

BONANSEA, MATIAS
Aplicacion de tecnol



2013

71343

71343

MFN:
Clasif:
T-796



UNIVERSIDAD NACIONAL DE RÍO CUARTO
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS,
FÍSICO-QUÍMICAS Y NATURALES



**APLICACIÓN DE TECNOLOGÍAS DE
TELEDETECCIÓN Y MODELOS GEOESTADÍSTICOS
PARA EL CONTROL Y VALORACIÓN DE
PARÁMETROS DE RIESGO EN EL EMBALSE RÍO
TERCERO, CÓRDOBA, ARGENTINA.**



- Autor: Lic. Matías BONANSEA

- Directora: Dra. María Claudia RODRÍGUEZ

Tesis para optar al título de Doctor en Ciencias Biológicas

- 2013 -

- Tesis para optar al título de Doctor en Ciencias Biológicas -

- Año 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.”**

Autor:

Licenciado Matias BONANSEA

DNI: 29.114.011

Directora:

Dra. María Claudia RODRÍGUEZ

DNI: 13.727.449



Miembros de la Comisión Asesora y Jurados de Tesis:

Dr. Lucio Pinotti



Dra. Noemí Gari



Dra. Mónica Balsarini

.....

Facultad de Ciencias Exactas,
Físico-Químicas y Naturales



Universidad Nacional De Río Cuarto

*A Marina,
a nuestro hijo Bautista
y a nuestra Familia presente en todo momento.*

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi agradecimiento más sincero a todas las personas que han participado en la realización de este trabajo y de manera especial:

A mi esposa Marina y mi hijo Bautista, que con su amor y comprensión están siempre presentes compartiendo la ilusión en mi trabajo. Gracias, por estar a mi lado.

A mi madre, hermana y a toda mi familia que siempre estuvo a mi lado para contenerme y ayudarme a sortear esta etapa de mi vida.

A la Universidad Nacional de Río Cuarto, por el apoyo brindado que permitió la ejecución y culminación de esta Tesis de Doctorado.

A la Dra. María Claudia Rodríguez que como Directora me ha guiado y dado la confianza en la realización de este trabajo. Asimismo, por brindarme siempre su amistad y respeto.

A mis compañeros de departamento Claudia Ledesma, Viviana Reinoso y Miguel Mancini por los gratos momentos y esfuerzos compartidos.

A Florencia Piacenza y Florencia Bonatto por su amistad y permanente disposición ante todas mis dudas y consultas.

A Raquel Bazán, Mariana Pagot y Rocío Fernández de la Universidad Nacional de Córdoba por su colaboración en mi trabajo.

A los miembros de Miembros de la Comisión Asesora y Jurados de Tesis Dr. Lucio Pinotti, Dra. Noemi Gari, Dra. Mónica Balzarini y Dr. Daniel Wunderlin.

A todos mis amigos por su apoyo incondicional en cualquier circunstancia de mi vida.

INDICE de Contenidos

	<i>Pag.</i>
I.- RESUMEN	1
ABSTRACT.....	2
II.- INTRODUCCIÓN	3
II.1.- El agua, elemento vital para la vida.....	4
II.2.- Los sistemas lénticos y el problema de la eutrofización.....	5
II.3.- La eutrofización en relación al estado trófico y al nutriente limitante.....	7
II.4.- Estado de los sistemas lénticos a nivel mundial y local.....	9
II.5.- Parámetros relacionados con la calidad del agua.....	11
II.6.- Estrategias para el manejo y gestión de los recursos acuáticos.....	15
II.7.- Fundamentos de teledetección.....	16
II.8.- Características de los sensores remotos.....	19
II.9.- La integración de técnicas de sensoramiento remoto y datos limnológicos.....	21
II.10.- Características de los sensores de la serie Landsat.....	22
II.11.- Utilización de sensores Landsat en el monitoreo de la calidad del agua.....	24
III.- OBJETIVOS	27
III.1.- Objetivo General.....	28
III.2.- Objetivos Específicos.....	28
IV.- MATERIALES Y MÉTODOS	29
IV.1.- Área de estudio.....	30
IV.1.a.- Ubicación geográfica.....	30
IV.1.b.- Clima.....	31
IV.1.c.- Hidrografía y Caracterización del sistema de drenaje.....	33
IV.1.d.- Sub-cuencas que conforman el área de estudio.....	34
IV.1.e.- Región fitogeográfica.....	36
IV.1.f.- Uso del suelo.....	39

IV.1.g.- Población.....	41
IV.1.h.- Caracterización Ambiental del embalse Río Tercero.....	42
IV.1.i.- Flora y Fauna del embalse.....	44
IV.2.- Metodología.....	46
IV.2.a.- Diseño del muestreo: Determinación de sitios de muestreo. Recolección de muestras. Análisis físico-químicos y biológicos del embalse.....	46
IV.2.b.- Análisis de valores históricos de la calidad del agua en el embalse Río Tercero.....	48
IV.2.c.- Análisis estadístico.....	48
IV.2.d.- Análisis de Componentes Principales.....	50
IV.2.e.- Determinación del estado trófico y nutriente limitante.....	51
IV.2.f.- Información satelital.....	52
IV.2.g.- Detección de nubes, niebla y sombras sobre el embalse.....	53
IV.2.h.- Pre-procesamiento de imágenes satelitales.....	53
IV.2.h.1.- Correcciones radiométricas.....	54
IV.2.h.2.- Correcciones atmosféricas.....	56
IV.2.h.3.- Correcciones geométricas.....	58
IV.2.h.4.- Conversión del sistema de coordenadas.....	59
IV.2.i.- Correcciones de SCL-off en imágenes Landsat 7 ETM+.....	61
IV.2.j.- Delimitación de la superficie embalsada.....	62
IV.2.k.- Modelación de parámetros de calidad del agua en el embalse. Determinación de áreas críticas de riesgo.....	63
IV.2.k.1.- Obtención de la información satelital y su integración con datos experimentales.....	63
IV.2.k.2.- Selección de bandas espectrales para la construcción de modelos de distribución de las variables concentración de clorofila-a y transparencia del agua.....	64
IV.2.k.3.- Generación y validación de los modelos geoestadísticos.....	65
IV.2.k.4.- Determinación de la temperatura del agua.....	68

V.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN	70
V.1.- Calidad del agua en el embalse Río Tercero	71
V.1.a.- Antecedentes.....	71
V.1.b.- Calidad del agua durante el período muestreado.....	73
V.1.c.- Dinámica de las variables medidas.....	76
V.1.d.- Análisis de Componentes Principales.....	88
V.1.e.- Estado trófico y nutriente limitante.....	90
V.2.- El uso de imágenes satelitales en la modelación de la calidad del agua.....	92
V.2.a.- Pre-procesamiento y detección de nubes.....	92
V.2.b.- Corrección de SLC-off en imágenes ETM+.....	94
V.2.c.- Selección de bandas espectrales e imágenes satelitales para construcción de modelos de distribución.....	96
V.2.d.- Generación de modelos para evaluar la variabilidad espacial y temporal de la concentración de clorofila-a y transparencia del agua....	100
V.2.e.- Validación de los modelos propuestos.....	103
V.2.f.- Mapas de distribución espacio-temporal de variables de calidad del agua.....	105
V.3.- Situación ambiental actual del embalse Río Tercero	123
V.4.- Landsat 8 LDCM, la continuidad del Programa Landsat.....	127
VI.- CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS FUTURAS	128
VII.- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	138

INDICE de Tablas

	Pag.
Tabla 1: Distribución poblacional en la cuenca del embalse Río Tercero.....	41
Tabla 2: Características técnicas del embalse Río Tercero.....	42
Tabla 3: Determinación de la riqueza íctica encontrada en el embalse Río Tercero.....	45
Tabla 4: Valores límites para un sistema concreto de clasificación trófica, junto a la categorización trófica generada.....	51
Tabla 5: Imágenes satelitales utilizadas.....	52
Tabla 6: Valores de LMIN y LMAX de imágenes TM procesadas entre 1º Marzo de 1984 al 1º Abril de 2007.....	55
Tabla 7: Valores de LMIN y LMAX de imágenes TM procesadas desde el 2 Abril de 2007 a la actualidad.....	55
Tabla 8: Valores de $G_{rescale}$ y $B_{rescale}$	55
Tabla 9: Valores de irradiancia solar espectral.....	57
Tabla 10: Coordenadas de los sitios de muestreo en el sistema Argentina (POSGAR 94), Zona 4. Datum WGS-84.....	61
Tabla 11: Indicadores de los factores de la variable estación climática.....	65
Tabla 12: Constantes de calibración K1 y K2.....	68
Tabla 13: Estadística descriptiva de los principales parámetros físicos, químicos y biológicos medidos en el embalse Río Tercero (Periodo 1971-1999).....	73
Tabla 14: Estadística descriptiva de los principales parámetros físico-químicos y biológicos medidos en el embalse Río Tercero (Periodo 2003-2010).....	74
Tabla 15: Medidas resúmenes de la carga de aniones y cationes del embalse Río tercero durante el período en muestreo.....	75
Tabla 16: Autovalores y autovectores resultantes del ACP.....	88
Tabla 17: Imágenes satelitales analizadas y características del pre-procesamiento.....	93
Tabla 18: Porcentaje de pérdida de datos para cada una de las bandas del sensor ETM+.....	94
Tabla 19: Análisis de regresión lineal con eliminación <i>Backward</i> entre los valores de CI-a, DS y las bandas espectrales de los sensores TM y ETM+.....	97

INDICE de Figuras

	Pag.
Figura 1: Principales reservas hídricas en el mundo.....	4
Figura 2: Evolución de un reservorio oligotrófico a un sistema eutrófico.....	8
Figura 3: Situaciones extremas de eutrofización en sistemas acuáticos a nivel mundial.....	9
Figura 4: Consecuencias de la eutrofización en algunos de los principales sistemas de la provincia de Córdoba.....	10
Figura 5: Sistema de teledetección.....	17
Figura 6: Onda electromagnética.....	17
Figura 7: Espectro electromagnético.....	18
Figura 8: Tipos de sensoramiento remoto.....	19
Figura 9: Conformación de una imagen satelital y sus características técnicas.....	21
Figura 10: Línea del tiempo de las misiones de los satélites Landsat.....	22
Figura 11: Satélites Landsat 5 TM y 7 ETM+ con sus productos correspondientes a la zona de estudio.....	23
Figura 12: Firmas espectrales de diferentes coberturas y posición de las bandas de los satélites Landsat en comparación con otros sensores.....	23
Figura 13: Modelo Digital del Terreno (DEM 30 m) aplicado a sub-imagen TM.....	30
Figura 14: Temperatura media por estación climática en la República Argentina.....	31
Figura 15: Precipitación media por estación climática en la República Argentina.....	32
Figura 16: Sistema de diques que conforman la cuenca del río Tercero.....	33
Figura 17: Red hidrográfica a la cual pertenece el Embalse Río tercero.....	34
Figura 18: Sub-cuencas que conforman el embalse Río Tercero.....	34
Figura 19: Regiones fitogeográficas de la República Argentina.....	36
Figura 20: Uso del Suelo en el departamento Calamuchita.....	39
Figura 21: Mapa temático de coberturas y usos del suelo en la cuenca del Embalse Río Tercero.....	40
Figura 22: Tributarios del embalse y localidades costeras.....	43
Figura 23: Usina Hidroeléctrica Fitz Simon.....	43
Figura 24: Central Nuclear Embalse.....	43
Figura 25: Ubicación de los sitios de muestreo en el embalse Río Tercero.....	46
Figura 26: Disco de Secchi.....	47
Figura 27: Efecto de la atmósfera sobre la radiación electromagnética.....	56
Figura 28: Proceso de georreferenciación.....	58
Figura 29.a: División del país en fajas meridianas (sistema Gauss Krüger).	
b: Meridiano central y valor de eje (falso este) en cada faja del sistema Gauss Krüger	
c: Ubicación de una imagen Landsat correspondiente al área de estudio en relación al sistema Gauss Krüger.....	60

Figura 30.a: Diagrama del mecanismo de obtención de datos por parte del sensor ETM+, con y sin corrección del espejo de exploración primaria (SLC).	
b: Ubicación del nadir o centro de una imagen ETM+. En recuadro la zona de estudio.	
c: Sub-imagen ETM+ de la zona de estudio. En rojo se representa la ausencia de datos producto de la falla SLC-off.....	62
Figura 31: a.- Perfil multivariado de la T en el embalse Río Tercero.	
b.- Perfil multivariado de la T ambiente para la zona del embalse Río Tercero.	
c.- Gráfico de barras de la T según año de muestreo.	
d.- Diagrama de dispersión entre los valores medios anuales de la T ambiente y T del agua.	
e.- Gráfico de barras de la T según estación climática.....	77
Figura 32: a.- Perfil multivariado del pH.	
b.- Gráfico de barras del pH según año de muestreo.	
c.- Gráfico de barras del pH según estación climática.....	78
Figura 33: a.- Perfil multivariado del OD en el embalse Río Tercero.	
b.- Box-plot del OD según el origen de los datos.	
c.- Gráfico de barras del OD según estación climática.	
d.- Gráfico de barras del OD según año de muestreo.	
e.- Diagrama de dispersión de los valores medios de las campañas de muestreo de T y OD.....	80
Figura 34: a.- Perfil multivariado de la variable DS en el embalse Río Tercero.	
b.- Box-plot del DS según el origen de los datos.	
c.- Gráfico de barras del DS según año de muestreo.	
d.- Gráfico de barras del DS según estación climática.	
e.- Box-plot de las precipitaciones mensuales en la cuenca del embalse según estación climática.	
f.- Diagrama de dispersión entre los valores medios de las campañas de muestreo de la T y DS.....	81
Figura 35: Ejemplares de <i>Limnoperna fortunei</i>	82
Figura 36: a.- Perfil multivariado de la variable PT en el embalse Río Tercero.	
b.- Box-plot del PT según el origen de los datos.	
c.- Gráfico de barras del PT según año de muestreo.	
d.- Box-plot del PT según estación climática.....	84
Figura 37: a.- Perfil multivariado de la variable NT en el embalse Río Tercero.	
b.- Box-plot del NT según el origen de los datos.	
c.- Box-plot del NT según las campañas de muestreo.	
d.- Gráfico de barras del NT según año de muestreo.....	85

Figura 38:	a.- Perfil multivariado de la variable CI-a en el embalse Río Tercero	
	b.- Gráfico de barras de la CI-a según año de muestreo.	
	c.- Gráfico de barras de la CI-a según estación climática.	
	b.- Box-plot de la CI-a según el origen de los datos.	
	e.- Diagrama de dispersión entre los valores medios de las campañas de muestreo del PT y CI-a.	
	f.- Diagrama de dispersión entre los valores medios de las campañas de muestreo del NT y CI-a.....	87
Figura 39:	<i>Biplot</i> . Análisis de Componentes Principales.....	89
Figura 40:	Estado trófico del embalse Río Tercero durante el período de estudio.....	90
Figura 41:	Determinación del nutriente limitante durante el período estudiado.....	91
Figura 42:	Ubicación de la zona de estudio con respecto al nadir.....	94
Figura 43:	Frecuencia acumulada de pixeles en la banda 4 de una escena ETM+ antes (a.) y después (b.) de aplicar la corrección de SLC-off.....	95
Figura 44:	Frecuencia acumulada de pixeles en banda 4 en la porción de una imagen ETM+ que abarca al embalse Río Tercero antes (a.) y después (b.) de aplicar la técnica de corrección para SLC-off.....	96
Figura 45:	a.- Sub-imagen banda 4 con falla SLC-off.	
	b.- Sub-imagen con falla SLC-off corregida.	
	c.- Máscara y zoom del embalse Río Tercero con SLC-off.	
	d.- Máscara y zoom del embalse con SLC-off corregida.....	96
Figura 46:	a.- Coeficiente de correlación de Pearson entre los valores de CI-a y las bandas espectrales de los satélites Landsat.	
	b.- Coeficiente de correlación de Pearson entre los valores de DS y las bandas espectrales de los satélites Landsat.....	97
Figura 47:	a.- Coeficiente de correlación de Pearson entre los valores de CI-a y la diferencia en días entre la fecha de muestreo y la adquisición de imágenes Landsat.	
	b.- Coeficiente de correlación de Pearson entre los valores de DS y la diferencia en días entre la fecha de muestreo y la adquisición de imágenes Landsat.....	98
Figura 48:	Valores observados vs esperados de la variable CI-a.....	103
Figura 49:	Valores observados vs esperados de la variable DS.....	104
Figura 50:	Valores observados vs esperados de la variable T.....	104
Figura 51:	Mapas de distribución de la variable CI-a en el embalse Río junto, con sus correspondientes distribuciones de frecuencias estimadas y perfiles de valores observados y esperados de los sitios de muestreo.....	110
Figura 52:	Mapas de distribución de la variable DS en el embalse Río Tercero, junto con sus correspondientes distribuciones de frecuencias estimadas y perfiles de valores observados y esperados de los sitios de muestreo.....	116
Figura 53:	Mapas de distribución de la variable T en el embalse Río Tercero, junto con sus correspondientes distribuciones de frecuencias estimadas y los perfiles de valores observados y esperados de los sitios de muestreo.....	122
Figura 54:	Análisis de conglomerados.....	124
Figura 55:	Situación actual del embalse, junto con la clasificación digital de su cuenca.....	125
Figura 56:	Construcción del satélite Landsat 8 LDCM.....	127

I.- RESUMEN

El agua es un factor esencial para la supervivencia de todos los seres vivos. Los lagos y embalses constituyen reservorios de este recurso, pudiendo estar afectados por procesos eutróficos que generan impactos negativos. Uno de los aspectos vitales en el manejo de estos sistemas es el monitoreo de la calidad del agua, el cual puede realizarse de manera tradicional o integrando sensores remotos, lo que permite la obtención de resultados más complejos. Entre los satélites de observación terrestre, los sensores de la serie Landsat tienen la ventaja de presentar óptimas resoluciones para el estudio de la dinámica de estos sistemas. A nivel internacional, se han generado modelos de calidad del agua integrando información satelital y datos limnológicos. Sin embargo, estos algoritmos no pueden ser extrapolados a nuestros ambientes. El objetivo principal de este trabajo consistió en desarrollar modelos geoestadísticos espacio-temporales que sirvieron para determinar y predecir la concentración de clorofila-a, transparencia y temperatura del agua del embalse Río Tercero (Córdoba, Argentina).

