostrada por (Bazan *et al.*, 2005 y Pierotto *et al.*, 2007) en otros reservorios del centro del país.

Bonansea *et al.* (2015) analizaron los patrones espaciales y temporales de la calidad del agua del embalse de Río Tercero (Argentina), utilizando una matriz de datos de gran tamaño obtenida durante los años (2003-2010).

1.6 Monitoreo de la calidad del agua

De acuerdo al análisis de los antecedentes, se observa que como los sistemas acuáticos constituyen los principales recursos de agua, es imperativo prevenir y controlar la contaminación del agua y disponer de información fiable sobre la calidad del agua. Por lo tanto, se requieren programas de seguimiento regulares para las estimaciones representativas y fiables de la calidad del agua superficial. Sin embargo, debido a las variaciones espaciales y temporales en la calidad del agua, estos programas deben incluir un gran número de parámetros físico-químicos tomados en diferentes momentos y de diversos sitios, lo que implica grandes insumos financieros, resultando además en una matriz de datos grandes y complejos que a menudo es difícil de interpretar y sacar conclusiones significativas. Así, hay una necesidad de optimizar las redes de control, reduciendo el número de parámetros de calidad del agua, los sitios de muestreo y el seguimiento de los períodos representativos sin perder información útil.

Las técnicas estadísticas multivariadas se presentan como una herramienta eficaz para la interpretación de matrices de datos complejos obtenidas de estudios hidrológicos, lo que permite una mejor comprensión de la calidad del agua y el estado ecológico del embalse estudiado. La aplicación de diferentes métodos estadísticos multivariantes, tales como el análisis de conglomerados (CA) y análisis de componentes principales (PCA), han sido ampliamente utilizados para lograr una gran eficiencia en la compresión de matrices a partir de los datos originales e interpretar asociaciones naturales entre las muestras o variables, destacando la información que no está disponible a primera vista. Por otra parte, el

tratamiento multivariado de datos ambientales se utiliza con éxito para identificar posibles fuentes de contaminación que influyen en los sistemas de agua, ofreciendo una técnica valiosa para la gestión de los recursos hídricos, así como soluciones rápidas a los problemas de contaminación. (Bonansea *et al.*, 2015).

1.7 Hipótesis

La variabilidad espacio temporal de la calidad del agua de un reservorio puede ser evaluada aplicando modelos estadísticos uni y multivariados.

1.8 Objetivos

Objetivo General

- Evaluar la eficacia de diferentes técnicas estadísticas utilizadas para determinar la variabilidad espacial y temporal de parámetros medidos en el embalse Río Tercero.

Objetivos Específicos

- Determinar el estado trófico del embalse.
- Aplicar métodos de estadística descriptiva para evaluar la distribución espacial y temporal de los parámetros medidos.
- Aplicar técnicas de reducción de datos.
- Encontrar asociaciones entre las variables.
- Determinar sitios asociados a fuentes de contaminación puntual y difusa.

CAPÍTULO II: MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Ubicación del área de estudio

El embalse Río Tercero se encuentra en el valle de Calamuchita en la región de las Sierras Chicas de la provincia de Córdoba, Argentina ($64^{\circ} 23' O$ y $32^{\circ} 10' S$), a una distancia de 110km de la capital provincial (figura 7). Su altura con respecto al nivel del mar es de 529,4 m.

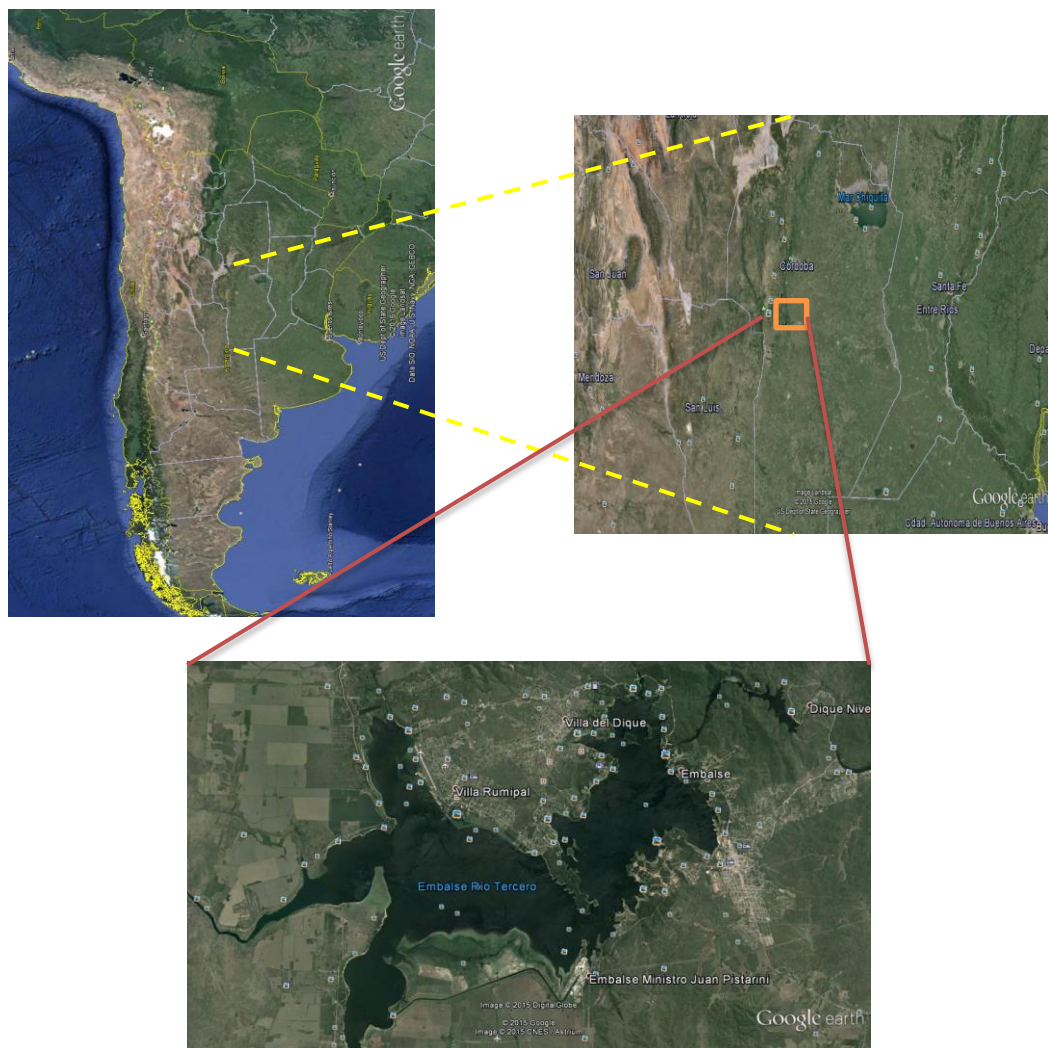


Figura 7: Ubicación del área de estudio. Embalse Río Tercero, Córdoba, Argentina.

2.2 Caracterización ambiental del embalse Río Tercero

La construcción del embalse comenzó en 1916, pero fue paralizada durante la dictadura de Félix Uriburu. Las obras fueron retomadas por los Ingenieros argentinos Santiago Fitz Simón y Juan Carlos Alba Posse, su proyecto era de mayor magnitud que el anterior y fue concretado entre los años 1927 y 1936. En 1955 fue finalmente inaugurado por el entonces presidente Juan Domingo Perón.

El lago artificial de 5.600 has, presenta una profundidad media y máxima de 12 y 46 m, respectivamente y un tiempo de residencia de 0,84 años. Pertenece a un sistema de lagos encadenados que se origina aguas arriba del mismo. Componen este sistema los embalses: Cerro Pelado, Arroyo Corto, Río Tercero, Cassafousth o Segunda Usina, Reolin o Tercera Usina y el Dique Piedras Moras.

El embalse Río Tercero es la conjunción de los ríos Santa Rosa, Grande, Amboy, Quillinzo y La Cruz, alimentándose de una cuenca de 330000 ha. Está constituido por dos lóbulos, el más grande situado al oeste, tiene como tributarios a los mencionados ríos, mientras que en el lóbulo este se encuentran las mayores profundidades y se ubica la desembocadura del embalse a través del Río Tercero y la usina hidroeléctrica.




El clima de la región es templado cálido mediterráneo. La temperatura oscila entre -8°C en invierno y 40°C en verano, como extremos históricos, con una media anual de 16,5°C. Las precipitaciones son abundantes en primavera y verano y muy escasas en invierno, con una media anual de 730 mm.

El embalse, está considerado el cuerpo de agua más grande de la provincia de Córdoba, provee agua para consumo humano y animal y es utilizado en la generación de energía, regulación y control de crecidas, riego y actividades recreacionales, náuticas y pesca deportiva.

En las costas de este dique se encuentra una población estable de 12.166 habitantes (INDEC,2001), distribuidas en tres asentamientos urbanos principales, los cuales son de gran atractivo turístico en temporada estival. A partir de 1983, comenzó a funcionar en la costa sur una central termonuclear, Central Nuclear Embalse (CNE), que utiliza las aguas del embalse con fines de enfriamiento a razón de 120.000 m³/h, produciendo un cambio máximo de temperatura de 7°C, entre la toma y desembocadura a través de un canal artificial de 5 km de largo, que lleva el agua nuevamente hacia el reservorio (Boltovskoy y Foggetta, 1985; Mariuzzi, *et al.*, 1992). De esta manera, tanto la central nuclear como la usina hidroeléctrica cumplen un rol importante en la producción energética de la provincia y el país.

La tabla 2 muestra los datos técnicos del embalse proporcionados por la Dirección Provincial de Agua y Saneamiento (Di.P.A.S).

Tabla 2: Características técnicas del embalse Río Tercero (DiPAS, 2010)

  	Curso de agua	Río Tercero
	Cuenca de aporte	3300 km ²
	Proyecto	Ing. Santiago Fitz Simon
	Comienzo y fin de construcción	1927 – 1936
	Altura de la presa	35 m
	Superficie (a Cota de Vertedero)	86 ha
	Volumen (a Cota de Vertedero)	10 Hm ³
	Longitud de la costa	120 km
	Longitud de coronamiento	360 m
	Volumen máximo	13 Hm ³
	Modulo anual	27,0 m ³ /seg (Serie 1913-1986)
	Tipo de presa	Materiales sueltos
	Materiales constituyentes	Roca Granítica
Naturaleza del terreno sobre el que se apoya la presa	Roca Granítica	
Obras de evacuación de crecidas	Vertedero libre, planta curva, margen izquierdo, longitud 200 m. Caudal Máximo 1650 m ³ /seg, canal de fuga, longitud 220 m.	
Obras de descarga de fondo	Rejas, túnel sin revestir, longitud 170 m, diámetro 3,40 m, una compuerta tipo oruga.	
Obras de cierre adicional	No tiene.	

En el margen este del lago, dando origen al río Tercero, se ubica la represa, la cual presenta una altura de 35 m y una longitud de 360 m. El vertedero, ubicado en la parte izquierda de la misma regula el nivel de las aguas del embalse cuando éste llega al máximo de cota.

En la base del murallón, a 26 m de profundidad, se ubica la “Usina Hidroeléctrica Fitz Simon”, que aprovecha la fuerza que produce la evacuación de las aguas del dique para obtener energía, erogando un caudal medio normal de 17,67 m³/s.

Además, en el perilago, se pueden apreciar varios clubes, principalmente de náutica y pesca; y un complejo de hoteles y bungalows, construido en el año 1.955. Todos estos lugares son grandes centros de atracción turística principalmente durante la temporada estival.

2.3 Flora y Fauna del embalse Río Tercero

Las marcadas oscilaciones del nivel de las aguas del lago, la falta de mayor protección contra la acción de los vientos, el régimen térmico y la moderada aunque variable permeabilidad lumínica de las aguas, condicionan la presencia y densidad de los vegetales acuáticos.

La ictiofauna del embalse presenta una alta riqueza específica (tabla 3), la especie de mayor importancia económica es el Pejerrey (*Odontesthes bonariensis*) (figura 8), cuya siembra data del año 1.931 (Freyre, *et al.* 1983) y de la cual existen antecedentes sobre su biología y estado sanitario (Freyre *et al.*, 1983; Mancini *et al.*, 2000).

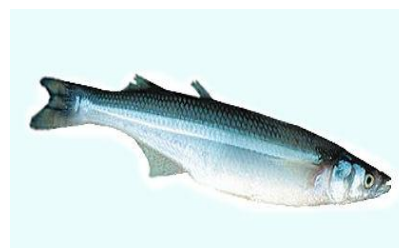


Figura 8: Pejerrey (*Odontesthes bonariensis*).

Tabla 3: Determinación de la riqueza íctica encontrada en el embalse Río Tercero (Freyre *et al.*, 1983; Di Tada y Bucher, 1996).

Nombre Vulgar	Nombre Científico
“Pejerrey”	<i>Odontesthes bonaerensis</i>
“Dientudo”	<i>Oligosarcus jenynsii</i>
“Mojarra”	<i>Astyanax eigenmanniorum</i>
“Mojarra”	<i>Bryconamericus iheringii</i>
“Sabalito”	<i>Cyphocharax voga</i>
“Bagre sapo”	<i>Rhamdia quelen</i>
“Bagre gris”	<i>Pimelodella laticeps</i>
“Tararira”	<i>Hoplias malabaricus</i>
“Carpa”	<i>Cyprinus carpio</i>
“Madre de agua”	<i>Jenynsia multidentata</i>
“Chanchita”	<i>Cichlasoma facetum</i>
“Trucha arco iris”	<i>Oncorhynchus mykiss</i>
“Anguila”	<i>Symbranchus marmoratus</i>



Figura 9: Biguá (*Phalacrocorax olivaceus olivaceus*)

En cuanto a las aves relacionadas con el lago, algunas de estas son: macá común (*Podiceps rolland chilensis*) y macá grande (*Podiceps major*), biguá (*Phalacrocorax olivaceus olivaceus*), (Figura 9), pato barcino (*Anas flavirostris flavirostris*), garza blanca (*Egretta alba egretta*) y gallaretas del género *Fulica* (Di Tada y Buscher, 1996). Además es posible apreciar anfibios en el perillago propios de la zona.

2.4 Metodología

La calidad del agua del reservorio se determinó de manera rutinaria, durante el año 2010, tomando mediciones *in situ* y recolectando muestras de agua de sitios seleccionados para el posterior análisis de parámetros físicos, químicos y biológicos en el laboratorio.

2.4.1 Toma de Muestras

Si las técnicas de muestreo no son cuidadosamente seleccionadas, los resultados analíticos pueden quedar parcial o completamente invalidados. Las muestras fueron recogidas y manejadas de tal forma, que los valores de las variables representen el reservorio en el momento del muestreo, proporcionando una descripción real de las variaciones temporales y espaciales en la calidad del agua. (Cossavella, 2002).

Las muestras se obtuvieron a 20 cm de profundidad. In situ se determinaron las coordenadas de ubicación geográfica con GPS (Global Positioning System) y se evaluaron, utilizando metodología estándar, temperatura del agua (T), transparencia del agua por medio del disco Secchi (DS), oxígeno disuelto (OD) y pH. En laboratorio se determinó concentración de clorofila-a (Cl-a) por técnica de espectrofotometría, carga de aniones y cationes, nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT). La metodología para la toma de muestra, almacenamiento, conservación y técnicas analíticas se realizaron de acuerdo a métodos estandarizados (APHA, 2000).

Se realizarán muestreos en las 4 estaciones climáticas durante un (1) año en quince (15) sitios de muestreo las cuales fueron seleccionadas por su relación con el vertido de efluentes, por constituir alguno de los principales tributarios del lago o por el uso recreacional que brindan. (Figura 10).

La selección de varios sitios de muestreo se fundamenta en que, usualmente, los embalses presentan gradientes espaciales físico-químicos y biológicos que ordinariamente no se dan en los lagos naturales (Ryding y Rast, 1992). La práctica común de obtener muestras de un solo punto en la zona más profunda del lago puede ser inadecuada para caracterizar la dinámica espacial y temporal de estos sistemas.

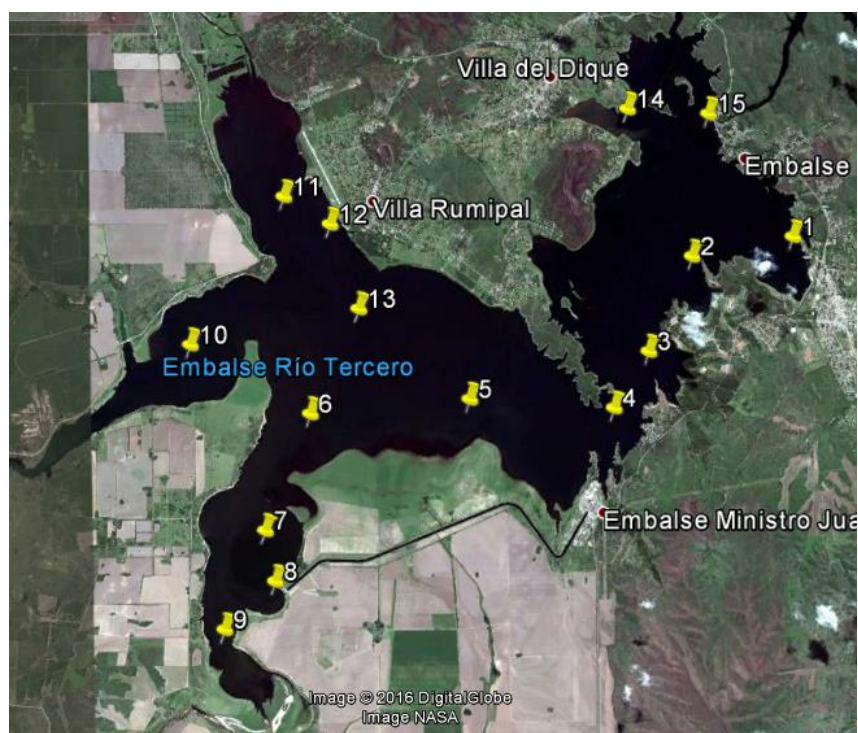


Figura 10: Ubicación de los sitios de muestreo en embalse Río Tercero.

Las coordenadas de los sitios de muestreo, se detallan a continuación en la tabla 4.

Tabla 4: Coordenadas de sitios de muestreo.

Sitios de Muestreo	Nombre	Coordenadas	
		Longitud	Latitud
1	Club Almafuerte	-32,19668	-64,40930
2	Hoteles	-32,19935	-64,42651
3	Balsas Club Hernando	-32,21305	-64,43398
4	Garganta	-32,22117	-64,44000
5	Península Costa Baja	-32,21973	-64,46462
6	Costa Baja	-32,22163	-64,49185
7	Viejo Club Schneebeli	-32,23845	-64,49969
8	Canal Enfriamiento	-32,24583	-64,49809
9	Confluencia Rios	-32,25270	-64,50679
10	Entrada rio Grande	-32,21154	-64,51221

11	Rio Santa Rosa	-32,19027	-64,49603
12	Rumipal	-32,19430	-64,48820
13	Centro	-32,20657	-64,48344
14	Villa del Dique	-32,17807	-64,43735
15	Murallón	-32,17883	-64,42348

2.4.2 Análisis físico-químicos y biológicos

La determinación de Cl-a se realizó en laboratorios de la UNRC mediante técnica de espectrofotometría; las muestras se obtuvieron en recipientes de plástico de un litro a 20 cm de profundidad y se concentraron mediante filtración (después de registrar el volumen de agua inicial). Se filtró continuamente, sin permitir que el filtro se seque durante la concentración de una misma muestra, se añadió una suspensión de 0,2 ml CO₃Mg a los últimos mililitros de agua en el filtro cuando está por concluir la filtración; luego se colocó el filtro en la licuadora de tejidos, agregando 2-3 ml de acetona al 90% y se trituro hasta que las fibras del filtro se separaron, posteriormente se volcó esta acetona y el filtro molido en un tubo de centrifuga, enjuagando el tubo donde se realizó la molienda con otros 2 ml de acetona al 90% e incorporando esto al tubo de centrifuga, a continuación se completó el volumen total en el tubo de centrifuga hasta 10 ml con acetona al 90%; se tapó , etiqueto y almaceno dicho tubo en la oscuridad a 4° C durante 10 a 12 horas. El paso siguiente fue centrifugar los tubos cerrados durante 15 minutos a 3000 rpm para clarificar las muestras, se decantó el sobrenadante en un tubo de centrifuga limpio registrando el volumen. Luego se llenó una cubeta con acetona al 90% y se registró la absorbancia con un espectrofotómetro a 750 nm y 665 nm. Por último se, añadieron dos gotas de HCl 1N a la muestra en una cubeta de 1cm, agitando suavemente durante 1 minuto y registrando la absorbancia a 750 nm y 665 nm (Prosperi, 1994).

Cálculos

i) Restar las absorbancias:

663 a – 750 a – absorbancia 663 a corregida

665 b – 750 b - absorbancia 665 b corregida

ii) Usar las absorbancias 663 a y 665 b corregidas para calcular:

$$\text{Clorofila-a (mg/m}^3) = \frac{26,73(663a - 665b)(ve)}{(vs)(1)} \quad \text{donde}$$

ve = volumen de extracto de acetona en litros

vs = volumen de muestra de agua en m³

1= paso de luz de la cubeta en cm.

2.4.3.1 Análisis estadístico

Los parámetros físicos, químicos y biológicos medidos en los sitios de muestreo considerados, se analizaron estadísticamente con el software estadístico infoStat Versión Estudiantil (Di Rienzo *et al.*, 2015).