Se realizaron muestreos estacionales entre los años 2003 a 2010. Se midieron variables físicas, químicas y biológicas, las cuales fueron analizadas estadísticamente y comparadas con valores históricos. Se determinó la calidad del agua y el estado trófico. Mediante una serie multitemporal de imágenes Landsat 5 TM y Landsat 7 ETM+, que fueron pre-procesadas, se generaron los modelos geoespaciales que explicaron la distribución de las variables clorofila-a y transparencia del agua. Mientras que las bandas térmicas fueron utilizadas para determinar la temperatura del agua. Posteriormente, se construyeron mapas que mostraron la variabilidad de las variables medidas.

Los resultados obtenidos evidenciaron un deterioro de la calidad del agua y un estado de mesotrofia con tendencia al eutrofismo, siendo el fósforo el nutriente limitante. Se determinó que los modelos lineales mixtos con correlación espacial exponencial fueron los que mejor expresaron la distribución de las variables analizadas. Este trabajo demostró el uso potencial de integrar datos experimentales con sensores remotos como una herramienta para el estudio y monitoreo de los ecosistemas acuáticos. De acuerdo con la importancia de este embalse, sería necesario establecer un programa integral de manejo y gestión donde se involucren todos los actores que interaccionan con el mismo, a fin de realizar un uso más sustentable del recurso. Las técnicas implementadas pueden ser utilizadas como líneas de base para futuras investigaciones, tanto en éste como en otros reservorios, pudiendo además ser útiles en la generación de sistemas de alerta temprana (*HEWS, Health Early Warning Systems*) para la salud humana y animal.-

Palabras claves: Embalse, Sensores remotos, Calidad del agua, Estado trófico, Landsat, Modelos lineales mixtos.

ABSTRACT

Water is essential to the survival of all living beings. Lakes and dams are reservoirs of this resource, which can be affected by eutrophic processes that generate negative impacts. One of the vital aspects in the management of these systems is the monitoring of water quality, which can be performed in a traditional manner or integrating remote sensing, allowing the obtention of more complex results. Among Earth observation satellites, Landsat sensors have the advantage of possessing optimal resolutions for studying the dynamics of these systems. Internationally, water quality models have been generated integrating satellite information and limnological data. However, these algorithms can not be extrapolated to our environments. The main objective of this work was to develop spatio-temporal geostatistical models which were used to determine and predict chlorophyll-a concentration, transparency and water temperature in Río Tercero (Cordoba, Argentina) reservoir.

Seasonal samples were taken between the years 2003-2010. Physical, chemical and biological variables were measured, statistically analyzed and compared with historical values. Water quality and trophic status were determined. Using a series of multitemporal Landsat 5 TM and Landsat 7 ETM + imagery, which were pre-processed, geospatial models were generated to explain the distribution of chlorophyll-a concentration and water transparency; while thermal bands were used to determine water temperature. Maps were generated showing the variability of the measured variables.

The results showed a decrease in water quality and a mesotrophic status with a eutrophic tendency, being phosphorus the limiting nutrient. Linear mixed models with exponential spatial correlation were the best models to explain the distribution of the analyzed variables. This work demonstrated the potential use of integrating experimental data with remote sensing as a tool for the study and monitoring of aquatic ecosystems. According to the importance of this reservoir, it would be necessary to establish an integral management program, where all the actors that interact with the reservoir be concerned, in order to perform a more sustainable use of the resource. The used techniques can be utilized as baselines in future researchs, in this as in other reservoirs, being also useful in the generation of Health Early Warning Systems for human and animal health.-

Keywords: Reservoir; Remote sensing; Water quality; Trophic status; Landsat; Linear mixed models.



Universidad Nacional de Río Cuarto

Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales

Tesis Doctoral: Lic. Matias Bonansea



II.- INTRODUCCIÓN

II.- INTRODUCCIÓN

II.1.- El agua, elemento vital para la vida

El agua es un factor esencial para la supervivencia de todos los seres vivos. Si bien este elemento es un recurso natural renovable, la escasez de agua para consumo es una realidad en el mundo actual.

El crecimiento de la población, la industrialización y la expansión de las actividades agrícola-ganaderas, han provocado un aumento drástico en la demanda mundial del agua, pudiendo afectar el desarrollo económico de un país (Molden *et al.*, 2011; Parish *et al.*, 2012). La preocupación de las naciones por contar con agua suficiente en cantidad y calidad es cada vez mayor. Esto ha llevado al origen de múltiples tensiones y conflictos entre países, pudiendo convertirse en un futuro en una de las mayores amenazas de la humanidad.

Aunque tres cuartas partes del planeta están cubiertas por agua, el 2.5% de la misma es agua dulce y tan sólo el 0.01% está disponible para consumo humano (Figura 1). A nivel mundial, esta pequeña fracción del recurso presenta una distribución desigual, ya que en países desarrollados el promedio de consumo diario por persona es de 250 a 300 L, en tanto, que un habitante de un país sub-desarrollado solo dispone de 9 L de agua por día. Según un informe de las Naciones Unidas, en la actualidad 1200 millones de personas tienen dificultades para acceder al agua potable y alrededor de 2400 millones carecen de un sistema de saneamiento adecuado (Chávez Martínez, 2003).

Bajo estas circunstancias, el agua puede ser considerada como un factor crítico del desarrollo sustentable, ya que no sólo es indispensable para el crecimiento socio-económico, sino también para el funcionamiento de los ecosistemas del planeta. De esta manera, es necesario contar con información confiable sobre de la cantidad y calidad de este recurso, ya sea en términos de su disponibilidad, como en relación a sus usos y grado de deterioro.



Figura 1: Principales reservas hídricas en el mundo. Modificado de PNUMA (2002).

II.2.- Los sistemas lénticos y el problema de la eutrofización

Los sistemas lénticos son cuerpos de agua que se caracterizan por presentar un lento movimiento de sus aguas. Dentro de esta categoría se encuentran los lagos y embalses, los cuales son reservorios de agua que se utilizan para satisfacer necesidades del medio ambiente y la sociedad. Entre sus funciones más destacadas figuran la generación de energía, la provisión de agua para consumo humano, animal y riego, el suministro de hábitats para especies animales y vegetales, la atenuación de crecientes y usos recreacionales, deportivos y turísticos (Giardino *et al.*, 2001; Oyama, 2009). Sin embargo, estos sistemas están expuestos a degradación ambiental (Cossavella, 2002; Sriwongsitanon *et al.*, 2011; Varol *et al.*, 2012).

El aumento de la población humana y las actividades agrícolas, ganaderas e industriales desarrolladas dentro de sus cuencas de aporte, han generado un *stress* o presión sobre la mayoría de los sistemas acuáticos continentales del planeta, haciendo que los mismos sean vulnerables a la polución (Stefouli *et al.*, 2005). 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 (Ledesma *et al.*, 2012).

La eutrofización, definida como una secuencia de cambios en los ecosistemas acuáticos, causados por un incremento en la tasa de suministro de nutrientes al agua, principalmente nitrógeno y fósforo (OECD, 1982), origina un proceso de deterioro del recurso en forma inmediata. Esto además provoca una desorganización en el normal funcionamiento del ecosistema y genera la estimulación de una serie de cambios sintomáticos, los cuales acortan la vida útil del cuerpo de agua desde el punto de vista de su calidad, afectando el uso mismo del recurso (Ryding & Rast, 1992).

Según diferentes autores (Cloern, 2001; Reinart & Kutser, 2006; Painting *et al.*, 2007; Tett *et al.*, 2007; Granéli *et al.*, 2008; van Katwijk *et al.*, 2010; Ahtiainen & Vanhatalo, 2012), algunos de los efectos producidos por la eutrofización en un sistema léntico son:

- Crecimiento excesivo de las poblaciones de algas y plantas acuáticas (síntoma más evidente de la eutrofización).
- Incremento en la productividad y en la biomasa en todos los niveles tróficos, desde el plancton hasta los niveles tróficos superiores más altos como el necton.
- Color, olor y sabor desagradables, trastornos de la salud y disminución de las cualidades estéticas del paisaje.
- Deterioro o disminución de la calidad del agua para diversos usos.

- Alteración en el equilibrio químico natural del agua.
- Disminución paulatina del oxígeno disuelto en las aguas profundas debido a la descomposición de materia orgánica que va sedimentando en el fondo del lago por parte de bacterias reductoras.
- Aumento en la concentración de sólidos disueltos, particularmente de nutrientes como nitrógeno, fósforo y carbohidratos.
- Aumento en la concentración de sólidos en suspensión, principalmente materia orgánica.
- Disminución de la penetración de la luz y reducción de la transparencia del agua, debido a la alta densidad de algas y otras sustancias en suspensión.
- Acumulación de sedimentos que conducen a la colmatación del cuerpo de agua, reduciendo su vida útil.
- Disminución de la biodiversidad.
- Mortandad masiva de peces y de la biota en general.
- Proliferación de algas, microorganismos patógenos y vectores de enfermedades, lo que lleva a un incremento en el riesgo para la salud pública y animal, sobre todo cuando se originan florecimientos o *blooms* de cianobacterias, los cuales tienen la capacidad potencial de producir toxinas para la salud.
- Pérdida de los usos potenciales del agua.
- Pérdidas económicas: debido a un aumento de costos y esfuerzos para la producción de agua potable, problemas en instalaciones hidroeléctricas y baja producción pesquera, entre otros.

Si bien los procesos eutróficos son parte de un proceso natural de envejecimiento de los reservorios que ocurre de forma lenta e independientemente (Ryding & Rast, 1992), la intensificación de los procesos de eutrofia bajo la influencia del hombre, han generado una eutrofización artificial o cultural, que es mucho más acelerada y peligrosa (Dolbeth *et al.*, 2003; Vasconcelos *et al.*, 2006).

Las causas de la eutrofización cultural son el producto de:

- Vertido de residuos urbanos tanto cloacales como pluviales con escaso o nulo tratamiento.
- Aporte de efluentes industriales con elevadas concentraciones de compuestos orgánicos e inorgánicos peligrosos.
- Vertido de desechos orgánicos agrícolas y pecuarios.

- Aporte del arrastre de suelo con contenido de plaguicidas y fertilizantes aplicados en exceso.
- Aporte de contaminantes por agua de lluvia o materiales atmosféricos que se depositan directamente en un cuerpo de agua.
- Deforestación (aumenta la erosión y disminuye el reciclaje de nutrientes en la cuenca, incrementando su ingreso al cuerpo de agua).
- Uso de detergentes con grandes cantidades de fósforo.
- Descargas térmicas (vertido de efluentes con una temperatura mayor a la registrada en el cuerpo de agua).

Estos excesos de nutrientes y contaminantes pueden ingresar al cuerpo de agua a través de los ríos, reflejando las actividades que se realizan en la cuenca, por escorrentías superficiales del perillago o por descargas urbanas e industriales que se vuelcan directamente al reservorio (Zhao *et al.*, 2011).

II.3.- La eutroficación en relación al estado trófico y al nutriente limitante

Desde comienzos de los años '60, se han realizado varios intentos para evaluar cuantitativamente el estado de lagos y embalses (Xu *et al.*, 2001). En este sentido, son numerosos los esfuerzos orientados hacia el desarrollo de herramientas para valorar los riesgos y efectos de la eutroficación (Bendoricchio & De Boni, 2005; Hein, 2006; Painting *et al.*, 2007; Kagalou *et al.*, 2008; Shukla *et al.*, 2008; Sulis *et al.*, 2011).

En la actualidad, para describir la cantidad de nutrientes de un reservorio, o para denotar los efectos de la calidad general del agua, se usa el término estado trófico. El cual fue definido por Carlson (1984), como la tasa de materia orgánica que es proporcionada por o para el lago. En otras palabras el estado trófico es un indicador de la salud del sistema y puede ser clasificado de la siguiente manera (Ryding & Rast, 1992):

- **Oligotrófico:** Se caracterizan por tener bajas concentraciones de nutrientes en toda la columna de agua y por presentar una gran diversidad de comunidades vegetales y animales. Son reservorios con un bajo nivel de productividad primaria y biomasa; al mismo tiempo que poseen una buena transparencia y disponibilidad de oxígeno disuelto y una buena calidad del agua para la mayoría de los usos (Figura 2).

- **Eutrófico:** Son sistemas que tienen un alto nivel de productividad primaria y biomasa, una alta proliferación de algas y un crecimiento intenso de plantas acuáticas en la zona litoral. Además se caracteriza por presentar aguas profundas anóxicas durante los períodos de estratificación térmica, baja transparencia, una menor riqueza de especies y una pobre calidad de agua para muchos de sus usos.
- **Mesotrófico:** Se utiliza para describir las aguas en estado de transición, entre un estado de oligotrofia y uno de eutrofia.

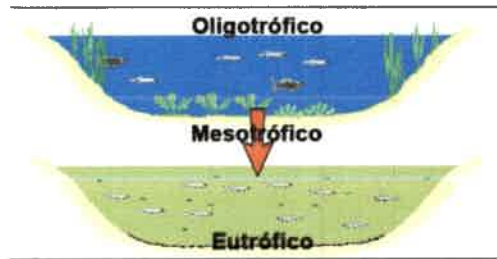


Figura 2: Evolución de un reservorio oligotrófico a un sistema eutrófico.

Aunque las descripciones tróficas no tengan un significado absoluto, actualmente se utilizan para simular el comportamiento del cuerpo de agua, con el fin de entender patrones de funcionamiento, testear hipótesis o efectuar predicciones. En el mismo sentido, la información obtenida en base al estado trófico puede ser aplicada para seleccionar la tecnología ambiental que mejor se adapte a la solución de los problemas ambientales específicos o la legislación más adecuada para prevenir, reducir o eliminar estos problemas.

Entre las estrategias para controlar los procesos de eutroficación a largo plazo, una de las más utilizadas consiste en reducir la cantidad de nutrientes que ingresan en el reservorio (Ryding & Rast, 1992). En este sentido, es necesario definir cual de todos los nutrientes se necesita controlar o reducir.