2.4.3.2 Análisis estadístico descriptivo univariado y multivariado

En primer lugar se realizó un análisis descriptivo univariado para resumir los valores medios, desvíos estándar y rango de las variables medidas a fin de caracterizar el estado trófico del reservorio.

Se utilizó el diagrama de cajas o Box-Plot o diagramas de cajas y bigotes, realizado para cada variable y en cada sitio de muestreo, (figura 11)

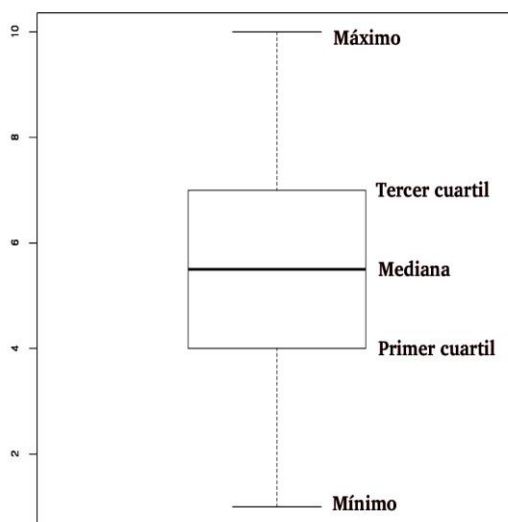


Figura 11: Diagrama de cajas o Box-Plot.

Este gráfico basado en cuantiles, está compuesto por un rectángulo (caja) y dos brazos (bigotes). Suministra información sobre los valores mínimos y máximos (Li y Ls respectivamente), los cuantiles Q1 (25% de los datos), Q2 o mediana (50% de los datos) y Q3 (75% de los datos), la existencia de valores atípicos u outliers y la simetría de la distribución (Ledesma, 2012). Proporcionan información útil para realizar un análisis descriptivo integral del conjunto de datos obtenidos.

Por medio de una estadística descriptiva se resumirán los valores medios, desvíos estándar y rango de las variables medidas clasificando a las mismas por sitio de muestreo.

Por medio de un Análisis de Componentes Principales (ACP) se observó la variabilidad total de los parámetros de calidad del agua y se identificaron asociaciones entre las variables mencionadas. Esta técnica permitió analizar la interdependencia de las variables, identificando relaciones entre los parámetros con pérdida mínima de información (Balzarini *et al.*, 2008). Por medio de la generación de ejes artificiales, los cuales fueron utilizados para construir planos que permitieron proyectar las observaciones y las variables simultáneamente, se encontró un nuevo conjunto de variables (componentes principales) no correlacionadas, las cuales explicaron la estructura de la variación, pudiendo identificar las fuentes de contaminación del embalse.

Para estudiar la magnitud y dirección de la asociación o co-variación entre pares de variables, se realizaron análisis bivariados de correlación. (Balzarini *et al.*, 2008).

Para evaluar el proceso de eutrofización a través del estado trófico de una masa de agua y tener un dato comparativo con otros sistemas se utilizó el Programa Internacional para la Organización, Cooperación y Desarrollo Económico para aguas interiores (OECD, 1982), el cual proporciona los valores límites de PT, Cl-a y DS en el ámbito de los lagos de zonas templadas (tabla 5).

Tabla 5: Valores umbrales establecidos por la OECD para clasificación trófica de un lago.

Categoría Trófica	PT Medio (µ/L)	Cl-a Media (µ/L)	Cl-a Max (µ/L)	DS Medio (m)	DS Min (m)
Ultraoligotrofico	<4	<1	<2,5	>12	>6
Oligotrofico	<10	<2,5	<8	>6	>3
Mesotrófico	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5
Eutrófico	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
Hipereutrófico	>100	>25	>75	<1,5	<0,7

Referencias: **PT Medio:** Media de la concentración de PT de un lago; **Cl-a Media:** Media de la concentración de clorofila-a en aguas superficiales; **Cl-a Max:** Pico de la concentración de clorofila en aguas superficiales; **Secchi Medio:** Media de la transparencia del disco de Secchi; **Secchi Min:** Mínimo de la transparencia de Secchi.

CAPÍTULO III: RESULTADOS Y DISCUSION

3.1 Análisis físico-químicos y biológicos

A continuación se presentan los resultados de los valores de los parámetros físico-químicos y biológicos evaluados en el embalse Rio Tercero, en los 15 sitios de muestreo durante las distintas campañas realizadas en el año 2010 (tabla 6).

Tabla 6: Valores físico-químicos y biológicos evaluados en el embalse Rio Tercero, en los 15 sitios de muestreo durante las distintas campañas realizadas en el año 2010

Sitios		T (°C)	pH	OD (mg/L)	DS (m)	C-a (µg/L)	PT (µ/L)	NT (µ/L)
S1	Media±desvio	19,4±5,2	7,3 ±0,3	8,4 ±1,6	4 ±1	4 ±3,4	sd	sd
	Rango	13-25,5	7-9,5	6,3-10,3	3,0-5,4	1,3-7,9	sd	sd
S2	Media±desvio	18,9 ±4,64	7,3 ±0,3	8,2±1,2	3,9 ±1	6,8±6,7	32 ±14,3	700 ±141,4
	Rango	13-24	7-7,7	7-9,7	2,7-5,3	0,3-14,8	21-51	600-800
S3	Media±desvio	19,3±4,7	7,4±0,26	8,6±1,4	3,6±1	3,8±3,5	Sd	sd
	Rango	13,7-25	7,2-7,8	7-10	2,5-5	0,8-7,6	Sd	sd
S4	Media±desvio	19,8±4,9	7,6±0,6	8,5±1,1	3,6±1	9,1±9,4	Sd	sd
	Rango	14,3-26	7,2-8,4	7-9,5	2,5-4,5	2,1-22,7	Sd	sd
S5	Media±desvio	19,7±5,2	7,5±0,3	8,6±1,4	2,9±1,1	1,2±1	Sd	sd
	Rango	14,1-26	7,1-7,8	7,1-9,9	2-4,2	0,6-2,5	Sd	sd
S6	Media±desvio	20,9±4,6	7,6±0,4	8,5±2,1	2,6±0,1	1,7±1,2	Sd	sd
	Rango	16,8-26	7-8,1	5,8-10,7	1,7-3,5	0,5-3	Sd	sd
S7	Media±desvio	21,4±5,4	7,6±0,5	8,5±0,7	1,8±0,2	5,8±6,1	Sd	sd
	Rango	17-28	7,2-8,4	7,8-9,4	1,5-2	0,4-13,5	Sd	sd
S8	Media±desvio	23,8±6,9	7,7±0,5	8,1±0,9	2,4±0,6	3,8±3,5	36,7±12,8	1000±141
	Rango	16-31	7,3-8,4	7,3-9,3	1,6-3	0,1-8	24-51	900-1100
S9	Media±desvio	19,3±4,6	7,3±0,5	8,7±1,4	1,7±0,7	2,5±1,8	33,2±5,6	1550±1060
	Rango	15-25	6,8-8	7,5-10,3	1,2-2,7	0,4-4,6	29-39	800-2300
S10	Media±desvio	20,3±5,3	7,5±0,7	8,8±0,8	2,4±0,4	3,9±3,4	sd	sd
	Rango	15,3-27	6,6-8,1	8-9,5	2-3	1,5-8,8	sd	sd
S11	Media±desvio	20,1±4,9	7,5±0,6	8,1±1,3	1,7±0,4	1,2±0,6	sd	sd
	Rango	15,3-26	7-8,2	6,8-9,3	1,2-2	0,5-2,1	sd	sd
S12	Media±desvio	20,3±5,2	7,8±0,4	8,3±1,2	2,1±0,2	3,9±3,8	sd	sd
	Rango	15,2-26,5	7,4-8,3	7,3-9,8	2-2,5	1,4-9,4	sd	sd
S13	Media±desvio	20,5±5,1	7,9±0,5	8,2±1,1	2,6±0,2	5,9±5,2	33,2±13,4	850±212,1
	Rango	14,9-26,5	7,4-8,4	7,1-9,2	2,5-3	0,6-11	20-48	700-1000
S14	Media±desvio	19,9±4,7	8±0,5	8,5±1,1	3,3±1,2	5,8±4,8	sd	sd
	Rango	14,6-25,5	7,4-8,6	7-9,5	2-4,9	1,8-12,5	sd	sd
S15	Media±desvio	19,3±5,3	7,5±0,7	8,3±1,5	3,8±1,4	8,7±12,6	34,2±13,9	1600±141
	Rango	13,3-25,5	6,6-8,3	6,3-9,4	2,5-5,7	0,9-27,5	24-54	1500-1700

Referencias: sd: sin dato; **S1:** Club Almafuerte, **S2:** Hoteles, **S3:** Balsas Club Hernando, **S4:** Garganta, **S5:** Península Costa Baja, **S6:** Costa Baja, **S7:** Viejo Club Schneebeli, **S8:** Canal Enfriamiento, **S9:** Confluencia Ríos, **S10:** Entrada rio Grande, **S11:** Rio Santa Rosa, **S12:** Rumipal, **S13:** Centro, **S14:** Villa del Dique, **S15:** Murallón.

A continuación se presenta la tabla 7, con información resumida de las distintas características físicas-químicas y biológicas para determinar el grado trófico durante el año 2010.

Tabla 7: Clasificación trófica del embalse Rio Tercero.

	PT Medio(µg/L)	Cl-a Media(µg/L)	Cl-a Max. (µg/L)	DS Medio(m)	DS Min. (m)
Mesotrófico/Eutrófico	33,90	4,58	27,53	5,70	2,85

Ledesma (2013) encontró que los valores conjuntos de concentración de PT, Cl-a y DS indican que el embalse, en el ámbito de los lagos de zonas templadas se encuentra dentro de las categorías mesotrófico/eutrófica según los valores límites determinados por la OCDE.

De acuerdo a los resultados obtenidos el embalse Rio Tercero se encuadro dentro de las categorías mesotrófico/eutrófico. En la República Argentina, la mayoría de los reservorios ubicados en la zona centro-norte se encuadran dentro de la clasificación eutrófica-hipereutrofica, con elevadas cargas de nutrientes, elevada concentración de clorofila-a y floraciones algales recurrentes (Lerda y Prospero, 1994).

Bonatto (2006), en un estudio realizado durante los años 2003 al 2006, encuadro al embalse dentro del grado mesotrófico, reportando valores promedios de la concentración de PT dentro del rango 0,01 a 0,0195 µg/L valores inferiores a los hallados en este estudio.

3.2 Análisis de la variación espacial y temporal de clorofila-a, nutrientes y transparencia con técnicas univariadas

La figura 12 muestra la variación espacial de la Cl-a, se observó que las mayores concentraciones se dieron en los sitios Hoteles (S2), Viejo Club Schneebeili (S7) y centro (S13), donde la dispersión de los datos también fue mayor. En los sitios CNE(S4), Península Costa Baja (S5), entrada Rio Grande (S10), Rio Santa Rosa (S11), Rumipal (S12), Villa del Dique (S14) y Murallón (S15), los valores medios no son representativos debido a la presencia de valores extremos que desplazan a la media.

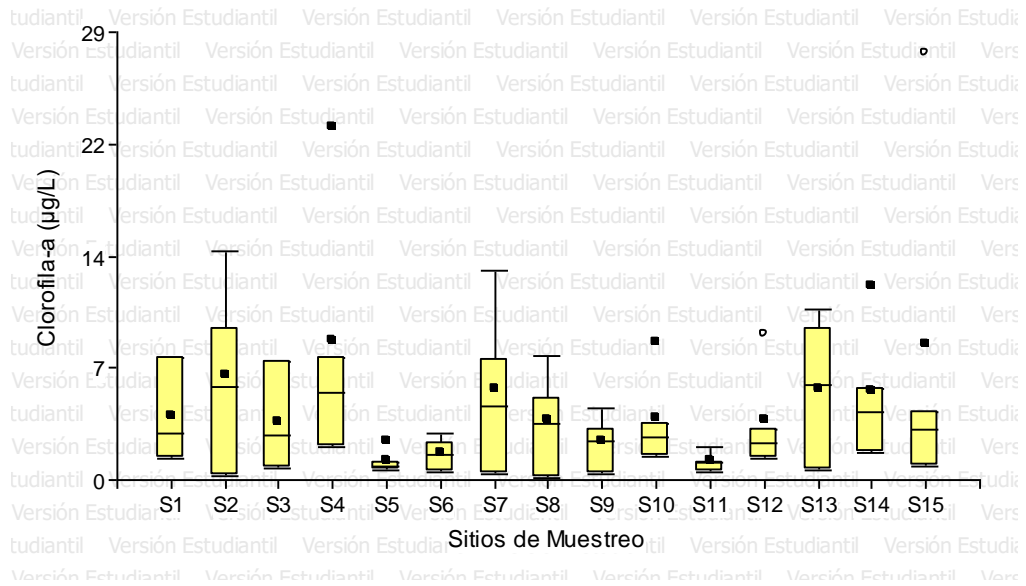


Figura 12: Variación espacial de la concentración de clorofila-a.

Bonanseña (2007), en su estudio realizado en el embalse Rio Tercero, encontró una mediana de 8,2 µg/L de clorofila-a. Comparando los sitios de muestreo, observo que las concentraciones más altas de clorofila-a se presentaron en el Canal de Enfriamiento (CE) de la central nuclear y en el Murallón (MU) del embalse. En el primer caso, el incremento de clorofila-a puede deberse a la alta temperatura que posee el agua en ese sitio, lo que favorece la proliferación de algas por encontrar condiciones óptimas de vida. Mientras que en el segundo caso, la alta concentración de clorofila-a sería producto de las altas concentraciones de nutrientes y de los vientos que generan una deriva de fitoplancton hacia la zona en cuestión. Esta teoría estaría respaldada con las conclusiones de (Cialella *et al.*, 1977), que afirma que los vientos predominantes en la zona del embalse Rio Tercero provienen del sector suroeste. Por otro lado, los valores más bajos de clorofila-a se encontraron en la confluencia de los Ríos Quillínz y La Cruz. En este caso, la disminución en la concentración de clorofila-a, estaría relacionada con la baja transparencia del agua producto de las descargas de los ríos, lo que generarían condiciones desfavorables para el fitoplancton.

Ledesma (2013) encontró valores de clorofila-a inferiores a 35,5 µg/L, oscilando entre 2,33 µg/L, en el verano del año 2009, y 35.19 µg/L, en el verano del año 2008, cuando se consideraron siete sitios de muestreo. Para la campaña de muestreo correspondiente a la primavera del 2006, cuando se consideraron 29 sitios de muestreo, el rango de concentración de clorofila-a varío entre 8,5-12,5 µg/L.

En este estudio, la mayor concentración de clorofila-a fue de 27 µg/L en el sitio de muestreo Murallón (S15) coincidiendo con lo encontrado por (Bonanseña 2007).

En los diagramas de cajas para la T (Figura 13) se observó que el valor mínimo fue de 13°C y 13,3 °C registrándose en los sitios Club Almafuerte (S1), Hoteles (S2) y Murallón (S15) respectivamente y la T fue mayor en el sitio Canal de Enfriamiento (S8) exhibiendo de esta forma un comportamiento diferencial en este sitio. La T media fue similar en el resto de los sitios de muestreo. Los valores de la variable T mostraron un comportamiento bastante homogéneo en casi todos los sitios de muestreo.

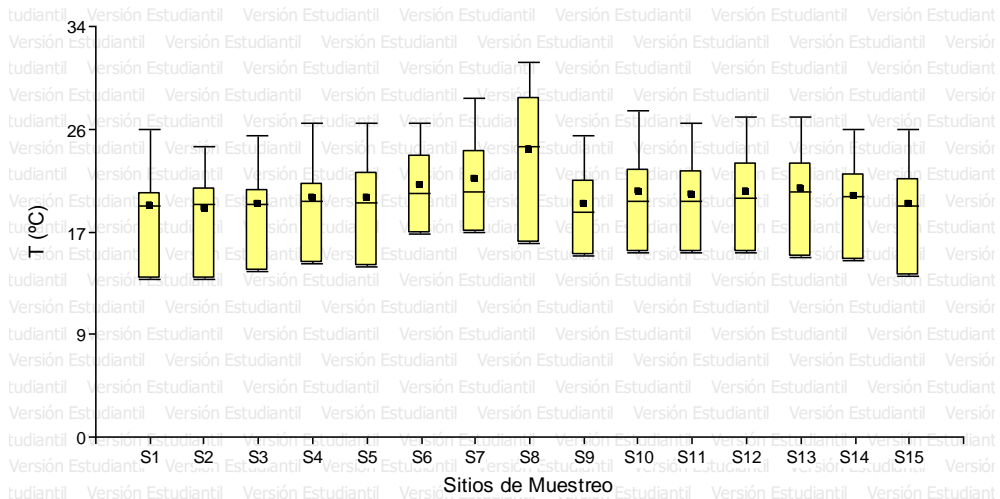


Figura 13: Variación espacial de la Temperatura del agua.

Mancini y Rodriguez (1999) hallaron valores de temperatura del agua que oscilaron entre 26,5°C – 29,5°C, dichos valores fueron tomados en 5 estaciones de muestreo, en la campaña de abril de 1999. La máxima temperatura fue registrada en la estación denominada Salida de la central nuclear, que coincide con lo hallado en este estudio donde también la máxima temperatura se encontró en el sitio Canal de Enfriamiento (S8) y que fue de 31°C.

Los valores hallados por Ledesma (2013) resultaron más bajos que los encontrados por (Mancini y Rodriguez 1999), oscilando en un rango de entre 13°C – 20°C, valor máximo fue de 20°C registrado en el sitio de muestreo Canal de Enfriamiento (S8) coincidiendo con lo determinado por (Mancini y Rodriguez 1999).

El rango de temperatura hallado en este estudio fue de 16°C-31°C. Se observó una gran variabilidad espacial y todos los estudios realizados en el embalse Rio Tercero coinciden en que los valores mayores de temperatura correspondieron al sitio de muestreo Canal de Enfriamiento (S8), esto es de esperarse ya que este sitio corresponde a la salida de agua de la central nuclear, que utiliza las aguas de este reservorio como refrigerante de su reactor. Por otra parte, se esperaría que si se produce un aporte externo y constante de calor al lago, la temperatura del mismo ascendería con el tiempo.

Para el pH del agua (figura 14) en los sitios entrada Rio Grande (S10) y Murallón (S15) se observó la máxima dispersión en los datos, en el resto de los sitios, la variabilidad fue menor. Los valores del pH del agua oscilaron entre alcalino y neutro, presentando los mayores valores de alcalinidad en los sitios Centro (S13) y Villa del Dique (S14).

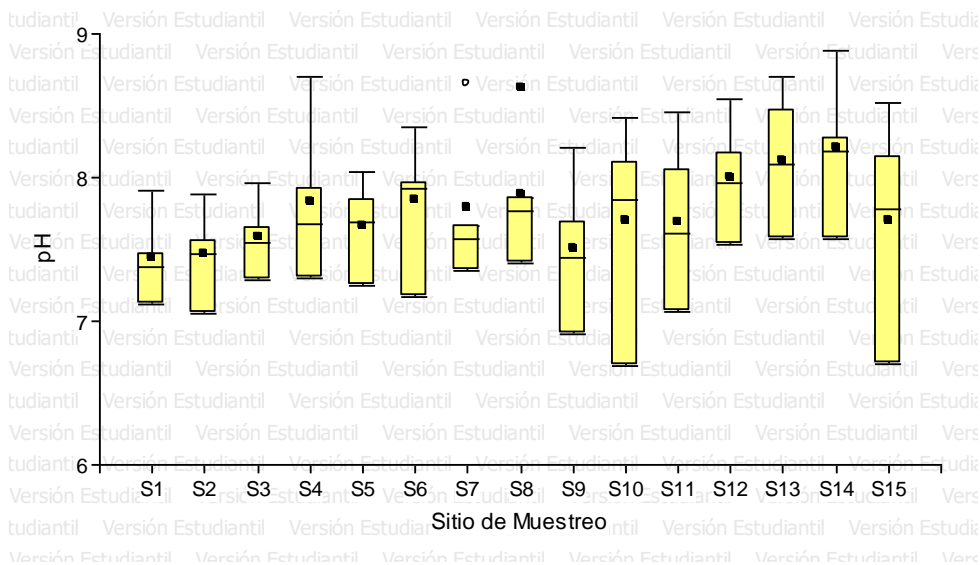


Figura 14: Variación espacial del pH del agua.

Rodriguez *et al.*, (1997), encontraron un valor mínimo para el pH del agua de 6,95 en primavera en la confluencia de los Ríos Quillínz y La Cruz, el mínimo valor de pH hallado en este estudio fue de 6,62 en el sitio de muestreo Entrada Rio Grande (S10). Con respecto a los valores máximos, durante el periodo estudiado los valores de pH superaron en varias ocasiones el valor de 8, alcanzando como máximo registro un valor 8,60 en el sitio de muestreo Villa del Dique (S14). El máximo valor encontrado por (Mancini y Rodriguez 1999) en el verano de 1999 fue de 8,5.

Para las aguas superficiales, se debería continuar estudiando la tendencia de esta variable ya que al expresarse en escala logarítmica, cualquier cambio leve se puede traducir en un cambio químico de importancia, que puede traer aparejado consecuencias perjudiciales para el sistema embalse (Bonansea, 2007).

En la Figura 15 se observa que para el OD en todos los sitios de muestreo no existió una gran variabilidad espacial en los datos excepto en el sitio correspondiente a la Costa Baja (S6) donde el valor de OD fue el valor mínimo.

La distribución de la variable fue similar en Club Almafuerte (S1), Costa Baja (S6) y Murallón (S15), observándose que el rango intercuartílico entre el primer y segundo cuartil

fue mayor que el rango entre el segundo y tercer cuantil. Se observó, que el 50% de los datos se encontraron entre los 6-10,5 mg/L (aproximadamente).