El agua, químicamente es una mezcla conformada por iones mayoritarios (cloruros, sulfatos, carbonatos, bicarbonatos, sodio, potasio, calcio y magnesio), iones minoritarios (nitratos, hierro, flúor, fósforo, amonio, yodo, manganeso, entre otros) y elementos trazas (plomo, cromo, arsénico) que aparecen en concentraciones mucho más bajas. Si bien muchos de estos elementos contribuyen al desarrollo del fitoplancton, solo uno limita su tasa de crecimiento.

De esta manera, surge el término de nutriente limitante, ya que las necesidades básicas de las algas con relación a cada uno de los nutrientes no son iguales, sino que dependen de la proporción en que cada uno de ellos intervienen en su composición o son utilizados por las mismas, lo que varía también de acuerdo a la especie considerada (Ryding & Rast, 1992).

Ramírez *et al.* (2005), identifican que el concepto de nutriente limitante, se basa en la premisa de la *Ley del Mínimo de Liebig*, en donde, dada una determinada estequiometría, el nutriente que controlará la cantidad máxima de biomasa es aquel que es consumido primero y que alcanza un mínimo antes que otros nutrientes relativos a tal estequiometría.

En los lagos y embalses de estas latitudes, los nutrientes limitantes para el crecimiento y desarrollo del fitoplancton son el fósforo y/o el nitrógeno. La presencia de estos nutrientes en altas concentraciones pueden generar un florecimiento o *bloom* algal, cuya severidad estará dada por el exceso de estos factores.

II.4.- Estado de los sistemas lénticos a nivel mundial y local

Como la mayoría de los sistemas acuáticos están influenciados por procesos eutróficos, las consecuencias de este fenómeno pueden observarse a nivel mundial (Figura 3).

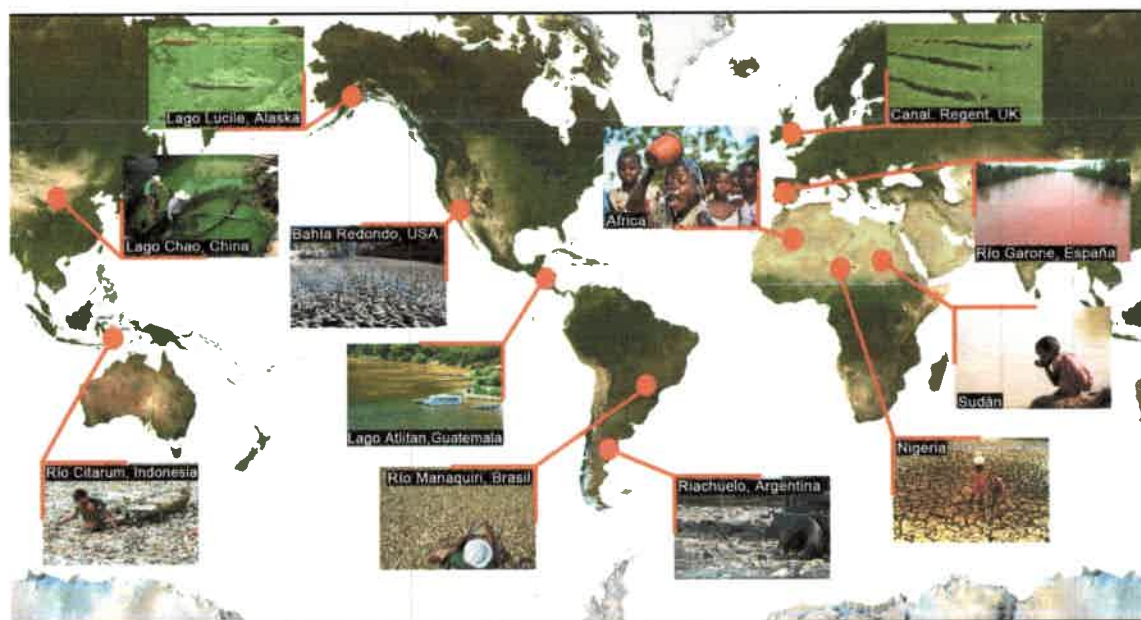


Figura 3: Situaciones extremas de eutrofización en sistemas acuáticos a nivel mundial.

De esta manera, son cada vez más frecuentes los informes e investigaciones realizados en Europa sobre la contaminación de las aguas desde el origen de la revolución industrial (Kagalou *et al.*, 2008; Ferreira *et al.*, 2011; Trivero *et al.*, 2013; Zonneveld *et al.*, 2012). En América, son recurrentes los florecimientos de algas y mortandades de peces en lagos y embalses de todo el continente (Martill *et al.*, 2008). En África, las problemáticas del agua, están relacionadas con la contaminación y falta del suministro para cubrir necesidades básicas (Kamara & Sally, 2003; Bordalo & Savva-

Bordalo, 2007). Mientras que los habitantes de Asia y Oceanía conviven, en muchas ocasiones, con sistemas acuáticos en las peores condiciones ecológicas y sanitarias, como el caso del río Citarum en Indonesia, el cual es considerado el afluente más contaminado del mundo (Harashina, *et al.*, 2003; Zhao *et al.*, 2011; Suharyanto, 2011).

Con respecto a la gestión de los sistemas acuáticos, Lord & Israel (1996) 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.

En Argentina, las políticas y procesos de gestión aplicados en los recursos hídricos no han sido los más recomendables. En consecuencia, se pueden encontrar grandes fluctuaciones en la capacidad de poder gestionar estos recursos y el ambiente. Esto podría contribuir a explicar por qué Argentina sigue considerando a sus sistemas acuáticos como un sumidero con capacidad infinita para diluir nutrientes y otros contaminantes (Quirós, 2000).

Con respecto a la provincia de Córdoba, el estado trófico de diques y embalses, varían entre mesotróficos y eutróficos, dependiendo de la estación del año (Figura 4) (Mariazzi & Romero, 1983; Boltovskoy & Foggetta, 1985; Rodríguez, 2003; Amé *et al.*, 2003; Bazán *et al.*, 2005; Reynoso *et al.*, 2005; Rodríguez *et al.*, 2007; Mancini *et al.*, 2008; Ledesma *et al.*, 2012). La mayoría de los mismos están altamente influenciados por la agricultura, el manejo pecuario en alta pendiente, la erosión de los suelos, la actividad minera, la descarga de efluentes domésticos no tratados y los provenientes de industrias (Bazán, 2006). Como resultado, la carga de materia orgánica es generalmente alta y en varias ocasiones se han informado importantes florecimientos de cianobacterias potencialmente tóxicas (Pizzolon *et al.*, 1999; Pierotto *et al.*, 2007; Mancini *et al.*, 2010).

Entre estos florecimientos, se destacan aquellos pertenecientes a los géneros *Myrosystis* y *Anabaena* (Pierotto *et al.*, 2007), las cuales son algas verde-azuladas, que están adaptadas a crecer en sistemas con alto contenido de nutrientes (Hunter *et al.*,



Figura 4: Consecuencias de la eutrofización en algunos de los principales sistemas de la provincia de Córdoba.

2010; Liu *et al.*, 2011). Estas algas, además de generar un impacto negativo a nivel ambiental, social y económico, pueden ser un riesgo para la salud pública y animal, ya que ciertas especies producen potentes toxinas (cianotoxinas) que han sido relacionadas con la incidencia de numerosas enfermedades, incluyendo irritaciones leves en la piel a efectos sobre el sistema nervioso o enfermedades gastrointestinales agudas y en ocasiones fatales (Carmichael *et al.*, 2001). Las problemáticas mencionadas, no escapan a la situación que se observan en el embalse Río Tercero.

II.5.- Parámetros relacionados con la calidad del agua

La calidad del agua de un reservorio se define como el grupo de concentraciones, especificaciones y composición de sustancias orgánicas, inorgánicas y biota en general (Campos Gómez, 2003). En otras palabras, la calidad del agua puede ser descrita por medio de características físicas, químicas y biológicas (Schmugge *et al.*, 2002), las cuales están compuestas por los siguientes parámetros:

Parámetros	- Físicos	- Temperatura
		- Transparencia
	- Químicos	- Oxígeno Disuelto
- PH		
- Fósforo total		
- Nitrógeno total		
- Iones mayoritarios y minoritarios		
- Biológicos	- Elementos trazas	
	- Clorofila-a	

- **Temperatura:** Es el factor abiótico que regula los procesos vitales de los organismos vivos, así como también afecta las propiedades químicas y físicas de otros factores en un ecosistema (Massol *et al.*, 2012). Además de estar implicado en la estratificación de un cuerpo de agua, tiene una alta influencia en la solubilidad y disociación de sales, gases y nutrientes, y por lo tanto en la conductividad eléctrica y en el pH del agua (Cossavella, 2002; Campos Gómez, 2003). Todas estas interacciones afectan a su vez la distribución, composición y grado de actividad metabólica de los seres vivientes que integran el ecosistema.

Con respecto a la eutroficación, la temperatura es un factor que favorece este proceso, ya que a niveles similares de nutrientes y luz, la productividad del sistema aumenta con la temperatura. Esta regla se aplica independientemente de que el ascenso de temperatura se produzca por factores geográficos como latitud o altitud, o por descargas de efluentes. Ambos factores tienen efectos que inducen a la eutroficación (Klapper, 1991; Cossavella, 2002).

– **Transparencia:** La transparencia depende principalmente de los efectos combinados del color del agua por sustancias disueltas, la turbiedad mineral y la presencia de algas. El color generalmente no cambia significativamente en el curso del año.

La transparencia puede ser considerada como una medida directa de la cantidad de sólidos en suspensión en un cuerpo de agua, los cuales disminuyen la penetración de la luz y la fotosíntesis del fitoplancton, interfiriendo además en la visibilidad. Por otra parte, una variación estacional pronunciada en la transparencia es característica de la presencia de algas, cuya ocurrencia en un cuerpo de agua es mínima en otoño e invierno, aumentando en primavera y verano (Straskraba & Tundisi, 1999).

– **Oxígeno Disuelto:** Es un requerimiento esencial para el metabolismo de todos los organismos acuáticos que presentan respiración aeróbica y es uno de los gases más importantes en la dinámica y caracterización de los ecosistemas acuáticos. Además esta variable afecta la solubilidad de muchos nutrientes inorgánicos y por lo tanto la productividad de todo el ecosistema.

La dinámica de distribución de oxígeno, está principalmente gobernada por el balance entre la entrada por difusión de la atmósfera y la fotosíntesis, y las pérdidas debido a procesos químicos y biológicos (Cossavella, 2002). Al igual que los demás gases, la concentración de oxígeno en el agua es inversamente proporcional a la temperatura, concentración de sales disueltas y mayores latitudes. Mientras que disminuye a una menor presión atmosférica.

En un ambiente eutrófico se puede apreciar un gradiente vertical de concentración de oxígeno. Así, como la actividad fotosintética es mayor en las capas superiores bien iluminadas, la producción de oxígeno predomina y su concentración es mayor. En el hipolimnio o zona profunda, su concentración se agota progresivamente debido a los procesos de respiración y descomposición de la materia orgánica.

Cuando los niveles de oxígeno disminuyen por debajo de 0.2 mg/L, el fósforo alojado en el fondo del reservorio se solubiliza. Esta fertilización interna estimula la productividad, generando una concentración mayor de algas que al morir aumenta la tasa de utilización de oxígeno en el hipolimnio. En este momento el lago asume una cualidad completamente nueva, conocida como eutroficación progresiva, la cual es considerada casi irreversible (Wetzel, 1981).

En nuestra provincia, los embalses se oxigenan cuando el lago se mezcla durante el verano debido a su condición monomíctica (Cossavella, 2002).

– **pH:** El pH indica la concentración del ion hidrógeno en una solución. En las aguas naturales este parámetro está regido en gran parte por la interacción de los iones H^+ procedentes de la disociación de H_2CO_3 y de los iones OH^- resultantes de la hidrólisis del bicarbonato (Wetzel, 1981). Como se expresa en escala logarítmica, cualquier cambio leve y repentino de este parámetro, puede traducirse en un cambio químico muy importante, acarreado con consecuencias negativas.

Los valores de pH de la mayoría de las aguas continentales oscilan entre 6 y 9. En aguas eutróficas, la variación diurna de pH puede deberse a la fotosíntesis, ya que ésta tiende a aumentar el pH del agua por la captación de CO_2 disuelto. Mientras que la respiración algal, produce el efecto contrario. Este factor además tiene efectos sobre la disponibilidad de nutrientes, la movilidad de metales pesados que pueden ser tóxicos y afecta la estructura y función de moléculas y organelas tales como ácidos nucleicos y proteínas estructurales.

Fósforo Total: Junto con el nitrógeno, estos elementos son considerados los principales nutrientes que afectan la eutroficación de un cuerpo de agua. Ningún elemento ha sido estudiado en limnología tan intensamente como el fósforo. Este interés proviene de su importante papel en el metabolismo biológico y de su relativa escasez en la hidrósfera (Cossavella, 2002). Si bien está presente en varios minerales, su baja solubilidad explica por qué usualmente se halla en bajas concentraciones asumiendo así el rol de factor limitante para el crecimiento (Wetzel, 1981). Si bien el fosfato no supone un riesgo directo para la salud humana y de otros organismos, amenaza la calidad del agua debido a los problemas de eutroficación (Mendoza Roca, *et al.*, 1998).

En modo natural, el fósforo proviene normalmente de apatitas, fosfitos, hipofosfitos y fosfinas que generan la actividad bacteriana en los suelos (Cossavella,

2002). Otras fuentes de entrada de fósforo a un cuerpo de agua son escorrentía superficial y subterránea, las cuales aportan nutrientes provenientes de diversas fuentes de contaminación tales como efluentes industriales y domésticos o provenientes de la actividad agrícola-ganadera ya sea por fertilizantes, pesticidas o excremento de animales.

En un sistema natural el fósforo puede presentarse en forma orgánica e inorgánica. Más del 90% del fósforo del agua de los lagos está en forma de fosfatos orgánicos y como constituyentes celulares de la materia viva o asociada de diversas formas con partículas orgánicas muertas y materiales inorgánicos. La única forma inorgánica significativamente importante del fósforo es el ortofosfato (Wetzel, 1981).

La descomposición bacteriana de materia orgánica es el mecanismo más importante a través del cual el fósforo orgánico es convertido en fosfato, principal compuesto utilizado por las plantas, generando condiciones de reducción lo cual permite mayor liberación de fosfato en el agua (Ryding & Rast, 1992).

Si bien los embalses en función de su tiempo de retención, pueden retener el fósforo de manera bastante eficiente, durante el verano este elemento puede ser liberado por los sedimentos del fondo del reservorio en un corto período de tiempo. Los factores críticos en este proceso son la ausencia de oxígeno en las zonas profundas de la columna de agua y la capacidad del sedimento para retener el fósforo.

– **Nitrógeno Total:** Luego del fósforo, el nitrógeno es el más importante de los macronutrientes y a diferencia de éste, el ciclo del nitrógeno responde a un ciclo biogeoquímico abierto (Klapper, 1991).

Este elemento, que se presenta en forma de nitrógeno orgánico, amoníaco, nitritos y nitratos, pueden pasar de una forma a otra por el proceso de nitrificación y sus concentraciones relativas proporcionan información sobre el grado de contaminación de un cuerpo de agua (Mendoza Roca *et al.*, 1998).

Para el balance en los ecosistemas acuáticos, las entradas más importantes de nitrógeno son escorrentía superficial y subterránea, fijación microbiana del nitrógeno atmosférico en aguas y sedimento, deposiciones húmedas y secas de la atmósfera a las que se halla sometida la superficie del agua. Además, algunas bacterias (*Rhizobium* sp., *Azotobacter* sp., y *Azospirillum* sp.) y las algas verde-azules (*Anabaena* sp.) son capaces de fijarlo desde la atmósfera, esta fijación es inhibida en presencia de nitrógeno accesible en forma de nitrito o nitratos. Mientras que las pérdidas de nitrógeno se producen por: efluentes del lago, reducción microbiana de nitratos por pérdida de nitrógeno gaseoso

hacia la atmósfera, deposición de partículas que contienen nitrógeno y su fijación en los sedimentos (Klapper, 1991).

En lagos eutróficos con polución orgánica, el nitrato juega un rol positivo como estabilizador del régimen de oxígeno disuelto. En tanto haya nitratos, los procesos de putrefacción no se producen al combatir la formación de S_2H . Mientras que en los estratos superiores de sedimentos, el nitrato previene la removilización del fósforo.

– **Clorofila-a:** Una manera de medir el fitoplancton de un reservorio, el cual es la unidad básica de producción primaria, es a través de la clorofila-a, expresada como la concentración de pigmentos fotosintéticos por unidad de volumen (Cossavella, 2002). Midiendo la concentración de clorofila-a es posible estimar la biomasa de la mayor parte del fitoplancton presente en un cuerpo de agua (cianobacterias).

Este parámetro, es esencial para evaluar las condiciones tróficas de un embalse y depende de manera directa de la temperatura y la concentración de nutrientes. En lagos oligotróficos, los crecimientos masivos de algas no se producen debido al bajo contenido de nutrientes. Con un aumento en la cantidad de nutrientes a un nivel mesotrófico, es posible que ocurran cortos períodos de floraciones. Mientras que el tamaño de este pico de biomasa aumenta a medida que se aproxima a la condición eutrófica, siendo limitado por el auto-sombreado progresivo ejercido por las mismas algas. De esta manera, se alcanza un punto en el cual la propia sombra inhibe cualquier incremento de la productividad, aunque haya un exceso de nutrientes disponibles (Wetzel, 1981).

Por lo general los florecimientos de algas se dan durante el comienzo de la primavera, lo que concuerda con un incremento en la temperatura y una amplia disponibilidad de nutrientes que favorecen a aquellas especies que son capaces de mantener una alta tasa de crecimiento.

II.6.- Estrategias para el manejo y gestión de los recursos acuáticos

Uno de los aspectos vitales en el manejo y gestión de los recursos hídricos, es el monitoreo de la calidad del agua, ya sea para determinar el estado del sistema en relación al uso ecológico o humano, como para informar sobre la necesidad de llevar a cabo acciones correctivas en el caso que la calidad no sea la deseada (Sriwongsitanon *et al.*, 2011). Este monitoreo puede realizarse de manera tradicional, por medio de técnicas limnológicas y el análisis *in situ* o en laboratorio de las muestras recolectadas a campo (Cheng & Lei, 2001); o de manera no convencional por medio de técnicas de

sensoramiento remoto (Vincent *et al.*, 2004; Sass *et al.*, 2007; Gons *et al.*, 2008; Torbick *et al.*, 2008; Trivero *et al.*, 2013), las cuales se definen como un proceso que permite adquirir información de los objetos de la superficie terrestre sin estar en contacto con ellos (Schmugge *et al.*, 2002). Si bien ambas técnicas pueden trabajarse de manera independiente, la integración de las mismas permite la obtención de resultados más complejos, facilitando el análisis, control y gestión en el manejo de los recursos acuáticos.

A diferencia de los métodos tradicionales, las técnicas de percepción remota pueden ser utilizadas como una fuente de información adicional con un gran potencial en el monitoreo, mapeo y valoración de la calidad del agua con tiempos y respuesta relativamente cortos y a bajo costo (Oustlund *et al.*, 2001; Sriwongsitanon *et al.*, 2011; Zhao *et al.*, 2011; Papousa *et al.*, 2012).

En los últimos años, el desarrollo de la tecnología satelital ha facilitado un progreso notable en cuanto a la cantidad y calidad de información disponible para una amplia variedad de campos, entre los que se incluyen el manejo de los recursos naturales terrestres y acuáticos, agricultura, ganadería, meteorología, minería, desastres naturales (inundaciones, incendios, terremotos, vulcanismos, procesos de contaminación/polución) y desarrollos urbanísticos, entre otros.

La perspectiva sinóptica y periódica de esta tecnología, integrada a un sistema de información geográfica (SIG), el cual se define como un sistema informático utilizado para ingresar, almacenar, manipular y analizar datos geográficamente referenciados para la solución de problemas complejos de gestión (Barredo, 1996), permite la evaluación espacio-temporal de diversos parámetros ambientales, pudiendo analizar y complementar distintos reservorios, sus afluentes y las causas de su deterioro. El uso de sensores remotos junto con la aplicación de SIG y técnicas de modelación geoespacial, pueden ser utilizados para identificar patrones de cambios con un alto valor potencial para el manejo de los recursos naturales. Según Degioanni *et al.* (2002), el procesamiento digital de imágenes satelitales por medio de SIG, se aplica satisfactoriamente como una herramienta para completar los monitoreos realizados en un sistema hídrico.

II.7.- Fundamentos de teledetección

La observación remota de la superficie terrestre constituye el marco de estudio de la teledetección espacial. En otras palabras, la teledetección se define como un conjunto de técnicas que permiten adquirir información de un objeto, área o fenómeno ocurrido de la

superficie terrestre en forma de imágenes satelitales a partir de sensores remotos instalados en plataformas espaciales o satélites.

Para que la observación remota sea posible, es necesario que entre los objetos y el sensor exista algún tipo de interacción. De esta manera, todo sistema de teledetección está formado principalmente por tres elementos: el sistema sensor, el objeto observado y el flujo de energía que permite poner a ambos en relación (Figura 5). Esta energía puede ser emitida por la propia superficie terrestre o reflejada, ya sea la proveniente de un sensor o a partir de la luz solar. De cualquier manera, el flujo energético constituye una forma de radiación electromagnética, la cual se transfiere de un lugar a otro por procesos de convección, conducción o radiación. Este último tipo constituye la base de los sistemas de teledetección (Chuvienco, 2008).



Figura 5: Sistema de teledetección.

El sol ilumina la superficie terrestre, que refleja energía en función del tipo de cubierta. Esta energía es recogida por un sensor, el cual la transmite a un sistema de procesamiento que convierte los datos en una imagen satelital, la cual, posteriormente, es adquirida por los usuarios.

Según la teoría ondulatoria, la energía electromagnética se transmite de un lugar a otro siguiendo un modelo armónico y continuo, cuyas características pueden describirse en base a la longitud de onda, la cual hace referencia a la distancia entre dos picos sucesivos de una onda; y a la frecuencia que se designa como el número de ciclos que pasan por un punto fijo en una unidad de tiempo (Figura 6). La organización de estas longitudes de onda o frecuencias se denomina espectro electromagnético, el cual es el rango de longitud de onda que se extiende desde la radiación cósmica hasta las ondas de radio (Figura 7).

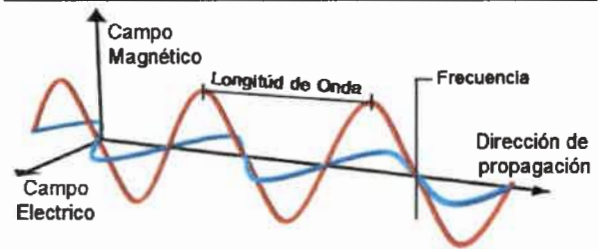


Figura 6: Onda electromagnética.

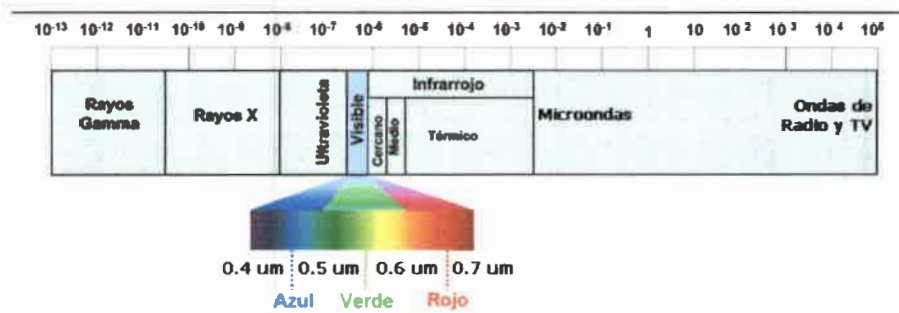


Figura 7: Espectro electromagnético.

En teledetección, las regiones del espectro de mayor interés son aquellas comprendidas en las zonas:

- **Visible** (0.4 a 0.7 μm): Única radiación percibida por el ojo humano. Dentro de esta se distinguen tres bandas elementales: azul (0.4 a 0.5 μm), verde (0.5 a 0.6 μm) y rojo (0.6 a 0.7 μm).
- **Infrarrojo cercano** (0.7 a 1.3 μm): De especial importancia por su capacidad de discriminar masas vegetales y concentraciones de humedad.
- **Infrarrojo medio** (1.3 a 8 μm): En esta región se entremezclan los procesos de reflexión de la luz solar y de emisión de la superficie terrestre.
- **Infrarrojo lejano o térmico** (8 a 14 μm): Incluye la porción emisiva del espectro, en donde se detecta el calor proveniente de las cubiertas terrestres.
- **Microondas** (por encima de 1 mm): De gran interés por ser un tipo de energía bastante transparente a la cubierta nubosa.

Los diferentes tipos de superficies o coberturas terrestres interactúan de diferente manera con la radiación electromagnética, absorbiendo determinadas longitudes de onda y reflejando otras. El comportamiento de cada objeto en relación a la energía se lo denomina firma espectral y permite la identificación de los distintos objetos que componen la superficie terrestre tales como suelo, vegetación, aguas, entre otros.

II.8.- Características de los sensores remotos

La principal forma de clasificar a los sensores remotos es la que considera la manera en que estos reciben la energía procedente de la superficie terrestre (Chuvieco, 2008). De esta manera, pueden diferenciarse sistemas (Figura 8):

- **Activos:** Aquellos capaces de emitir su propio haz de energía que posteriormente recogen tras su reflexión sobre la superficie que observan. El equipo más común es el radar.

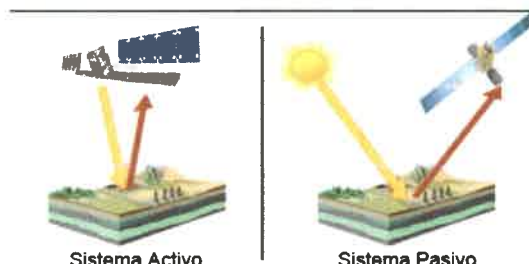


Figura 8: Tipos de sensoramiento remoto.

- **Pasivos:** Instrumentos que reciben la energía proveniente de un foco exterior, como ser el sol. Se limitan a recoger la energía electromagnética emitida o reflejada por las cubiertas terrestres. En esta categoría se diferencian:
 - **Sensores de Barrido (scanners):** Poseen un espejo móvil que permite explorar una franja del terreno a ambos lados de la traza del satélite. La radiación recibida por este componente óptico es transferida a una serie de detectores que la amplifican y la convierten en una señal digital. En este grupo se destacan los satélites Landsat, NOAA-AVHRR y CBERS.
 - **Sensores de Empuje (pushroom):** Estos sistemas eliminan el espejo oscilante ya que poseen una cadena de detectores que cubren todo el campo de visión del sensor. Están incorporados en el caso del satélite francés SPOT y en el indio IRS-1.

Una característica importante de los sensores pasivos es su resolución, la cual se define como la habilidad para discriminar información en detalle (Chuvieco, 2008). Existen diferentes tipos de resoluciones, las cuales utilizan los mismos principios en todos los sensores:

- **Resolución Espacial:** Hace referencia al objeto más pequeño que puede ser distinguido sobre una imagen. La medida más generalizada de este tipo de resolución es el tamaño de pixel, que se define como la mínima unidad de información incluida en la imagen.

La resolución espacial difiere dependiendo de la función para la cual los satélites fueron creados. Así, los sensores diseñados para el estudio de los recursos naturales, que adquieren información de áreas heterogéneas, tales como los satélites Landsat y ASTER, tienen un tamaño de pixel entre los 15 a 120 m. Otro grupo de sensores, orientados a aplicaciones más globales, tales como Modis, Seawifs, SPOT o NOAA-AVHRR presentan un tamaño de pixel entre 200 y 1100 m. Mientras que los satélites meteorológicos (Meteosat, GOES) que ofrecen una visión global de la superficie terrestre tiene una resolución espacial de hasta 5 km. Por otro lado, existen satélites comerciales de muy alta resolución, como por ejemplo Quickbird o Ikonos, cuyos pixeles varían entre los 0.6 y 4 m.

- **Resolución Espectral:** Indica el número y ancho de las bandas espectrales que puede discriminar un sensor. Se entiende por banda espectral a un rango de longitudes de onda con comportamientos electromagnéticos similares.

Dependiendo de su función, un sensor será tanto más idóneo cuanto mayor número de bandas proporcione, ya que facilitará la caracterización espectral de las distintas cubiertas. Existen sensores que poseen 3 bandas, como SPOT-HRV, pasando por las 7 bandas de Landsat 5, las 8 de Landsat 7, las 36 de MODIS, hasta las 220 bandas ofrecidas por el sensor Hyperion del satélite EO-1.

- **Resolución Radiométrica:** Es la sensibilidad del sensor, es decir, su capacidad para detectar variaciones en la cantidad de energía que recibe. Este tipo de resolución suele identificarse con el rango de valores o niveles digitales (ND) que codifica el sensor.

La resolución radiométrica ayuda en la interpretación de las imágenes, especialmente en análisis digital. Mayor resolución radiométrica permitirá discriminar objetos con niveles muy similares de reflectividad, los cuales no serían separables con otros sensores menos sensibles. Los satélites Landsat MSS ofrecían un rango de 128 ND, Landsat 5 y 7 codifica en 256 ND, mientras que NOAA-AVHRR e Ikonos codifican en 1024 y 2048 ND, respectivamente.

- **Resolución Temporal:** Es la periodicidad con la que el sensor adquiere imágenes de la misma porción de la superficie terrestre. En otras palabras, es la frecuencia de cobertura que proporciona el sensor. Al igual que las demás, esta resolución depende de la función de los satélites. Así, los meteorológicos ofrecen información en períodos cortos de tiempo, ya que se dedican a observar fenómenos muy dinámicos, como por ejemplo Meteosat y GOES que

proporcionan imágenes cada 30 minutos. Los satélites creados para el estudio de los recursos naturales ofrecen una carencia mucho menor. De esta manera, la periodicidad de los Landsat es de 16 días y el satélite ERS de 31 días.

Dependiendo de la habilidad de un determinado sensor para detectar, caracterizar y cuantificar la energía reflejada por los objetos de la superficie terrestre, se genera una imagen satelital, la cual se define como una matriz de filas y columnas, compuesta por un número de bandas, que están determinadas por las fracciones del espectro electromagnético que el sensor puede discriminar (Figura 9). Cada celda de esta matriz se denomina píxel y su valor numérico representa la energía promedio que un objeto determinada refleja en una fracción conocida del espectro electromagnético (Chuvienco, 2008).

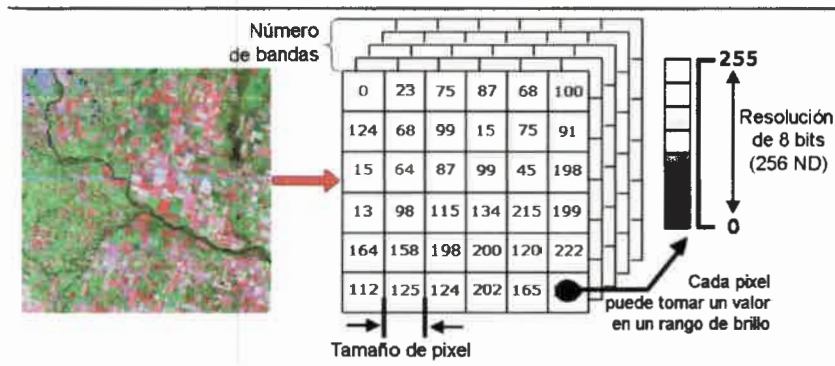


Figura 9: Conformación de una imagen satelital y sus características técnicas.