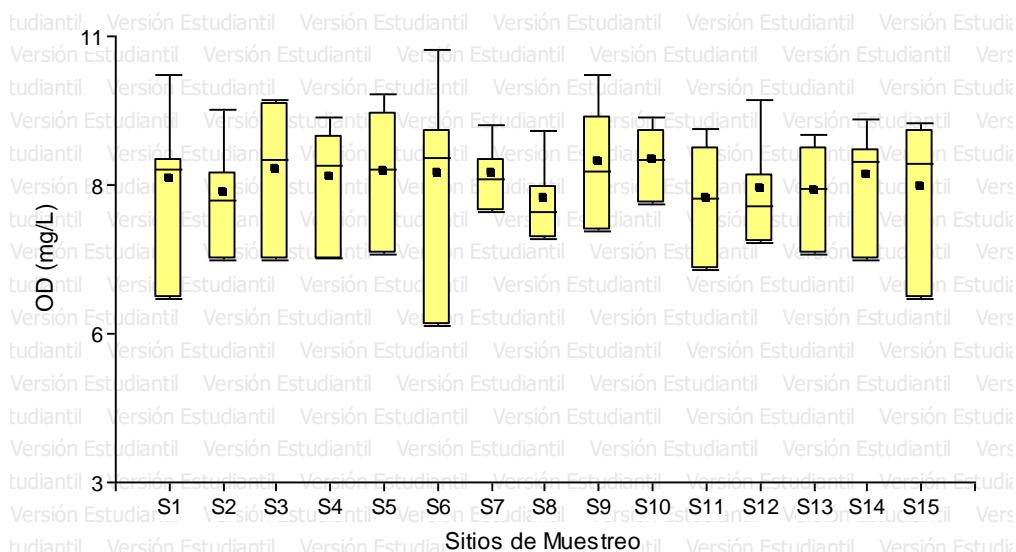


Figura 15: Variación espacial del Oxígeno disuelto del agua.

Cabe recordar que la solubilidad del OD disminuye con la temperatura, se puede observar que en el sitio Club Almafurte (S1) donde los valores de T fueron menores y se registró uno de los valores más altos de OD.

Mariazzi *et al.*, (1992), registro un valor de OD en la zona eufótica del agua dentro del rango de 6,6 mg/L, en verano, a 10 mg/L, en otoño, luego de la puesta en marcha de la central nuclear. Los niveles hallados por (Bonatto 2006) variaron dentro del rango de 6,6 mg/L, en el verano del 2004, a 12,6 mg/L, en el otoño del 2004, resultando igual el valor mínimo al registrado por (Mariazzi *et al.*, 1992) y superior el valor máximo hallado en otoño registrados por el mismo.

Ledesma *et al.*, (2011) registro 6 mg/L, en el Verano del 2006 y 13,02 mg/L, en el invierno del año 2008 observándose que los valores mínimos disminuyeron con el transcurso de los años.

En la Figura 16, puede observarse la distribución de la variable DS a través de los sitios de muestreo, esta fue bastante heterogénea permitiendo observar una tendencia. Se distinguieron dos grandes grupos, por un lado los sitios Costa Baja (S6), Viejo Club Schneebeili (S7), Canal Enfriamiento (S8), Confluencia Ríos (S9), Entrada Rio Grande (S10), Rio Santa Rosa (S11), Rumipal (S12), Centro (S13) con valores promedios menores de DS y presencia de valores extremos y por otro lado Club Almafurte (S1), Hoteles (S2),

Balsas Club Hernando (S3), CNE (S4), Península Costa Baja (S5), Villa del Dique (S14) y Murallón (S15) con valores promedios mayores.

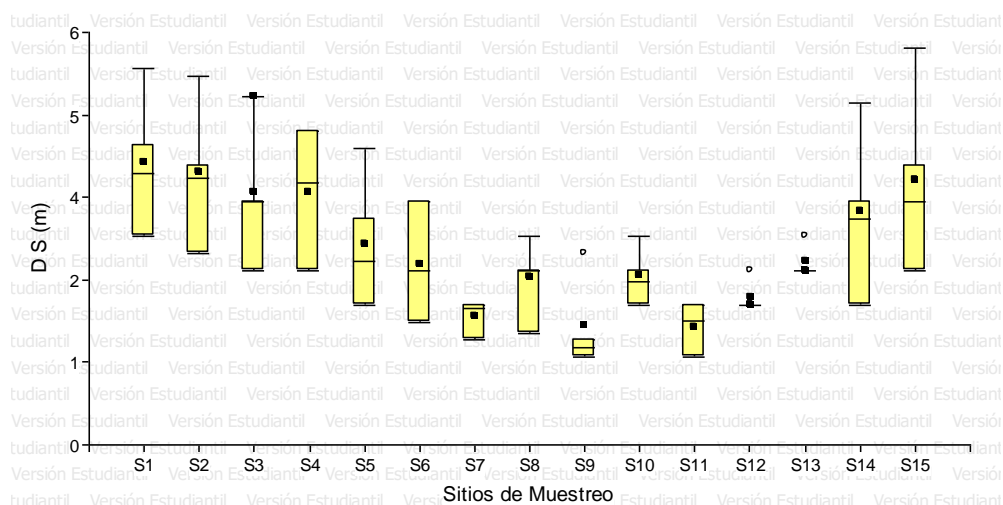


Figura 16: Variación espacial de la transparencia del Disco de Secchi.

Mariazzi *et al.*, (1989) analizó la transparencia del embalse medida por medio del disco de Secchi, hallando fluctuaciones antes del funcionamiento de la central nuclear que oscilaron entre 0,25 y 3 m; (Bonatto 2006) encontró que la transparencia varío desde 0,55 m, mínimo valor hallado en la campaña del verano del 2004, a 4 m de profundidad, máximo valor registrado en el verano del 2006, obteniéndose una amplitud mayor a la encontrada por (Mariazzi *et al.*, 1989). Esto podría deberse a que estos autores consideraron solamente un sitio de muestreo, situado en el centro del embalse, a diferencia de (Bonatto 2006) que considero 7 sitios de muestreo.

Mariazzi *et al.*, (1992) encontró que la transparencia varío entre 1,2-2,8 m, luego de ponerse en funcionamiento la central nuclear.

En el verano de 1999 se observó una marcada disminución en la transparencia del agua. Este fenómeno coincidió con una mortandad de peces producida por un aumento exponencial en la concentración de PT y del fitoplancton (Mancini y Rodriguez, 1999). Se presume que este incremento de plancton haya sido el causante de la disminución de la penetración de la luz afectándose la relación fotosíntesis-respiración (Mancini *et al.*, 2010).

Ledesma (2013), observó que la variabilidad espacial de la transparencia medida por medio del disco de Secchi denota dos grandes grupos. Los valores más bajos se encuentran en los lugares cercanos a los afluentes, ya que estos son los que aportan la mayor cantidad de materia en suspensión, produciendo una disminución en la transparencia del agua; los valores más altos se encuentran en la zona de los Hoteles (S2) y Murallón (S15), sitios en los

cuales se presentó el menor movimiento de agua y la mayor profundidad, coincidiendo con los resultados encontrados en este estudio.

Solamente en los siete de los quince sitios de muestreo se determinaron los valores de NT y PT. En la figura 17 puede observarse que los valores de PT medios fueron similares excepto en el sitio Murallón (S15) en donde se registraron valores extremos.

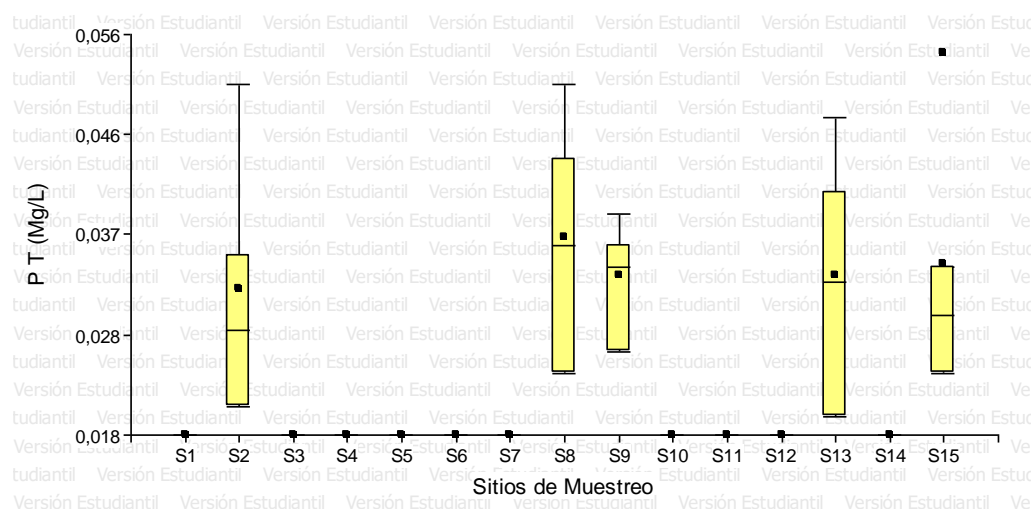


Figura 17: Variación espacial de la concentración de PT.

Ledesma (2013), encontró que los valores de PT oscilaron entre 0,01-0,06 mg/L y los valores más altos se registraron en los sitios de muestreo Murallón (S15) y Hoteles (S2), resultados que coinciden con los encontrados por (Bonansea 2007).

En este estudio se encontraron valores de PT que oscilaron entre 0,02-0,054 mg/L y los valores más altos al igual que los hallados por (Ledesma 2013) fueron en los sitios de muestreo Hoteles (S2) y Murallón (S15); esta condición podría deberse a la fuerte actividad antrópica que se realiza en estas zonas, que pueden abarcar desde actividades de recreación a descargas de efluentes no tratados.

Bonatto (2006), en un estudio realizado durante los años 2003 al 2006, encuadro al embalse dentro del grado mesotrófico, reportando valores promedios de la concentración de PT dentro del rango 0,01 a 0,0195 mg/L, valores inferiores a los hallados en este estudio.

Existió una gran variabilidad espacial de NT como puede observarse en la figura 18.