II.9.- La integración de técnicas de sensoramiento remoto y datos limnológicos

En los últimos años, diferentes sensores se han utilizado para evaluar y monitorear la calidad del agua de los sistemas acuáticos continentales, tales como MODIS, SPOT, SEAWIFS, ASTER, Landsat, CBERS, IRS-1C, MERIS, QuickBird, entre otros (Lathrop & Lillesand, 1989; Chacon-Torres *et al.*, 1992; Baban, 1993; Mayo *et al.*, 1995; Thiemann & Kaufmann, 2000; Hu, *et al.*, 2001; Ostlund *et al.*, 2001; Schmutge *et al.*, 2002; Hu, *et al.*, 2004; Vincent *et al.*, 2004; Dall'Olmo *et al.*, 2005; Crosman & Horel, 2009; Nas *et al.*, 2009; Bergamino *et al.*, 2010; Hadjimitsis *et al.*, 2010; Odermatt *et al.*, 2010; Sheela *et al.*, 2011; Sriwongsitanon *et al.*, 2011; Zhao *et al.*, 2011; Stevaux *et al.*, 2012; Trivero *et al.*, 2013; Varol *et al.*, 2012).

Debido a las características de los embalses de la provincia de Córdoba, entre los satélites mencionados, los sensores de la serie Landsat tienen la ventaja de presentar

adecuadas resoluciones para el estudio de la dinámica espacial y temporal de estos reservorios sin perder la escala regional.

II.10.- Características de los sensores de la serie Landsat

El Programa Landsat, administrado conjuntamente por la NASA (*National Aeronautics and Space Administration*) y el Servicio Geológico de los Estados Unidos (*U.S. Geological Service*), constituye una serie de misiones de observación de la superficie terrestre por medio de sensores remotos. Este programa, que se inició con el lanzamiento del satélite Landsat 1 MSS (*Multi Spectral Scanner*) en el año 1972 (Figura 10), lleva 40 años funcionando ininterrumpidamente hasta la actualidad. De esta manera, ha alcanzado un concepto visionario, ya que ha adquirido y almacenado tres millones de imágenes de toda la superficie terrestre por cuatro décadas, generando un inigualable registro del estado y dinámica de la tierra. Este archivo ha provisto una historia de como el planeta y sus ecosistemas han cambiado a lo largo del tiempo como respuesta a un aumento en la población humana, el cambio climático y una mayor presión sobre los recursos naturales (Cohen & Goward, 2004; Loveland & Dwyer, 2012; Wulder *et al.*, 2012). Por otra parte, el continuo crecimiento de esta base de datos sirve a las investigaciones actuales, generando nuevas necesidades y oportunidades y permitiendo la creación de nuevos campos de aplicación.

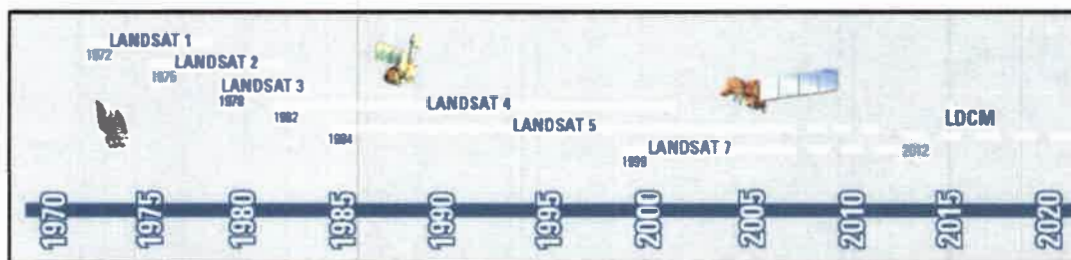


Figura 10: Línea del tiempo de las misiones de los satélites Landsat (NASA, 2012).

En la actualidad, las imágenes satelitales disponibles corresponden a los satélites Landsat 5 TM y 7 ETM+ (Figura 11), los cuales al presentar buenas resoluciones y gran cobertura tanto en el tiempo como en el espacio, han permitido el estudio y mapeo de la superficie terrestre con aplicaciones en una gran variedad de campos que incluyen: monitoreos de procesos y cambios a nivel ambiental tales como calentamiento global, contaminación, desertificación, fragmentación y degradación de hábitats, deforestación y sobrepastoreo, estudios de aguas continentales y marinas, inundaciones, incendios, procesos volcánicos y prácticas urbanas (Vincent *et al.*, 2004; Cohen & Goward, 2004; Huang *et al.*, 2007; Lozano *et al.*, 2007; Vicente-Serrano *et al.*, 2008).

En relación a los sistemas acuáticos, estos sensores pueden servir tanto para la evaluación de la concentración de componentes del agua (fitoplancton o sedimentos en suspensión), como para estudios de batimetría, arrecifes coralinos o el mapeo de humedales en general (Hu *et al.*, 2001).

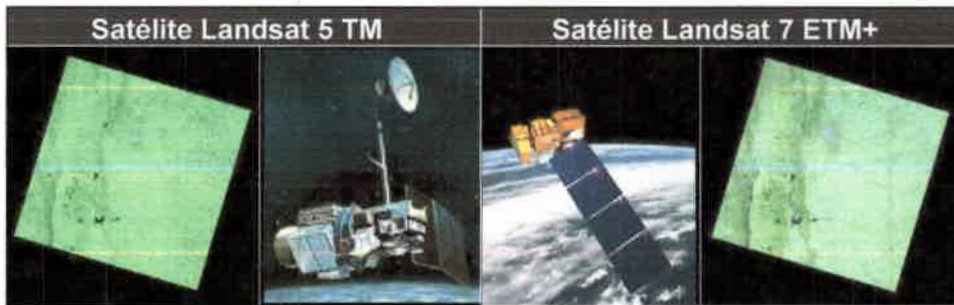


Figura 11: Satelites Landsat 5 TM y 7 ETM+ con sus productos correspondientes a la zona de estudio.

Con respecto al satélite Landsat 5, el cual transporta al sensor TM (*Thematic Mapper*), fue lanzado al espacio en marzo de 1984 con un equipo multi-espectral de exploración que opera en 7 bandas espectrales ubicadas entre la fracción visible, infrarrojo y térmico del espectro electromagnético (Figura 12). Estas bandas pueden combinarse, produciendo una gama de imágenes de color compuesto que incrementan notablemente sus aplicaciones, especialmente en el campo de los recursos naturales.

El sensor TM, además posee una resolución espacial, que hace referencia al tamaño de pixel, de 30 m para las bandas 1 a 5 y 7; y de 120 m para la banda 6 o térmica, una órbita sincrónica con el sol a 705 km de altitud con respecto a la superficie terrestre y un tamaño de escena de 170 x 185 km. Su resolución temporal es de 16 días y la resolución radiométrica de 256 ND (USGS, 2012).

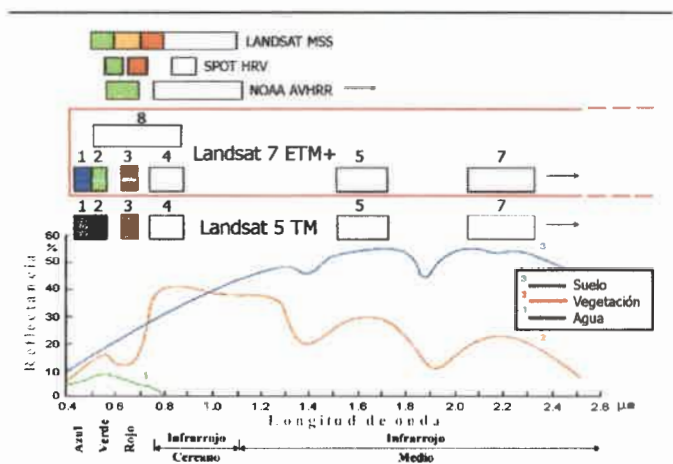


Figura 12: Firmas espectrales de diferentes coberturas y posición de las bandas de los satélites Landsat en comparación con otros sensores.

Por su parte, el satélite Landsat, lanzado al espacio en abril de 1999, transporta al sensor ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper Plus*), presenta las mismas características que el TM, con la diferencia de que su banda térmica ha sido dividida en dos porciones

aumentándose la resolución espacial de dicha banda en 60 m. Además, a este sensor se le adicionó una banda 8 o pancromática (520-900 nm) cuya resolución espacial es de 15 m (Figura 12).

A pesar de los años que poseen estos sensores, continúan operando de manera efectiva (Chander & Markham, 2003; Wulder *et al.*, 2011; Loveland & Dwyer, 2012) y han generado una base de datos de cobertura global de la superficie terrestre de las últimas tres décadas.

II.11.- Utilización de sensores Landsat en el monitoreo de la calidad del agua

En relación a la calidad del agua, las bandas espectrales de los satélites Landsat pueden ser utilizadas de la siguiente manera (Giardino *et al.*, 2001):

- **Banda 1:** Especialmente diseñada para la penetración en cuerpos de agua, sirve para el mapeo de costas y para medir la concentración de clorofila-a y humus acuático.
- **Banda 2:** Tiene su absorción en la región del verde en el espectro electromagnético, se usa para medir concentración de fitoplancton.
- **Banda 3:** Se puede utilizar cuando se observan grandes cargas de sedimentos. Además es útil para medir la concentración de clorofila-a.
- **Banda 4:** Utilizada generalmente para medir la reflectancia de la materia en suspensión y para la delimitación de cuerpos de agua.
- **Banda 5:** Puede ser utilizada para diferenciar y delimitar suelo de agua.
- **Banda 6:** Usada para el mapeo termal tanto del suelo como de un cuerpo de agua.
- **Banda 7:** Con pocas aplicaciones en la determinación y monitoreo de la calidad del agua.
- **Banda 8:** Diseñada para la obtención de imágenes sintéticas, las cuales se caracterizan por ser una fusión de una imagen multiespectral con esta banda pancromática de mayor resolución espacial.

A nivel internacional, varios equipos de investigación han desarrollado algoritmos o relaciones empíricas de distribución espacio-temporal de parámetros de calidad del agua integrando la energía reflejada o emitida por los elementos de la superficie terrestre y datos limnológicos recolectados de manera tradicional en un cuerpo de agua (Becker & Daw, 2005; Reinart & Kutser, 2006; Shukla, *et al.*, 2008; Zhao *et al.*, 2011). Estos

modelos, que por lo general fueron generados en reservorios del hemisferio norte, solo pueden ser aplicados en los reservorios para los que fueron creados, no pudiendo ser extrapolados a nuestros ambientes, debido a las diferencias en las condiciones ambientales y a las propias condiciones de nuestros sistemas acuáticos.

En nuestro país y región, tal como ocurre en todo el hemisferio sur (Bergamino *et al.*, 2010), son escasos los grupos de investigación cuyo objeto de estudio sea la modelación de la dinámica y estado trófico de sistemas lenticos, utilizando de manera rutinaria tecnología satelital junto con metodologías limnológicas tradicionales para determinar la variabilidad de parámetros de calidad del agua, en tiempo real y prospectivo (Rodríguez, 2001; Cossavella, 2002; Bazán *et al.*, 2005; Bazán, 2006; Rodríguez *et al.*, 2006; Pierotto *et al.*, 2007; Rodríguez *et al.*, 2007, Mancini *et al.*, 2010).

Por otra parte, la mayoría de los programas convencionales de vigilancia a nivel mundial están dirigidos a proporcionar una evaluación de la calidad de los sistemas acuáticos, siendo insuficientes para proveer alertas tempranas sobre el desarrollo de floraciones algales u otros impactos negativos de interés (Hunter *et al.*, 2010). Razón por la cual, hay una marcada necesidad de desarrollar nuevas técnicas que puedan complementar y extender los alcances del monitoreo y manejo de los recursos acuáticos en general (WHO, 2004).

De esta manera, sería de gran importancia poder generar nuevas herramientas para el monitoreo de reservorios, tales como modelos geoestadísticos creados a partir de la combinación de datos experimentales con imágenes de los sensores TM y ETM+, los cuales sean útiles para determinar y predecir la distribución espacio-temporal de las variables concentración de clorofila-a, transparencia y temperatura del agua en el embalse Río Tercero (Córdoba), el cual debido a su extensión e importancia social, económica y ecológica, admite la integración de datos experimentales con sensores remotos, técnicas de teledetección, SIG y el desarrollo de modelos geoestadísticos.

La elección de mapear estas variables se debe a que son reconocidas como parte de los principales parámetros limnológicos, siendo utilizadas como indicadores de la calidad del agua y estando directamente relacionadas con el *stress* o estado trófico de los ecosistemas acuáticos según las Directivas de la Unión Europea Marco del Agua (*UE WFD- European Union's Water Framework Directive, 2000/60/EC*) como por otros autores (EPA, 2000; Hu *et al.*, 2001; Zhu *et al.*, 2005; Doron *et al.*, 2011; Kulkarni, 2011). Por otra parte, estas variables sirven para identificar tendencias en las condiciones de un reservorio debido a su simplicidad y bajo costo, estando íntimamente ligadas con el monitoreo de la productividad primaria y eutrofización (Sriwongsitanon *et al.*, 2011).

Así, la concentración de clorofila-a (principal pigmento presente en las algas) es uno de los parámetros que con mayor frecuencia se relaciona con información satelital, ya que es utilizada para medir la productividad primaria (Dall'Olmo *et al.*, 2005; Giardino *et al.*, 2001; Reinart & Kutser, 2006; Liu *et al.*, 2011), la que en algunos casos, puede generar florecimientos o *blooms*, que traen aparejados diversos impactos negativos. Por otra parte, la temperatura controla y regula las fluctuaciones de dicha productividad (Chavula *et al.*, 2009; Chen *et al.*, 2011_a).

Mientras que la variación en la transparencia o turbidez, al relacionarse con la atenuación de la luz con la profundidad en la columna de agua, también ayuda a entender la productividad de algas y la distribución de los sólidos en suspensión. Estos sólidos están influenciados por procesos tales como erosión de costas y cuencas y el movimiento de químicos y polutantes (Chen *et al.*, 2007; Kulkarni, 2011, Zhao *et al.*, 2011; Fernández *et al.*, 2012).

De acuerdo a todo lo expuesto, se podrán obtener nuevas herramientas que puedan complementar y extender los alcances del monitoreo convencional y el manejo de los recursos acuáticos en general, facilitando el análisis, control, gestión y la toma de decisiones en el manejo del recurso, su saneamiento y la determinación de áreas críticas de riesgo para la salud, la generación de HEWS (*Health Early Warning Systems*) y la extrapolación de conocimientos a otros reservorios de nuestro país.

- Hipótesis:

Con la aplicación de técnicas de teledetección, sensores remotos-SIG y modelos geoestadísticos, es posible valorar y predecir la dinámica y variabilidad espacio-temporal de parámetros potenciales de riesgos físicos, químicos y biológicos en el embalse Río Tercero, Córdoba, Argentina. Estas variables están influenciadas por impactos naturales o antrópicos y sirven para determinar el estado trófico y para establecer áreas críticas para la salud sistémica.



Universidad Nacional de Río Cuarto

Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales

Tesis Doctoral: Lic. Matias Bonansea



III.- OBJETIVOS

III.- OBJETIVOS

III.1.- Objetivo General

- Aplicar técnicas de teledetección y desarrollar modelos geoestadísticos para determinar y predecir la concentración de clorofila-a, transparencia y temperatura del agua en el embalse Río Tercero, permitiendo el desarrollo de un sistema de alerta temprano (HEWS, *Health Early Warning Systems*) para monitorear la calidad del agua, el estado trófico y minimizar riesgos en la salud pública y animal.

III.2.- Objetivos Específicos

- Monitorear la calidad del agua del embalse Río Tercero.
- Analizar la variabilidad de parámetros físicos, químicos y biológicos medidos en el embalse.
- Determinar el estado trófico y nutriente limitante del crecimiento del fitoplancton.
- Aplicar técnicas de pre-procesamiento en las imágenes TM y ETM+.
- Corregir las fallas de *Scan Line Correction off* en las escenas ETM+.
- Generar y validar modelos geoestadísticos para el monitoreo y predicción de la concentración de clorofila-a y transparencia del agua en el reservorio.
- Aplicar y validar modelos para determinar y predecir la temperatura superficial del agua.
- Construir mapas de distribución de las variables concentración de clorofila-a, transparencia y temperatura del agua.
- Identificar áreas de contaminación puntuales y difusas, relacionándolas con los usos y actividades que se realizan en el embalse.