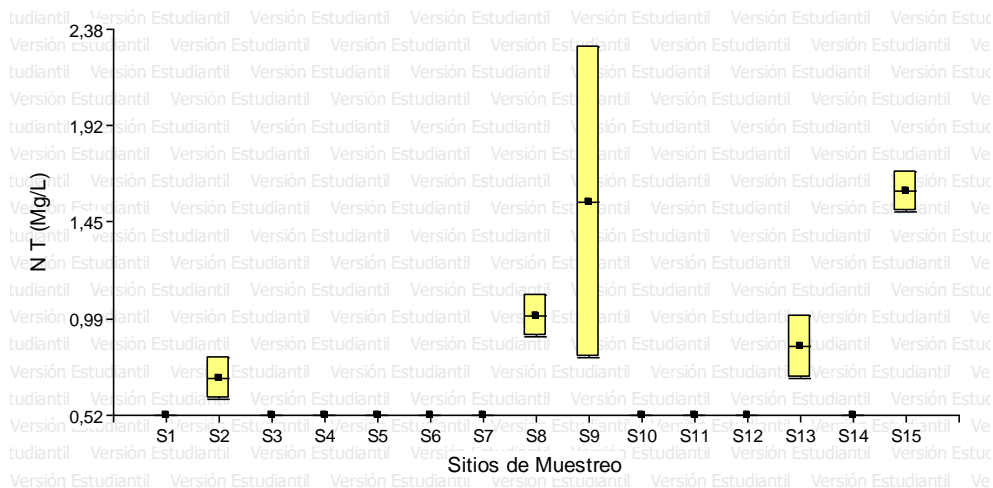


Figura 18: Variación espacial de la concentración de NT.

Bonansea (2007) encontró, en el verano de 2004, valores extremos de 4,5 mg/L para la concentración de NT. Ledesma (2013) registró un valor mínimo de 0,6 mg/L y un valor máximo de 2,3 mg/L y al igual que lo ocurrido con el PT las máximas concentraciones se encontraron en sitios con alta actividad antrópica, tales como Villa del Dique (S14), Villa Rumipal (S12) y Murallón del embalse (S15).

En este estudio se determinaron valores extremos de 0,6-2,3 mg/L mínimo y máximo respectivamente en sitios con alta actividad antrópica coincidiendo con los resultados encontrados por (Bonansea 2007) y (Ledesma 2013).

3.3 Análisis de la variación espacial y temporal de Clorofila-a, Nutrientes y Transparencia con técnicas multivariadas

Para poder observar la variación espacial y temporal de clorofila-a, nutrientes y transparencia se realizó un análisis de componentes principales (ACP) que permitió identificar tendencias generales y relaciones entre las variables T, pH, OD, DS, Cl-a, PT y NT estudiadas en las campañas de muestreo.

Este análisis construye ejes artificiales denominados Componentes Principales (CP); a partir de los CP se confeccionaron planos ortogonales donde proyectar las observaciones y las variables con la finalidad de observar la variabilidad subyacente e identificar asociaciones, estas gráficas se denominan Biplot.

Para este análisis se seleccionaron, los dos primeros componentes principales que explicaron, aproximadamente el 76,9% de la variabilidad total de los datos. Los gráficos Biplot que se obtuvieron a partir del ACP, permitieron analizar las variables bajo estudio y

las observaciones de cada sitio de muestreo representadas en un mismo gráfico (plano óptimo). A partir de los mismos se analizaron correlaciones entre variables asociadas al ángulo de los vectores (agudos correlación positiva, obtusos correlación negativa y rectos ausencia de correlación), distancia entre observaciones y orientación de las observaciones respecto a las variables.

De Cebellos *et al.*, (1998) encontró que solamente dos componentes principales, son suficientes para describir el comportamiento del sistema de 9 variables (pH, turbidez, OD, DBO5, nitratos, ortofosfatos, coliformes fecales, *Streptococcus fecal* y clorofila-a), explicando conjuntamente el 73% de la variabilidad total acumulada.

En la Figura 19 se observó que la CP1 separó a las variables T, PT y Cl-a de las variables NT, OD, pH y DS. El sitio de muestreo Canal de Enfriamiento (S8) estuvo asociado a mayores valores de T, PT y Cl-a, mientras que el sitio de muestreo Confluencia de los ríos (S9) al NT y OD. Los sitios de muestreo Murallón (S15) y Hoteles (S2) presentaron mayor concentración de pH y DS. La CP2 separó a las variables pH y DS de las variables NT y OD, las variables, Cl-a, PT y T no tuvieron peso en esta componente.

A partir de la figura 19 se observó la existencia de correlación positiva entre pH y DS, pH y OD, OD y NT, T y PT, T y Cl-a y Cl-a y PT mientras que existió correlación negativa entre pH y T, pH y PT, Cl-a y pH, Cl-a y NT y T y OD.

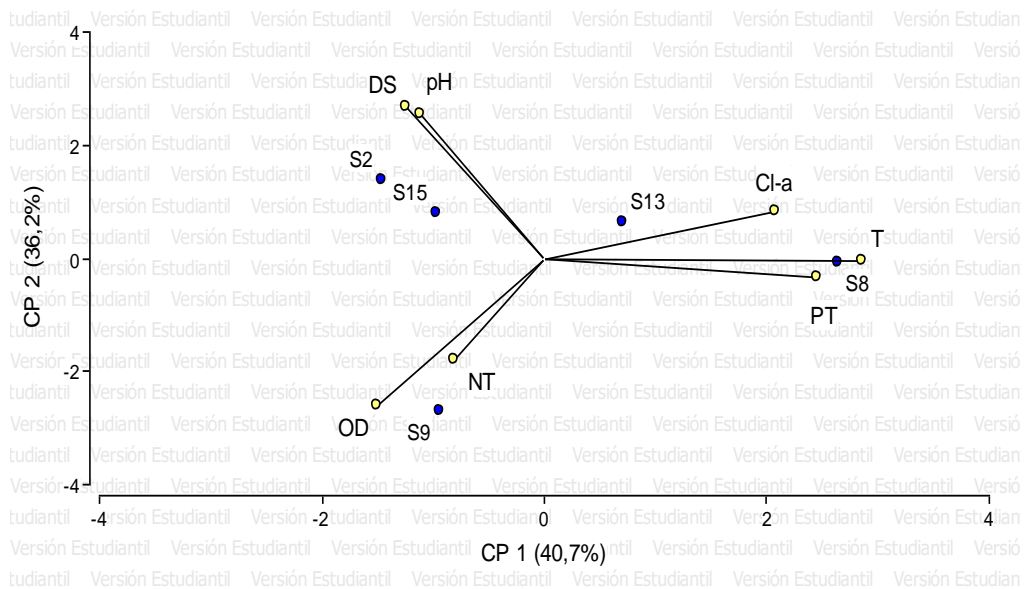


Figura 19: Grafico Biplot. Diagrama de Componentes Principales (CP1-CP2).

Ledesma (2013), observo asociación entre nutrientes y clorofila-a en el verano del año 2008, época en que se registró la máxima concentración de esta última.

Con el análisis de componentes principales y con el análisis de correlación, se determinó la existencia de correlación positiva, entre la concentración de clorofila-a y los nutrientes, principalmente fosforo. De esta manera, el aumento en la concentración de nutrientes, principalmente fosforo, registrado en los últimos años en el embalse Río Tercero, puede ser una causa del incremento general de la variable clorofila-a; el comportamiento de esta variable se debe en parte al uso de fertilizantes y las malas prácticas agrícolas en la cuenca de los ríos que aportan gran cantidad de nutrientes acelerando el proceso natural de eutrofización de los lagos y embalses. En nuestro caso de estudio, el embalse Río Tercero, es posible identificar procesos activos de erosión hídrica en las zonas bajo uso agrícola de las cuencas de los ríos La Cruz y Santa Rosa, que son una importante fuente de aporte de materiales minerales y orgánicos.

La cuenca de los ríos Quillinzo y La Cruz posee, aproximadamente, una superficie de 66.000 ha y una población de 1.420 habitantes. El 45% de su superficie, en el área de llanura, está bajo uso agrícola sin prácticas de conservación de suelos y presenta evidentes procesos de erosión hídrica. El resto de la superficie corresponde al área de sierras con uso pastoril y forestal. La Figura 20a, ilustra la evidencia de severos procesos de erosión hídrica para este sector de la cuenca.

La cuenca del río Santa Rosa posee, aproximadamente, una superficie de 62.000 ha y una población de 12.500 habitantes. Solo el 8% de su superficie, en el área de llanura en el tramo entre la localidad de Santa Rosa y el ingreso al embalse, está bajo uso agrícola sin prácticas de conservación de suelos y con evidentes procesos de erosión hídrica. El resto de la superficie corresponde al área de sierras con uso pastoril y forestal presumiblemente con menor incidencia en el proceso de eutrofización. La Figura 20b, ilustra el proceso de erosión hídrica para este sector de la cuenca.



Figura 20: a) Procesos de erosión en cárcavas en la cuenca de los ríos Quillín y La Cruz.
b) Procesos de erosión en surcos y mantiforme en la cuenca del río Santa Rosa.

3.4 Análisis de correlación de las variables analizadas

En la tabla 8 se muestra la matriz de correlación para las variables analizadas, por debajo de la diagonal principal se observan los coeficientes de correlación calculados para obtener una medida de la magnitud y dirección de la asociación o covariación de cada par de variables y por encima de la diagonal principal las probabilidades asociadas a la prueba de hipótesis de correlación nula, solo se consideraron las asociaciones significativas ($p < 0,05$).

Tabla 8: Coeficientes de correlación

	T	Ph	OD	DS	Cl-a	PT	NT
T	1,00						
pH	-0,12	1,00					
OD	-0,79 <i>p</i> <0,05	0,08	1,00				
DS	-0,20	-0,15	0,21	1,00			
Cl-a	0,36 <i>p</i> <0,05	0,32 <i>p</i> <0,05	0,29 <i>p</i> <0,05	0,17	1,00		
PT	0,39	-0,48 <i>p</i> <0,05	-0,29	-0,34	0,27	1,00	
NT	0,26	-0,72 <i>p</i> <0,05	-0,27	0,37	-0,49	-0,42	1,00

Referencias: Nivel de significancia ($p < 0,05$). Se muestran en cursivas las correlaciones medias (entre 0.40 y 0.70) y en negrita las altas correlaciones (entre 0.70 y 1.00) en valor absoluto.

Se elaboró en un mismo gráfico una matriz de diagramas de dispersión (figura 21) que permitió visualizar las relaciones de a pares entre las variables estudiadas en el embalse Río Tercero.

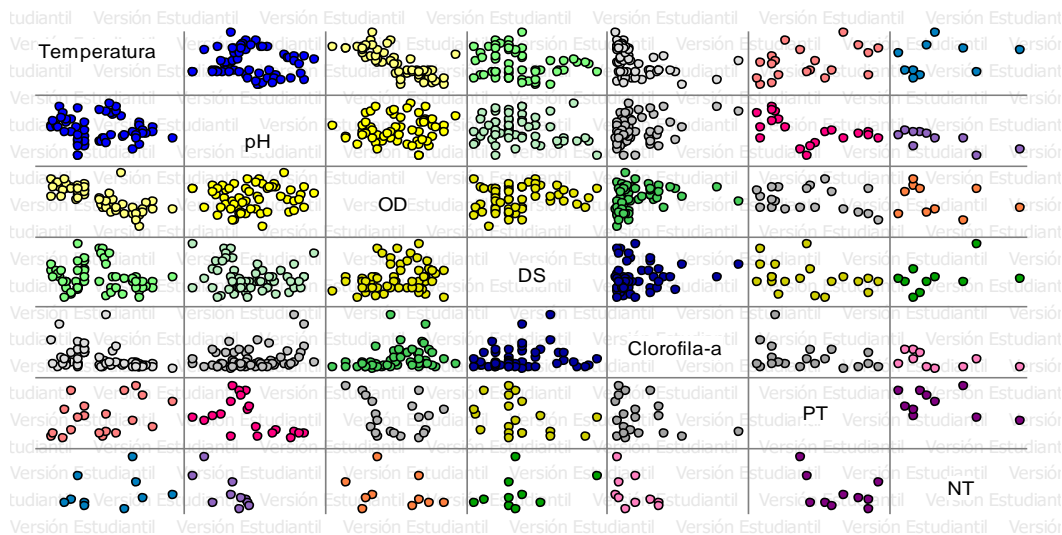


Figura 21: Diagrama de Correlación

En la tabla 8 y en la figura 21 puede observarse que existió una alta correlación negativa y significativa entre OD y T ($r = -0,79$) y que la variable Cl-a estuvo correlacionada positiva y significativamente con la T ($r = 0,36$) además dicha variable se correlaciono en forma positiva con pH y OD ($r = 0,32$ y $0,29$ respectivamente).