Universidad Nacional de Río Cuarto

Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales

Tesis Doctoral: Lic. Matias Bonansea



IV.- MATERIALES y MÉTODOS

IV.- MATERIALES Y METODOS

IV.1.- Área de estudio

Como todo embalse es un sistema abierto que forma parte de su cuenca de aporte, esta última influenciará en él y viceversa. De esta manera, resulta bastante difícil estudiar el embalse como un sistema independiente de su cuenca y entorno, ya que las características físico-químicas y ecológicas de los sistemas acuáticos dependen en gran medida de los sistemas terrestres naturales que los rodean, así también como de las poblaciones y actividades humanas que se realizan en sus cuencas.

De esta manera, antes de comenzar a describir las características ambientales del embalse Río Tercero es preciso conocer las características de su cuenca de aporte.

IV.1.a.- Ubicación geográfica

La cuenca del embalse Río Tercero, ubicada en el ámbito de las sierras Pampeanas de la provincia de Córdoba y formando parte del Valle de Calamuchita, posee una superficie aproximada de 3300 km². Esta cuenca está delimitada al oeste por las Sierras de Comechingones, el cual es el cordón montañoso de mayor altura de la provincia de Córdoba. En esta unidad se encuentra el cerro Champaquí que posee una altura de 2790 msnm y constituye la divisoria de agua o límite superior de la cuenca, la cual se desplaza en sentido sur hasta llegar al cerro de Oro (Figura 13).



Figura 13: Modelo Digital del Terreno (DEM 30 m) aplicado a sub-imagen TM (Composición color verdadero). El embalse Río Tercero se enmascaró en color cian y en rojo se denota el límite de la cuenca.

Por el norte, la cuenca está delimitada por una pendiente que se inicia como prolongación de las Cumbres de Achala entre el cerro Champaquí y Negro, continuando

por las Lomas de Athos Pampa y prolongándose como una línea imaginaria hasta el cerro Calaguala, ubicado en las Sierras Chicas. Este cordón montañoso, localizado a la derecha de las Sierras Grandes y separado por un valle longitudinal, se presentan como un sistema continuo y homogéneo que se extiende de norte a sur, constituyendo el límite este de la cuenca. Para finalizar, cerrando la cuenca en su extremo austral, se encuentran las pendientes de los cerros de Oro, Sombrero Quemado y las lomadas que se extienden por el noreste hasta el valle de La Cruz, delimitando la cuenca y separándola de la cuenca del río Cuarto o Chocancharava.

IV.1.b.- Clima

El clima del área de estudio es típico de la zona templada, con caracteres específicos de una provincia mediterránea. Puntualmente, responde a la caracterización general para las Sierras de Córdoba realizada por Capitanelli (1979), con variaciones puntuales dependientes de los aspectos geomorfológicos y en donde el relieve es el factor que rige las condiciones hídricas y su variación estacional.

Esta cuenca, presenta una temperatura atmosférica media es de 16.5 °C, con los máximos valores registrados en verano (~ 40 °C) y los mínimos en invierno (~ -8 °C) (Figura 14).

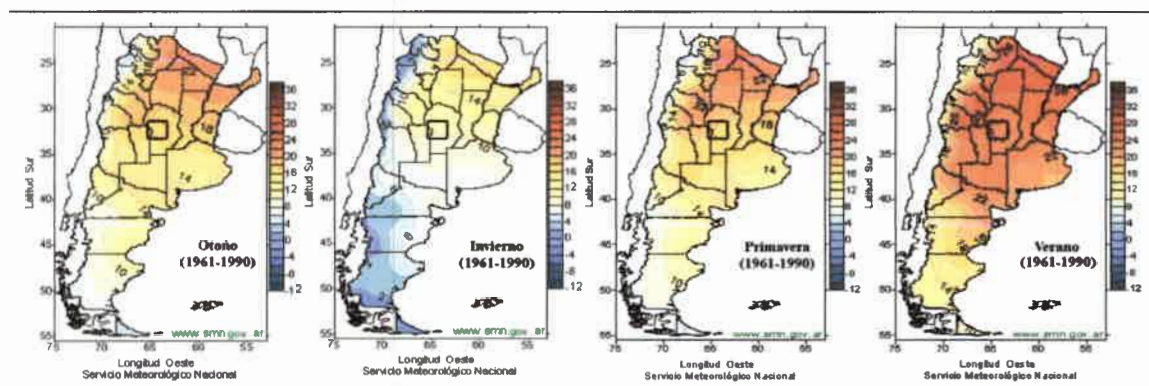


Figura 14: Temperatura media por estación climática en la República Argentina. En cada uno de los mapas se recuadra la zona de estudio. (Fuente: <http://www.smn.gov.ar/?mod=clima&id=64>)

Debido a la disminución de la temperatura con la altitud, esta zona posee inviernos térmicos pero carece de veranos térmicos, presentando una estación intermedia. Por debajo de los 2.000 msnm, la duración del invierno es de 81 días, comenzando a principios de junio y finalizando a fines de agosto. Por encima de los 2.000 msnm, esta estación llega a los 210 días, desde abril a octubre. Durante este período se registran heladas y algunas nevadas. Mientras que la estación intermedia, la cual se

extiende el resto del año, coincide con el período de máximas precipitaciones. Durante esta estación también se registran heladas, aunque en menor frecuencia (Capitanelli, 1979).

Con respecto a las precipitaciones, estas son escasas en invierno y abundantes en primavera y verano, con máximas en diciembre, enero y febrero (más de 200 mm mensuales) (Figura 15). El promedio de precipitación media anual, es de 734 mm (registros de 18 años) según Mengui & Luti (1982) y de 820 mm (registros de 29 años) según el Servicio Meteorológico Nacional (SMN, 2012).

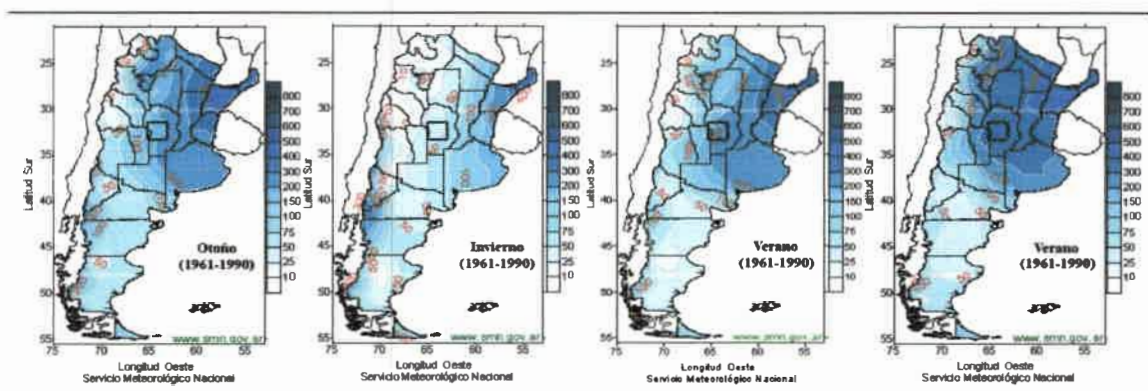


Figura 15: Precipitación media por estación climática en la República Argentina. En cada uno de los mapas se recuadra la zona de estudio. (Fuente: <http://www.smn.gov.ar/?mod=clima&id=64>)

Dentro de la cuenca se puede observar una variación espacial de la precipitación. Así en el sudeste de la misma, desde el valle de la Cruz y hasta los 900 msnm de toda la cuenca, las precipitaciones varían entre 700 y 900 mm anuales. En cambio, en el sector norte, por encima de los 900 msnm, en la localidad de Yacanto y alrededores, se registran datos de hasta 1.200 mm anuales (Mengui & Luti, 1982).

Los vientos prevalentes son del sector nornordeste (NNE) igualándose con los del Suroeste (SO) durante el invierno. La velocidad media de los mismos es de 11 km/h desde agosto hasta enero y de 8 km/h durante el resto del año (Boltovskoy & Foggetta, 1985).

En la zona del embalse, la evaporación es de 1.565 mm anuales, siendo aproximadamente el doble de las precipitaciones que ocurren sobre el mismo. Sin embargo ambos factores poco contribuyen a las variaciones del volumen de agua ya que

estos valores son ampliamente sobrepasados por los aportes de la cuenca tributaria (Boltovskoy & Foggetta, 1985).

IV.1.c.- Hidrografía y Caracterización del sistema de drenaje

El embalse Río Tercero pertenece a un sistema de lagos encadenados que se origina aguas arribas del mismo. Componen este sistema los embalses: Cerro Pelado, Arroyo Corto, Río Tercero, Cassafousth o Segunda Usina, Reolín o Tercera Usina y el Dique Piedras Moras que completa el sistema (Figura 16).



Figura 16: Sistema de diques que conforman la cuenca del río Tercero. Sub-imagen Landsat 5 TM (composición color verdadero). Los embalses se enmascaran en azul.

En cuanto al sistema de drenaje, esta cuenca presenta un diseño íntimamente relacionado a la naturaleza y estructura geológica. Así, en su cuenca alta, la mayor parte del medio receptor se compone de rocas ígneas. Mientras que en la parte media y baja predominan rocas metamórficas, alternando con materiales sedimentarios modernos escasamente distribuidos, particularidad que determina un bajo grado de permeabilidad. Todas estas propiedades determinan la presencia de arroyos de alta pendiente (2 a 8%), con altos caudales y crecientes durante la temporada de lluvias y bajos caudales en otoño-invierno.



Figura 17: Red hidrográfica a la cual pertenece el Embalse Río tercero.

Esta cuenca además pertenece a un sistema de carácter exorreico, ya que integra el sistema de recepción del río Tercero o Ctlamochita, que aguas abajo, confluye con el río Cuarto o Chocancharagua, para formar el río Carcarañá y desembocar en el río Corondá, tributario del río Paraná (Figura 17).

IV.1.d.- Sub-cuencas que conforman el área de estudio

La cuenca del embalse Río Tercero está conformada por cinco sub-cuencas las cuales se detallan a continuación (Figura 18):

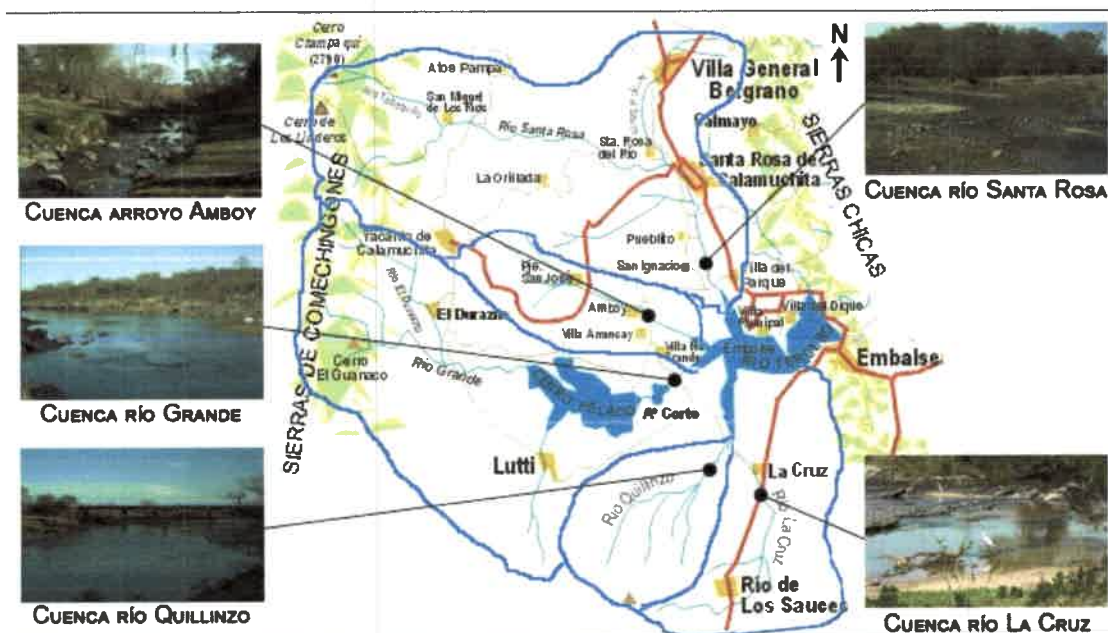


Figura 18: Sub-cuencas que conforman el embalse Río Tercero.

– **Cuenca del río Santa Rosa:** Abarca una superficie de 713.6 km². Tiene sus nacientes en las pendientes orientales del cerro Champaquí, incorporando en sus primeros tramos innumerables torrentes y arroyos que colecta el río Tabaquillo. Este río se dirige al sudeste para unirse con el arroyo Las Mesinas, originado en las Lomas de Athos Pampa. Desde este punto, el colector pasa a llamarse Santa Rosa y corre como un curso meándrico por más de 20 km hasta alcanzar la población de Santa Rosa de

Calamuchita. Durante este trayecto recibe el aporte de numerosos arroyos, especialmente por el sector sur, como el de Los Leones, Yacanto Norte, Los Cocos y Potrerillos que desaguan una extensa área muy rica en cursos temporarios. Por el norte, los aportes son casi exclusivamente de torrentes que descienden de la Loma de Athos Pampa y de la Sierra Chica. Este río continúa con sentido sudsudeste y 15 km más adelante se vierte en el embalse Río Tercero. En este tramo, los tributarios más importantes son el arroyo Seco y el Cañada Grande, ambos provenientes de la margen derecha.

– **Cuenca del arroyo Amboy:** Esta cuenca que abarca una superficie de 100.5 km², es la de menor tamaño y caudal de los afluentes del embalse. Se ubica al sur del cauce anterior y con rumbo general hacia el sudeste. Sus cabeceras se originan entre las pendientes orientales y sub-orientales de Athos Pampa y el cerro Pico Huasi. Durante su recorrido atraviesa la localidad de Amboy y a 9 km de la misma, vierte sus aguas en el embalse.

– **Cuenca del río Grande:** Con una superficie de 862.6 km², es la cuenca de mayor tamaño y caudal de los afluentes del Tercero. Sus nacientes se desarrollan en las pendientes orientales de la cumbre de la Sierra de Comechingones, desde el cerro del Águila hasta unos cuantos km al sur del cerro El Tren. Sus afluentes más caudalosos son los ríos El Durazno, del Manzano y Las Letanías. Los cuales una vez que confluyen dan origen al río Grande, que 5 km aguas abajo se embalsa formando la represa Cerro Pelado que ocupa una superficie de 12.4 km². En este embalse también vierten sus aguas los arroyos Saucecitos y de Lutti. Doce kilómetros aguas abajo de la presa Cerro Pelado, se encuentra el embalse Arroyo Corto, que actúa como contra-embalse. Ambos lagos además de estar ligados por el río Grande, están conectados por un túnel de restitución de 6 km de largo y una central de bombeo que trabaja a contrapendiente, reincorporando el agua del embalse Arroyo Corto en el Cerro Pelado, siendo un sistema única en su tipo en nuestro país. A partir de la represa del Arroyo Corto, el río Grande recorre un par de kilómetros hasta que vierte sus aguas en el embalse Río Tercero.

– **Cuenca del Río Quillinzo:** El río Quillinzo drena una superficie de 583.6 km², formándose por la confluencia de los arroyos de Los Atajadizos, del Potrero, Rodeo de los Caballos y Guacha Corral, entre los cerros El Tren y de Oro. Recorre un tramo de 28.7 km, donde toma las aguas de varios arroyos de pequeña envergadura, hasta unirse con el área evacuada por el arroyo Quebrada de los Álvarez. Desde este punto, avanza unos 6 km y llega al embalse.

– **Cuenca del Río de La Cruz:** Esta área abarca una superficie de 666.7 km². Nace en el cerro Oro, con dirección noreste. Incorpora numerosos afluentes entre los que sobresalen los arroyos Las Mesadas y Grande. Desde la localidad de Río de los Sauces, toma sentido norte y aumenta su caudal al incorporar arroyos como el Santa Ana, Toledo y del Pantanillo. A partir de la confluencia con el arroyo Santa Ana, el río de los Sauces cambia su nombre por el de La Cruz desembocando en el embalse. Este río, es el de mayor longitud (70 km), pero junto con el Amboy, son los que aportan los menores caudales de los grandes tributarios del embalse Río Tercero.