En cuanto a los nutrientes PT y NT se demostró que el PT estuvo correlacionado negativa y significativamente con el pH ($r = 0,48$), mientras que el NT se correlaciono altamente en forma negativa y significativa con el pH del agua ($r = -0,72$).

Las correlaciones que fueron estadísticamente significativas en general fueron bajas, los coeficientes de correlación obtenidos estuvieron entre ($r = 0,29$ y $0,48$ en valor absoluto), excepto para los valores de correlación existente entre T y OD y entre NT y pH que fueron de ($0,79$ y $0,72$ también en valor absoluto) respectivamente.

3.5 Ordenamiento y Agrupamiento de los Sitios de Muestreo

Después de un primer análisis que estudió la asociación entre todas las variables y los sitios de muestreo, interesó conocer la similitud entre ellos. El análisis de conglomerados o Clúster (figura 22) logró agrupar los sitios de muestreo para analizar semejanzas y diferencias, entonces se generó un dendograma con un determinado número de grupos para que se visualizara mejor.

Se utilizó a la media y al desvío estándar como estadísticos para resumir la información de cada variable y para realizar los cálculos de distancias, sobre la matriz de datos estandarizados, se utilizó a la distancia Euclídea como medida de distancia. Los dendogramas, producidos automáticamente al utilizar los algoritmos de clasificación

jerárquicos, se identificaron con diferentes colores los grupos formados en función de la distancia seleccionada.

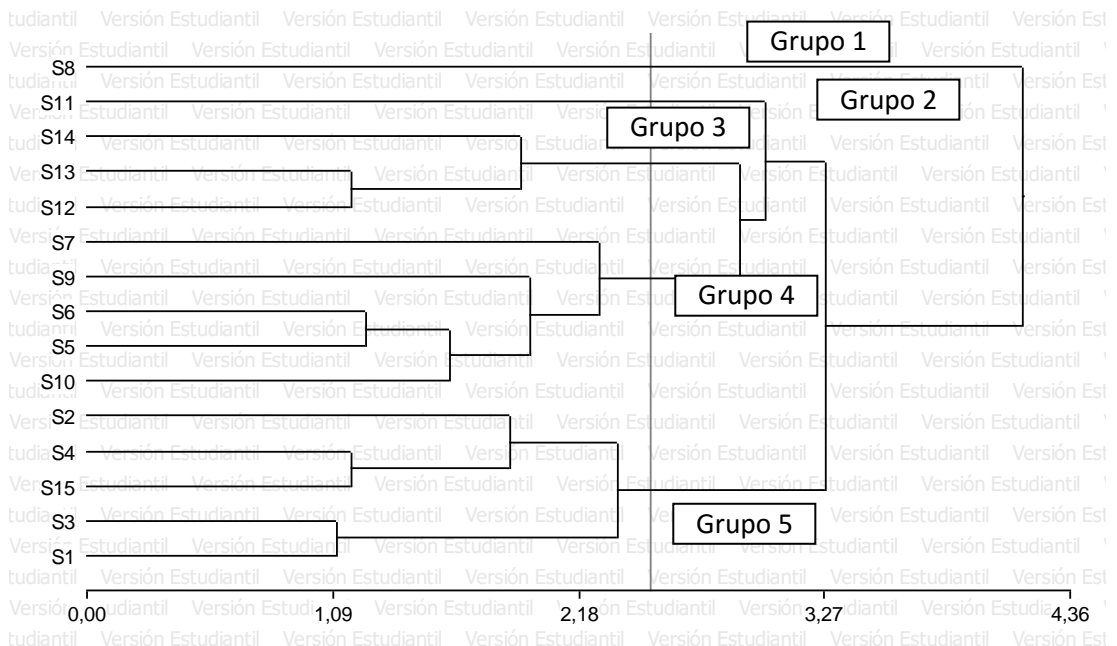


Figura 22: Análisis de Conglomerados o Clúster.

En el dendrograma el sitio de muestreo Canal de Enfriamiento (S8) se separó del resto (grupo 1), ya que esta zona del embalse recibe las aguas con elevada temperatura emitidas por la Central Nuclear Embalse utilizadas en el proceso de enfriamiento de su reactor nuclear.

El grupo 2, formado por el sitio de muestreo Río Santa Rosa (S11) únicamente, se diferencia por recibir aportes de la cuenca de dicho río.

El grupo 3, formado por los sitios de muestreo Rumipal (S12), Centro (S13) y Villa del Dique (S14) bordean la costa norte del lago registrando la mayor actividad antrópica del embalse con los mayores centros turísticos.

El grupo 4, formado por los sitios de muestreo Península Costa Baja (S5), Costa Baja (S6), Viejo Club Schneebebeli (S7), Confluencia de Ríos (S9) y Entrada Río Grande (S10) agrupa sectores de mayores velocidades de agua con mayor cantidad de materiales en suspensión; finalmente los sitios de muestreo Club Almafuerde (S1), Balsas Club Hernando (S3), Murallón (S15), Garganta (S4) y Hoteles (S2) formaron el grupo 5.

CAPÍTULO III: CONCLUSIONES

Los problemas del agua del planeta se centran tanto en su calidad como en la cantidad. El aprovechamiento del recurso agua depende de un cuidadoso control de residuos sólidos y líquidos que ingresan al sistema y de los microorganismos potencialmente patógenos asociados con estos desechos.

El proceso de eutrofización es un fenómeno afectado por un número de factores físicos, químicos, biológicos y sociales, los cuales tienen un efecto en la calidad del agua. El embalse Rio Tercero se encontraría experimentando un avance progresivo hacia un estado elevado de eutrofia. Los resultados evidencian la inminente necesidad de tomar medidas de gestión, tanto en la cuenca como en el reservorio, para evitar el paulatino avance hacia un estado trófico con elevada concentración de nutrientes y biomasa, similar a otros cuerpos de agua de la provincia de Córdoba.

Los programas de monitoreo de la calidad del agua generan un conjunto complejo de datos multidimensionales que necesitan un tratamiento estadístico multivariado para ser analizados e interpretados. En este estudio, diferentes técnicas estadísticas fueron utilizadas para evaluar variaciones espaciales en la calidad del agua superficial del embalse Rio Tercero. El análisis de componentes principales, permitió determinar asociaciones entre variables y sitios de muestreo e identificar las fuentes responsables de la variación en la calidad del agua. Se determinó que las variables de mayor peso fueron clorofila-a, temperatura y nutrientes, principalmente fosforo, experimentando una correlación positiva pero no significativa entre dichas variables. Mediante un análisis de cluster se lograron agrupar los sitios de muestreo en 5 grupos característicos. Así el grupo 1, formado por el sitio correspondiente al canal de enfriamiento se caracterizó por presentar las temperaturas más altas, ya que recibe las aguas de la Central Nuclear Embalse. El grupo 2, se diferenció del resto por el aporte de la cuenca del Rio Santa Rosa por lo tanto es posible que en un futuro próximo este grupo estará más relacionado con el grupo 4; este último recibe los efluentes del Rio Grande, Rio Amboy y Río Quillinzo, sus cuencas están relacionados con áreas de vegetación natural y bajas actividades antrópicas, que corresponde a una región moderadamente contaminada; Sin embargo, en los últimos años estas cuencas han informado de un aumento de las actividades agrícolas y una disminución de bosque nativo; esto sería un indicativo de mayor aporte de sedimentos, nutrientes y materiales en suspensión. El grupo 5 agrupa los sitios de muestreo del lóbulo derecho del embalse donde predominan los procesos de sedimentación.

La condición trófica y la calidad de las aguas de un lago o embalse son indicativas de las sociedades que habitan sus orillas y cuenca y que hacen uso del recurso. Las cuencas de los ríos La Cruz y Santa Rosa, son una importante fuente de aporte de materiales minerales y orgánicos. La degradación del suelo implica la pérdida progresiva de sus posibilidades de sostener en el tiempo su papel, tanto en el sistema natural como en el esquema productivo. En este sentido, la situación actual de muchas regiones de la provincia de Córdoba no solo es grave por la degradación del recurso agua sino que se traduce también en la pérdida del propio suelo. La problemática reviste escalas regionales, situación donde la única alternativa es un compromiso de los productores, decididos a enfrentarla y resolverla mediante un manejo adecuado, un enfoque integral y sistémico a nivel de microcuencas, combinando estrategias agrícolas con obras hidráulicas y un adecuado monitoreo y evaluación de los resultados.

La existencia de planes de gestión de recursos hídricos, la aplicación de normativas vigentes por parte de los organismos de control, los estudios científicos y los monitoreos conducidos, junto con el grado de conciencia social, son algunos aspectos que se reflejan en la evolución de la calidad del agua del lago.

CAPÍTULO IV: BIBLIOGRAFIA.

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). 2000. *Standart methods for the examination of wáter and wastewater*. Washington, EEUU.
- LEDESMA, C.2011. Modelos geoestadísticos basados en datos satélites para el mapeo de concentraciones de clorofila-a en el embalse Río Tercero, Argentina. Tesis de Maestría. Fac. de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto, Río Cuarto, Argentina.
- BALZARINI M.; L. GONZALEZ; M. TABLADA; F. CASANOVES; J. DI RIENZO & C. ROBLEDO. 2008. Manual del Usuario, Ed. Brujas. Córdoba, Argentina.
- BAZÁN, R.; M. CORRAL; M. PAGOT; A. RODRÍGUEZ; M. RODRÍGUEZ; N. LARROSA; A. COSSAVELLA; S. DEL OLMO; E. BONFANTI y F. BUSO. 2005. Teledetección y modelado numérico para el análisis de la calidad de agua del embalse Los Molinos. *Ingeniería Hidráulica en México* 20 (2): 121-135.
- BAZÁN, R; LARROSA, N; BONANSEA, M; LÓPEZ, A; BUSO, F Y COSAVELLA, A 2014. Programa de monitoreo de calidad de agua del Embalse Los Molinos, Córdoba – Argentina. *Revista facultad de ciencias exactas, físicas y naturales, vol. 1, no. 2, septiembbre 2014*.
- BONANSEA, M. 2007. Evaluación de la calidad del agua y estado trófico del embalse Río Tercero. Córdoba. Tesis de grado. Universidad Nacional de Río Cuarto.
- BONANSEA, M. C. LEDESMA, C. RODRIGUEZ. Y A. DELGADO. 2012. Concentración de clorofila-a y límite de zona fótica en el embalse Río Tercero (Argentina) utilizando imágenes del satélite CBERS-2B. *Ambiente & Agua*, 7(3): 61.
- BONANSEA, M. 2013. Aplicación de tecnologías de teledetección y modelos geoestadísticos para el control y valoración de parámetros de riesgo en el embalse Río Tercero, Córdoba, Argentina. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto.
- BONANSEA, M.; LEDESMA, C; RODRIGUEZ, C AND PINOTTI, L 2015. Water quality assessment using multivariate statitital techniques in Río Tercero Reservoir, Argentina. *Hidrology Research* 46.3.2015.
- BONATTO, F. 2006. Variaciones espaciales de variables biológicas en el embalse Río Tercero. Córdoba. Tesis de Grado. Universidad Nacional de Río Cuarto.

- BONETTO, A. D. DI PERSIA, R. MAGLIANESI, y M. CORIGLIANO. 1976. Caracteres limnológicos de algunos lagos eutróficos de embalse de la región central de la Argentina. *Ecosur*, 3(5): 47-120.
- BOLTOVSKOY, A. y M. FOGGETA. 1985. Limnología física del Embalse Río III (Térmica, hidrología y derivaciones biológicas). In *Biología Acuática*. 7.
- BUTKUS, S. y S. VILLALOBOS. 2001. Modelación de la respuesta del lago Villarica ante aportes de fósforo. In *Agua, Vida y Desarrollo* (pp. 1-8). IICA.
- CAMPOS, H. D. SOTO, W. STEFFEN, G. AGUERO, y O. PARRA. 1994. Limnological studies of lake del toro (chile) morphometry, physics, chemistry, and plankton.
- CALCAGNO, A 1996. *Evaluación del impacto ambiental, proyecto programa nacional de agua potable y alcantarillado cloacal*. Almafuerde, Córdoba.
- CARLSON, R.E 1977. A trophic state index for lakes, *Limnology and oceanography* 22 (2) 361-369.
- CHALAR, G. 2007. Dinámica de la Eutrofización a Diferentes Escalas Temporales: Embalse Salto Grande (Argentina-Uruguay). Matsumura Tundisi & C. Sidagis Galli. 87-101.
- CIALELLA, N. G. NECCO, D. CANCIO, A. ROMANO, y T. PEREZ. 1977. Climatología de la zona Embalse Rio Tercero. República Argentina. Comisión nacional de energía atómica dependiente de la Presidencia de la Nación. Buenos Aires. Argentina.
- COSSAVELLA, A. 2002. Influencias de efectos antrópicos y naturales en el proceso de eutrofización de las aguas del embalse los molinos. Tesis de Maestría. Universidad Tecnológica Nacional.
- DALCERO, A. C. MAGNOLI, S. CHIACCHIERA, G. PALACIOS, y M. REYNOSO. 1997. Mycoflora and incidence of aflatoxin B1, zearalenone and deoxynivalenol in poultry feeds in Argentina. *Mycopathologia*, 137(3): 179-184.
- DE CEBALLOS B.S.O, A. KONING, y F. DE OLIVEIRA. 1998. Dam reservoir eutrophication: a simplified technique for a fast diagnosis of environmental degradation, *Wat. Res.* 32(11).
- DI TADA, I. E.y E. BUCHER.1996. Biodiversidad de la Provincia de Córdoba. Universidad Nacional de Río Cuarto.
- DI RIENZO, J.A.; CASANOVES F.; BALZARINI M.G.; GONZALEZ L.; TABLADA M. y ROBLEDO C.W. 2015. InfoStat, Versión 2015. Grupo InfoStat. FCA, UNC, Córdoba, Argentina.

- EUTROFIZACIÓN DE CUERPOS DE AGUA. 2016. En:
http://www.proyectopandora.es/wp-content/uploads/Bibliografia/13101319_eutrofizacion_cuerpos.pdf. Consultado:
28/04/2016.
- FREYRE, L. L. PROTOGINO, y J. IWASZKIW. 1983. Demografía del pejerrey, *Basilichthys bonariensis bonariensis* (Pisces Atherinidae), en el embalse Río Tercero, Córdoba: descripción de los artes de pesca. Instituto de Limnología" Dr. Raúl A. Ringuelet".
- JANUS, L. y R. VOLLENWEIDER. 1981. The OECD Cooperative Programme On Eutrophication. Summary Report. Canadian Contribution. Canada Center for Inland Waters, Burlington, 392.
- LEDESMA, C; BONANSEA, M; RODRÍGUEZ, C Y SÁNCHEZ DELGADO, A 2013a. Calidad del agua en el embalse Río Tercero (Argentina) utilizando sistemas de información geográfica y modelos lineales de regresión. Revista Ambiente y Agua On-line versión ISSN 1980-993X.
- LERDA, D. y C. PROSPERI. 1994. Consideraciones sobre la potabilización del agua para consume humano en Río Tercero (Córdoba, Argentina). Parte 1. Municipalidad de Marcos Juárez. 1-42.
- LORD, W. y M. ISRAEL. 1996. Una estrategia para fomentar y facilitar una mejor orientación de los recursos hídricos en América Latina y el Caribe. BID. Washington, Estados Unidos.
- MANCINI, M Y C. RODRIGUEZ. 1999. Informe estudio embalse Rio Tercero. Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Rio Cuarto. Com.Pers.
- MANCINI, M.; A. LARRIESTRA y J. SANCHEZ. 2000. Estudio ictiopatológico en poblaciones silvestres de la región centro-sur de la provincia de Córdoba, Argentina. *Medicina Veterinaria* 2 (81): 104-108.
- MANCINI, M. C. RODRIGUEZ, G. BAGNIS, A. LIENDO, C. PROSPERI, M. BONANSEA, y J. TUNDISI. 2010. Cyanobacterial Bloom and animal mass mortality in a reservoir from central Argentina. *Brazilian Journal of Biology*.
- MARGALEF, R. 1983. Limnología. Ed. Omega, Barcelona, España.
- MARGALEF, R. 1991. Ecología. Ed. Omega. Barcelona, España 951p.
- MARIAZZI, A. M. ROMERO, V. CONZONNO, y A. MARIÑELARENA. 1989. Results of a limnological study in a reservoir previous the functioning of a nuclear power plant

- (embalse del Rio Tercero, Argentina). *Asociación de ciencias naturales del litoral* 20: (1 y 2)57-68.
- MARIAZZI, A. J. DONADELLI, P. ARENAS, M. DI SIERVI, y C. BONETTO. 1992. Impact of a nuclear power plant on wáter quality of embalse del Rio Tercero reservoir (Córdoba, Argentina). *Hidrobiología* 246: 129-140.
- MARINI, T. L. 1939. Trabajos de piscicultura en el Embalse de Río III. *Phys*, 18(50): 497-510.
- MARTILL, D.; P. BRITO y J. EVANS. 2008. Mass mortality of fishes in the Santana Formation (Lower Cretaceous, Albian) of northeast Brazil. *Cretaceous Research* 29 (4): 649-658.
- MCNAUGHTON, S.J Y L.L WOLF, 1984. *Ecología general*. Ed. Omega. Barcelona, España. 713p.
- NEBEL, B. J. y R.T WRIGHT. 1999. *Ciencias Ambientales. Ecología y Desarrollo Sostenible*. 6 ed. Pearson-Prentice Hall. México 698p.
- OCDE (organización para la cooperación y el desarrollo económico) 1982. Eutrophication of waters, Monitoring, assesment and control, final repot OECD, Cooperative programme on monitoring of inland waters (eutrophication control), environment directorate, OECD Paris, Francia.
- PAINTING, S. J. M. DEVLIN, S. MALCOLM, E. PARKER, D. MILLS, C. MILLS, y K. WINPENNY. 2007. Assessing the impact of nutrient enrichment in estuaries: susceptibility to eutrophication. *Mar. Pollut. Bull.* 55(1): 74-90.
- PIEROTTO, M.; C. DAGA; A. RINCON & C. PROSPERI. 2007. Algas de interés sanitario en embalses del centro-oeste de la provincia de Córdoba-Argentina. *Escuela de Salud Publica* 11 (1): 55-63.
- PROSPERI, C. 1994. A cyanophyte capable of fixing nitrogen under high levels of oxigen. *Journal phycology* 30, 2, 222-224.
- QUIROS, R. 2000. La eutrofización de las aguas continentales de Argentina. **I Reunión de la Red Temática sobre Eutrofización de Lagos y Embalses Subprograma XVII**. Mar del Plata, Argentina.
- REYNOSO, V. M. BONANSEA, F. BONATTO, M. MANCINI, C. PROSPERI y C. RODRIGUEZ. 2005. Temporal and spatial *Biocell*.

- RODRIGUEZ, M.C; MANCINI, M; WEYERS, A y ALCANTÙ, G 1997. Estudios bacteriológicos y químicos del embalse Rio III, Cordoba, Argentina. *Ciencia veterinaria* 27, 3-8.
- RODRIGUEZ, M.C; MANCINI, M; REINOSO, V; BASUALDO, C; PROSPERI, C; FINOLA, M; BONANSEA, M y BONATTO, F 2004. Estado trofico y calidad del agua del embalse Rio Tercero, Cordoba, Argentina. **2º Reunion binacional de ecología.** Mendoza, Argentina. p: 368.
- RYDING, S.O. y W. RAST. 1992. *El control de la eutrofización en lagos y pantanos.* Ediciones Piramide S.A., Madrid, España. 375p.
- SRIWONGSITANON, N. K. SURAKIT, y S. THIANPOPIRUG. 2011. Influence of atmospheric correction and number of sampling points on the accuracy of water clarity assessment using remote sensing application. *J of Hydrol*, 401(3): 203-220.
- VALLENTYNE, J.R. 1978. *Introduccion a la limnologia.* Primer ed. Ed. Omega, Barcelona, España. 169p.
- VAROL, M.; B. GÖKOT; A. BEKLEYEN y B. SEN. 2012. Spatial and temporal variations in surface water quality of the dam reservoirs in the Tigris River basin, Turkey. *Catena* 92: 11-21.
- WETZEL, A.1984. Bioturbation in deep-sea fine-grained sediments: influence of sediment texture, turbidite frequency and rates of environmental change. *Geological Society*, London, Special Publications, 15(1): 595-608.
- ZÚÑIGA, M. . ROJAS, A y C. SERRATO. 1994. Interrelación de indicadores ambientales de calidad en cuerpos de aguas superficiales del Valle del Cauca". *Col. de Entom.*, 20 (2): 124 – 130.