IV.1.e.- Región fitogeográfica

La cuenca de alimentación del embalse Río Tercero, está comprendida dentro de la Provincia Chaqueña, Dominio Chaqueño, de la Región Neotropical (Cabrera, 1976).

El Dominio Chaqueño, es una región boscosa que ocupa más de 1000000 de km² en el centro de América del Sur. En la República Argentina, este dominio se extiende prácticamente desde el Atlántico hasta la cordillera, y desde el límite con Paraguay hasta el norte de Chubut (Figura 19). Su amplio gradiente climático y características geológicas y topográficas únicas generan una gran diversidad de ambientes: extensas llanuras, sabanas secas e inundables, esteros, bañados, salitrales y una gran extensión y diversidad de bosques y arbustales (Aguirre *et al.*, 2011).

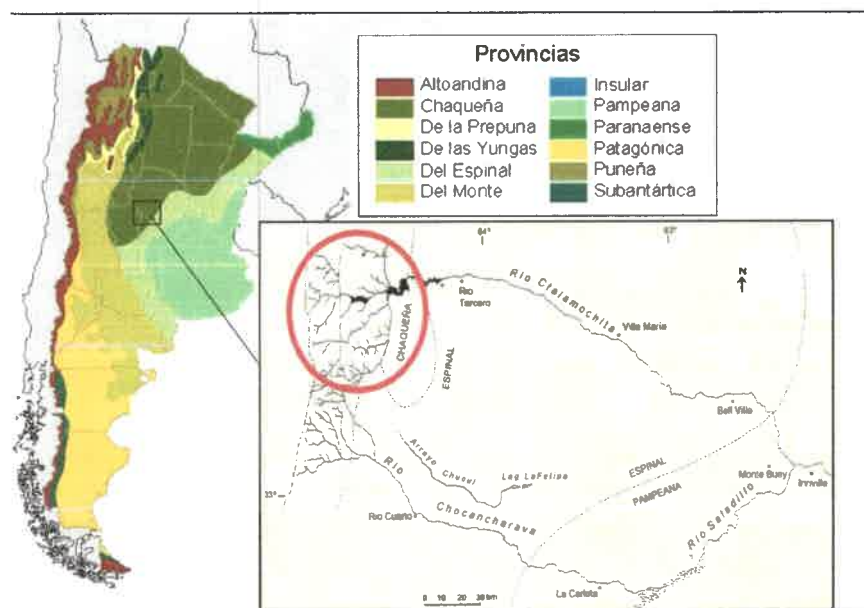


Figura 19: Regiones fitogeográficas de la República Argentina (Cabrera, 1976). En recuadro características de la zona de estudio.

La Provincia Chaqueña es la zona que posee el mayor volumen de vegetación dentro del Dominio Chaqueño. En esta Provincia, pueden reconocerse cuatro Distritos bien caracterizados, de los cuales el Distrito Chaqueño Serrano, es el que mejor representa a la zona de estudio. Este Distrito se extiende de norte a sur, a lo largo de las primeras cadenas de montañas, desde el este de Jujuy, hasta las sierras de La Rioja, San Luis y Córdoba. La vegetación dominante es el bosque xerófilo, interrumpido o alternado con estepas de gramíneas duras. Las comunidades naturales principales son: bosques de horco-quebracho (*Schinopsis haenkeana*), bosques de tabaquillo (*Polylepis australis*) y pastizales de stipa y festuca (Cabrera, 1976).

Dentro de la cuenca del embalse Río Tercero, las variaciones en altitud de las sierras, que oscilan entre los 500 m a casi 2.800 m de altura en las cumbres mayores, influyen de tal manera en las características ecológicas que determinan la presencia de pisos o cinturones de vegetación cuya existencia, amplitud y elevación están condicionadas por la altitud total, la latitud y la exposición u orientación geográfica. De esta manera, Mengui & Luti (1982) identifican diferentes tipos dominantes de fitofisonomías:

– **Piso del Bosque Serrano** Constituye una franja que se extiende desde los 650 msnm hasta los 850 msnm aproximadamente, hacia ambos lados de los valles de San Ignacio y La Cruz. La cobertura original del bosque era cercana al 25% de la superficie total. Debido a los disturbios a que fuera sometido, la composición florística y estructura original variaron en grado diferente a lo largo de toda el área de estudio, determinando distintas unidades fitofisonómicas: Bosque Serrano moderadamente alterado, Bosque Serrano muy alterado y Mosaico de vegetación leñosa nativa y cultivos.

– **Piso de Matorral Serrano:** Abarca desde los 800 u 850 msnm hasta los 950 msnm aproximadamente. No hay una distinción clara entre el límite del piso de bosque y el matorral, de tal modo que conforma una fisonomía de ecotono. Luego de superar dicho ecotono, el matorral pasa a dominar el paisaje. Este se caracteriza por ser un arbustal bajo, que no supera los 2 m, no espinoso y con predominio de romerillo, romerito y carqueja. Entre estos se entremezclan barba de tigre y espinillos de porte bajo y muy espaciados. Los árboles quedan restringidos a sitios que de alguna manera favorecen su desarrollo o los protegen de su destrucción.

– **Piso de Pastizal Serrano:** Constituido por:

I.- *Mosaico de pastizal y matorral serrano*, el cual es considerado como una típica comunidad de ecotono, que queda definido entre los 900 y 1000 msnm, alternando entre pastizales y matorrales bajos difíciles de considerar por separado. También puede ser definido como un pastizal degradado, favorecido por el sobrepastoreo, donde se produce una invasión de las especies no apetecibles sobre los elementos del pastizal.

II.- *Pastizal*: Desde los 900 msnm aproximadamente hasta la divisoria de aguas, dominan físionómicamente los pastizales autóctonos. Por lo general, son zonas muy pastoreadas, donde predominan pajonales con especies de los géneros *Stipa* y *Festuca*. Además, se observan manchones de *Schyzachirium sp* que le dan una tonalidad rojiza al pastizal. Además en la porción norte de este piso altitudinal se encuentran forestaciones, que han diversificado y transformado el paisaje.

III.- *Mosaico de roca aflorante y pastizal*: En las áreas con este tipo de fisonomía podría considerarse que la cubierta vegetal juega un rol secundario en lo que se refiere a controlar el arrastre por escurrimiento, y en tal sentido es importante su consideración.

IV.- *Vegetación de quebradas profundas*: Las quebradas están pobladas de árboles que pueden formar bosquesillos donde predominan tabaquillos, orco-molles, molles; o bien presentarse aislados, asociados a romerillo, romerito, cortaderas, bromeliáceas y gramíneas varias, formando comunidades mixtas.

– **Áreas cultivadas:** Son zonas en las cuales hubo un reemplazo total de la vegetación nativa y del uso tradicional de la tierra. Las unidades que se destacan son:

I.- *Forestaciones*: La mayor cantidad de las mismas están ubicadas en la porción norte de los pisos de pastizal y arbustal serranos. Las especies forestales utilizadas son pinos entre los que se destacan: *Pinus taheda*, *P. radiata*, *P. insignias* y *P. elliotis*.

II.- *Cultivos*: Desde hace más de 20 años, en el valle de La Cruz y el de San Ignacio al norte del lago, existe una actividad agrícola-ganadera similar a la de la llanura pampeana. En la actualidad, estas tareas se están expandiendo en toda la cuenca.

El uso inadecuado de la tierra y la construcción de caminos en sitios incorrectos, ha creado el ambiente propicio para la formación de profundas cárcavas (Mengui & Luti, 1982). Además en toda la Provincia Chaqueña, el avance de la frontera agrícola, la ganadería y la explotación forestal han modificado profundamente la composición de las comunidades vegetales, ya sea destruyendo el estrato herbáceo y facilitando la invasión

de especies arbustivas, eliminando las especies forestales más valiosas, o bien talando y quemando totalmente el bosque para crear campos destinados a la agricultura (Cabrerá, 1976). De esta manera, el uso extractivo y no planificado de los recursos naturales que se viene produciendo desde hace más de un siglo, han originado que la biodiversidad de esta zona esté sometida a una serie de amenazas con consecuencias ecológicas, sociales y económicas de alto impacto.

IV.1.f.- Uso del suelo

Según la Encuesta Nacional Agropecuaria (ENA) 2001, que realiza el Instituto Nacional de Encuesta y Censo (INDEC) y otros datos suministrados por la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos (SAGPyA), de un total de 2723.2 km² encuestados en el departamento de Calamuchita, la superficie implantada es de 640.2 km² (23.5%), mientras que la cantidad de tierras destinadas a otros usos es de 2083.0 km² (76.5%) (Figura 20).

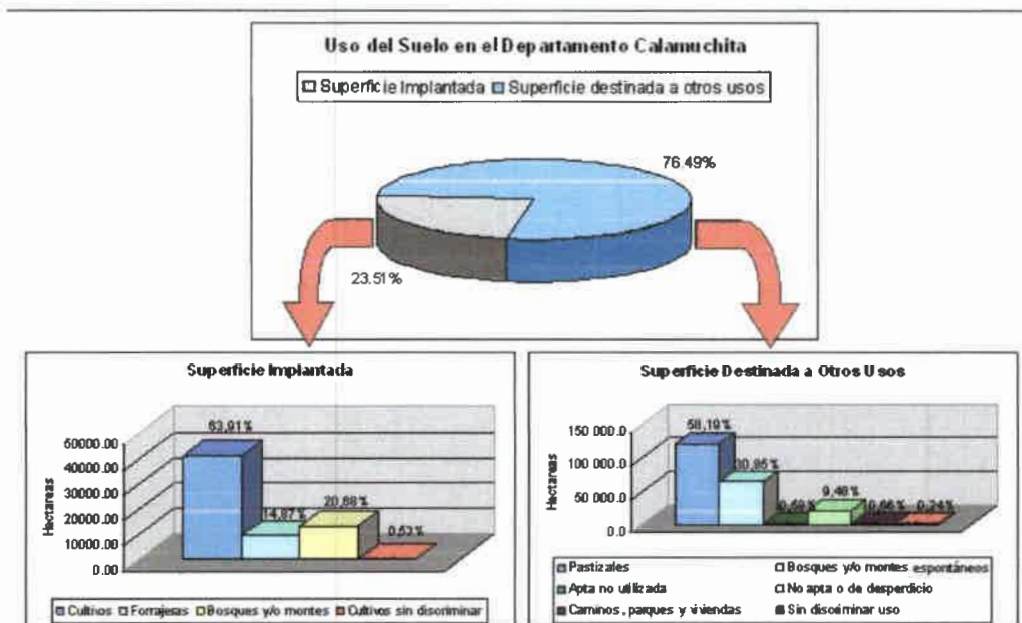


Figura 20: Uso del Suelo en el departamento Calamuchita.

De esta encuesta, además se desprende que del total de superficie implantada, el 63.9% corresponde a cultivos, el 14.9% a especies forrajeras, el 20.7% a bosques y montes conformados principalmente por pinos y otras coníferas; y el 0.5% restante a otras especies sembradas sin discriminar. Entre los cultivos, hay predominio de oleaginosas, principalmente soja, y cereales para grano (maíz, trigo y sorgo). Mientras

que entre las forrajeras, se destaca la presencia de maíz, avena, sorgo y melilotus entre las anuales y entre las perennes alfalfa y pasto llorón.

Con respecto a las tierras destinadas a otros usos, es de destacar la predominancia de pastizales con una superficie de 1212.1 km² (58.2%) seguido por bosques o montes espontáneos (30.9%). Además se observa la presencia de superficies no aptas o de desperdicio (9.5%), caminos, parques y viviendas (0.7%), superficies aptas no utilizadas (0.6%) y áreas cuyo uso no ha sido discriminado (0.2%).

Por otra parte, al realizar una clasificación supervisada de la cuenca del embalse Río Tercero utilizando una imagen Landsat 5 TM (Bonansea, 2007), se determinó que del total de la superficie, hay un predominio de las unidades fisonómicas correspondientes a roca expuesta o pastizales (38.0%) y bosques serranos (36.0%) (Figura 21). En este mapa temático además se observó que las categorías de mayor impacto ambiental tales como uso agropecuario (17.0%) y uso urbano o localidades está en contacto directo con el embalse y sus tributarios. Estas actividades pueden favorecer, en un futuro a procesos de eutrofización y deterioro de la calidad del agua del embalse.

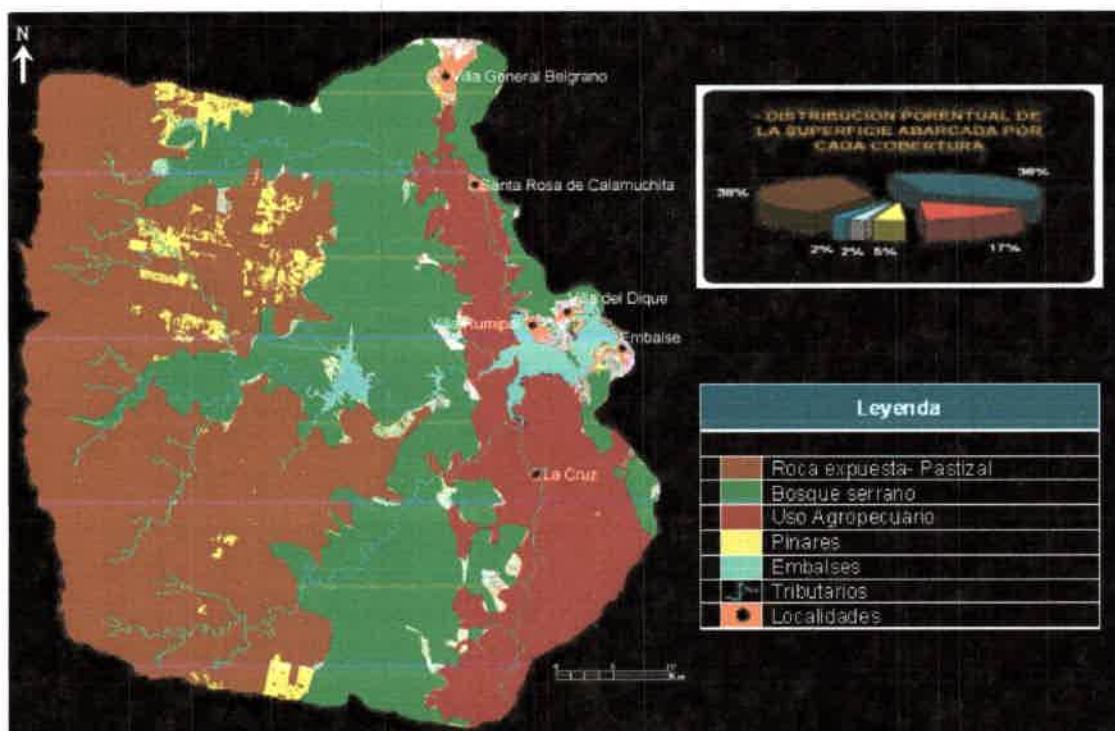


Figura 21: Mapa temático de coberturas y usos del suelo en la cuenca del Embalse Río Tercero (Año 2006) (Bonansea, 2007).

IV.1.g.- Población

Entre las localidades que conforman la cuenca, la ciudad de Santa Rosa de Calamuchita, ubicada a orillas del río homónimo y a 25 km del lago, es la que posee el mayor número de habitantes de todo el Valle de Calamuchita. Las demás poblaciones que superan los 2000 habitantes son Embalse, Villa General Belgrano y Villa del Dique.

En la Tabla 1, se presentan las localidades y el número de habitantes de la cuenca, según los últimos Censos Nacionales de Población, Hogares y Viviendas realizado por el Instituto Nacional de Estadística y Censo de la Argentina. Cabe destacar que la mayoría de estas localidades durante la temporada de verano reciben un alto número de turistas, llegando a duplicar el número de personas.

Tabla 1: Distribución poblacional en la cuenca del embalse Río Tercero.

Localidad	Habitantes	Figura con algunas localidades de la cuenca
Amboy	168	
Arroyo San Antonio	11	
Cañada del Sauce	62	
El Corcovado – El Torreón	309	
Embalse	7.415	
La Cruz	1.420	
Las Caleras	167	
Lutti	10	
Población Rural Dispersa	6.040	
Río de los Sauces	888	
San Ignacio	291	
Santa Rosa de Calamuchita	9.504	
Villa Amancay	362	
Villa del Dique	2.829	
Villa El Tala	2	
Villa General Belgrano	5.888	
Villa La Rivera	22	
Villa Quillinzo	42	
Villa Rumipal	1.922	
Villa Yacanto	370	
Total	37.722	

IV.1.h.- Caracterización Ambiental del embalse Río Tercero

El embalse Río Tercero o “Ministro Juan Pistarini” ($64^{\circ} 23'O$ y $32^{\circ} 10'S$) fue construido durante los años 1927-1934 por los ingenieros Fitz Simon y Posse. Su altura con respecto al nivel del mar es de 529.4 m. Cuenta con una superficie de 4600 ha, una profundidad media de 12 m, una profundidad máxima de 46 m y un tiempo de residencia de 0.84 años (Boltovskoy & Foggetta, 1985; Mariazzi *et al.*, 1992). Por lo que es considerado el cuerpo artificial de agua más grande de la provincia (Tabla 2).

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

Datos Técnicos del embalse Río Tercero		
	Curso de agua	Río Tercero
	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	290 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.	

Como se observa en la Tabla 2, 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, es el canal que regula el nivel de las aguas del embalse cuando éste llega al máximo de cota.

Este embalse tiene como tributarios a los ríos Santa Rosa, Grande, Quillinzo, La Cruz y el arroyo Amboy (Bonansea *et al.*, 2012) (Figura 22).

En sus costas han surgido varios asentamientos humanos. Así, sobre la margen oriental, se extiende la localidad de Embalse. Conectada por la ruta Provincial N° 5, se encuentra la localidad de Villa del Dique y a 3 km al oeste de ésta última, está emplazada Villa Rumipal.

En el perillago, se pueden apreciar varios clubes, principalmente de náutica y pesca; y un complejo de hoteles y *bungalows*, construido en el año 1955, con una capacidad total de 3000 personas. Todos estos lugares son grandes centros de atracción turística durante la temporada de verano.

Este reservorio es utilizado para usos múltiples, destacándose la provisión o fuente de agua para consumo humano y animal, riego, generación de energía nuclear e hidroeléctrica, regulación y control de crecidas, actividades recreacionales, náuticas y pesca deportiva.

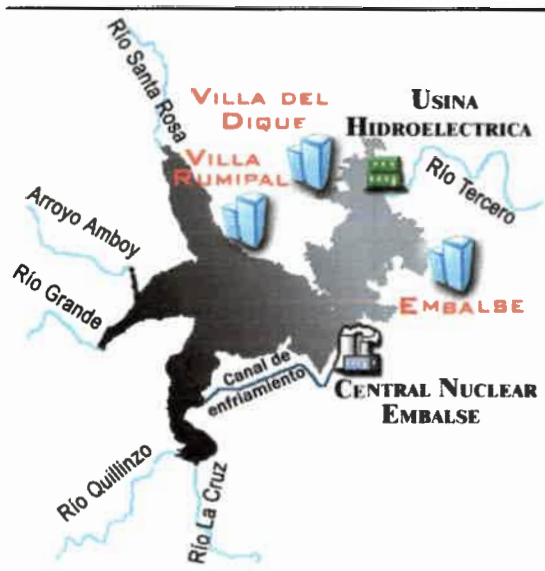


Figura 22: Tributarios del embalse y localidades costeras.

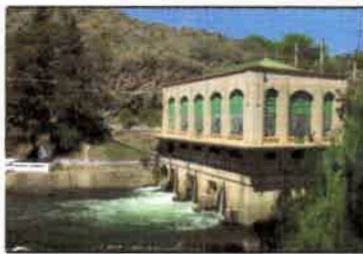


Figura 23: Usina Hidroeléctrica Fitz Simon.

En la base del murallón, a 26 m de profundidad, se ubica la “Usina Hidroeléctrica Fitz Simon” (Figura 23), 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 (DiPAS, 2010).

En el año 1983, comenzó a funcionar en la costa sur del lago una central termonuclear (Figura 24), la cual utiliza las aguas del embalse con fines de enfriamiento a razón de 120.000 m³/h y produce un cambio máximo de temperatura de 7 °C entre la toma y desembocadura, que se produce a través de un canal artificial de 5 km de largo que lleva el agua nuevamente hacia el reservorio (Mariazzi *et al.*, 1989).



Figura 24: Central Nuclear Embalse.

Tanto la central nuclear como la usina hidroeléctrica cumplen un rol importante en la producción energética de la provincia y el país (EPEC, 2012).

Dada la topografía del terreno, el embalse ha quedado constituido por dos cuerpos de agua o lóbulos comunicados entre sí por un estrechamiento o garganta. El lóbulo de mayor dimensión, situado al oeste, presenta tres brazos donde se encuentran

las desembocaduras de los principales tributarios antes mencionados. En el lóbulo derecho, se encuentran las mayores profundidades y en él se ubica la desembocadura del embalse y la usina hidroeléctrica (Bonnetto *et al.*, 1976).

IV.1.i.- Flora y Fauna del embalse

La costa del embalse presenta una fisonomía que varía según el nivel de agua, con altas barrancas en algunos sectores y playas muy suaves en otros, lo que ofrece una gran variedad de ambientes para la biota del lugar.

Con respecto a la vegetación del lago, las macrófitas encuentran difíciles condiciones para su desarrollo, limitándose a unas pocas especies que pueden ajustarse a las características locales. 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 la vegetales acuáticos, constituida esencialmente por algunas pocas especies de fácil adaptación a tales características, como *Polygonum punctatum*, y Cyperaceas de los géneros *Cyperus* y *Eleocharis*, que logran constituir franjas discontinuas de escasa cobertura. Ocasionalmente se localizan formaciones localizadas de *Characeas*. Cuando suele aumentar el nivel de agua en el embalse, se observan gramíneas en los suelos sumergidos de declive suave.

La ictiofauna del embalse presenta una alta riqueza específica (Tabla 3), la especie de mayor importancia económica es el pejerrey (*Odontesthes bonariensis bonariensis*), cuya siembra data del año 1931 y de la cual existen antecedentes sobre su biología y estado sanitario (Freyre *et al.*, 1983; Mancini *et al.*, 2000).

En cuanto al resto de la fauna, la misma está representada por fauna chaqueña, principalmente elementos de la Región Serrana (Di Tada & Bucher, 1996). Estos mismos autores destacan, entre las especies dominantes del perilago, la presencia de comadreja overa (*Didelphys alviventris*), gato montés (*Felis geoffroyi*), zorro colorado (*Dusicyon culpaeus sithersi*); reptiles y anfibios representados por lagartijas (*Pristidactylus achalensis*), falsa yarará (*Waglerophis merremi*) y yarará chica (*Bothorps neuwiedi*).

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

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

Además es posible apreciar la presencia de una abundante riqueza de aves relacionadas con el lago, tales como, macá común (*Podiceps rolland chilensis*) y macá grande (*Podiceps major*), biguá (*Phalacrocorax olivaceus olivaceus*), pato barcino (*Anas flavirostris flavirostris*), garza blanca (*Egretta alba egretta*), gallaretas del género *Fulica* (Di Tada & Buscher, 1996) y la presencia en el perilago de aguilucho común (*Buteo polyosoma*) y colonias de palomas torcaza (*Zenaida auriculata*), las cuales anidan en los bosques montanos y en el mismo perilago.

La influencia humana ha tenido un alto impacto sobre la fauna de la región. Con actividades tales como introducción de ganado, tala e incendios de bosques, utilización de los pastizales para ganadería, caza y alteración de ambientes naturales, se ha generado un fuerte impacto negativo sobre la fauna silvestre, lo que lleva a la desaparición de especies nativas.

IV.2.- Metodología

La calidad del agua del reservorio se determinó de manera rutinaria midiendo *in situ* parámetros físicos, químicos y biológicos y recolectando muestras de agua para el posterior análisis en laboratorio.

IV.2.a.- Diseño del muestreo: Determinación de sitios de muestreo. Recolección de muestras. Análisis físico-químicos y biológicos del embalse

Se llevaron a cabo muestreos estacionales en el embalse Río Tercero desde el año 2003 hasta fines del 2010. Se trató de hacer coincidir las fechas de las campañas de muestreo con el paso de los satélites Landsat TM y ETM+ por la zona de estudio. Se consideraron 29 sitios de muestreo distribuidos por todo el reservorio (Figura 25). 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, por lo que su estado o condición no puede ser descripto con un único o pocos puntos de muestreo (Ryding & Rast, 1992; Rodríguez, 2003). Además, si una masa de agua posee brazos significativos o sub-cuencas, la forma más adecuada de caracterizar la calidad del agua es a través de la determinación de varios sitios de muestreo.



Figura 25: Ubicación de los sitios de muestreo en el embalse Río Tercero.

Las muestras se obtuvieron a 20 cm de profundidad. Los lineamientos para la metodología de toma de muestras, almacenamiento, conservación y traslado se tomaron de APHA (2000). *In situ*, se determinaron las coordenadas de ubicación geográfica con GPS (*Global Positioning System*) y se evaluó:

- **Temperatura del agua (T)**, por medio de un termómetro de mercurio.
- **pH** con equipo digital Lutron 206 con compensación automática de temperatura.
- **Oxígeno disuelto (OD)** con equipo digital Lutron LT 5508.

- **Transparencia del agua (DS)**, según la profundidad del disco de Secchi (Figura 26), el cual es un instrumento que proporciona una estimación de la penetración luminosa en el agua. Para utilizar este dispositivo, se sumergió el disco en el cuerpo de agua

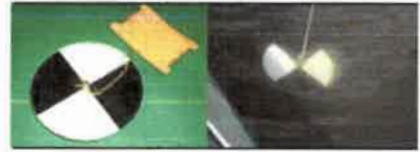


Figura 26: Disco de Secchi.

y se registró la distancia o profundidad a la cual se pierde de vista. A partir de esta medición, se pueden conocer otros parámetros, tales como la profundidad de la zona fótica (aproximadamente 2.5 veces la profundidad de visión del disco de Secchi), la turbidez del agua, la profundidad de compensación o la extinción luminosa (EPA, 2000).

Utilizando envases de plástico para su traslado, en laboratorio se determinó:

- **Concentración de clorofila-a (Cl-a)** por medio de análisis de espectrofotometría (OMS, 1992; APHA, 2000).

Como se observa remarcado en la Figura 25, en cinco de los sitios de muestreo, los cuales fueron seleccionados por su relación con el vertido de efluentes, por su cercanía a alguno de los principales tributarios del embalse o por el uso estratégico o recreacional que brindan, se determinó:

- **Nitrógeno Total (NT)** ⁽¹⁾.
- **Fósforo Total (PT)** ⁽²⁾.
- **Carga de aniones y cationes** ⁽³⁾.

⁽¹⁾ Análisis realizados por el Laboratorio DETI de Efluentes Industriales de la Universidad Nacional de Cuyo.

⁽²⁾ Análisis realizados por Aguas Cordobesas SA

⁽³⁾ Análisis realizados por el Laboratorio de Geología (FCEF-QyN), Universidad Nacional de Río Cuarto.

IV.2.b.- Análisis de valores históricos de la calidad del agua en el embalse Río Tercero

Se realizó una búsqueda bibliográfica referida a los antecedentes físicos, químicos y biológicos del embalse Río Tercero. Los trabajos y estudios históricos analizados fueron los siguientes: Bonnetto *et al.* (1976), Boltovskoy & Foggetta (1985), Corigliano & Fondacaro (1986), Mariazzi *et al.* (1989), Mariazzi *et al.* (1992), Gomez (1995), Rodríguez *et al.* (1997), Mancini & Rodríguez (1999). Con estos se generó una base de datos con la información de dichas variables, la cual se utilizó para compararla con los valores de los parámetros actuales, a fin de conocer la dinámica del embalse a lo largo del tiempo.

IV.2.c.- Análisis estadístico

Los parámetros físicos, químicos y biológicos medidos en el embalse se analizaron estadísticamente con el software InfoStat Professional (Versión 2012). Por medio de una estadística descriptiva se resumieron los valores medios, desvíos estándar y rangos de las variables medidas clasificando a las mismas por estación climática.

Con el fin de visualizar y comparar el comportamiento de cada variable a lo largo del tiempo, se elaboraron perfiles multivariados con los valores medios, mínimos y máximos obtenidos durante el período analizado.

En estos perfiles además se agregaron los valores históricos, los cuales fueron comparados con los datos actuales por medio de test T de diferencia de medias. Este test permitió probar hipótesis sobre la esperanza de la variable aleatoria definida como una diferencia de medias muestrales (Balzarini *et al.*, 2008). En este caso, se asumió que se disponía de 2 muestras independientes, cada una proveniente de una población o distribución. Así, la prueba pudo ser vista como una herramienta para la comparación de medias (esperanzas) en dos poblaciones (distribuciones), es decir:

$$H_0 : E(X1) = E(X2); \text{ versus } H_1 : E(X1) \neq E(X2)$$

Se aplicaron técnicas de Análisis de la Varianza a un factor (ANOVA) para comparar las medias de las variables limnológicas estudiadas utilizando como variables de agrupación los años de muestreo y/o las estaciones climáticas. Con este procedimiento se descompuso la variabilidad total en la muestra (suma de cuadrados total de las observaciones) en componentes (sumas de cuadrados) asociados cada uno a una fuente de variación reconocida (Nelder, 1994).

Por otra parte, con esta técnica se sometieron a prueba hipótesis referidas a los parámetros de posición (esperanza) de dos o más distribuciones. Estas hipótesis se establecieron con respecto a las medias de las poblaciones en estudio o de cada uno de los tratamientos evaluados en un experimento:

$$H_0 : \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_a \quad \text{con } i = 1, \dots, a$$

Así, la letra a hace referencia al número de poblaciones o tratamientos, o sea los años de muestreo y/o estaciones climáticas, según el caso.

El modelo utilizado para realizar el ANOVA respondió a un diseño completamente aleatorizado:

$$Y_{ij} = \mu + \tau_i + \varepsilon_{ij} \quad \text{Ecuación (1)}$$

donde,

Y_{ij} : Observación del tratamiento i en el sitio de muestreo j ,

τ_i : Efecto del tratamiento i (años de muestreo y/o estaciones climáticas),

ε_{ij} : Término de error aleatorio asociado a la observación Y_{ij} .

Cuando los efectos de un factor en el ANOVA se consideraron como no nulos, se implementó una prueba de comparaciones múltiples de medias. En este caso, se utilizó el procedimiento prueba LSD de Fisher, el cual es un método que compara las diferencias observadas entre cada par de promedios muestrales con el valor crítico correspondiente a la prueba T para dos muestras independientes (Balzarini *et al.*, 2008).

Para finalizar, para estudiar la magnitud y dirección de la asociación o co-variación entre pares de variables, se realizaron análisis bivariados de correlación lineal de Pearson. La expresión para calcular el coeficiente de correlación de Pearson (r), que es una medida de la magnitud de la asociación lineal entre dos variables que no depende de las unidades de medida de las variables originales, se definió para las variables j -ésima y k -ésima, de la siguiente manera (Balzarini *et al.*, 2008):

$$r_{jk} = \frac{S_{jk}}{\sqrt{S_j^2 S_k^2}} = \frac{\left(\sum_{i=1}^n (x_{ij} - \bar{x}_j)(x_{ik} - \bar{x}_k) \right) / (n-1)}{\sqrt{\left(\left(\sum_{i=1}^n (x_{ij} - \bar{x}_j)^2 \right) / (n-1) \right) \left(\left(\sum_{i=1}^n (x_{ik} - \bar{x}_k)^2 \right) / (n-1) \right)}} \quad \text{Ecuación (2)}$$

donde,

S_{jk} : Covarianza entre la variable j y la variable k ,

S_j^2 y S_k^2 : Varianzas de las variables j y k respectivamente.

Este coeficiente asumió valores en el intervalo $[-1,1]$. De esta manera, cuando $r = 1$, existió una correlación positiva perfecta, con una dependencia total entre las 2 variables denominada relación directa ya que cuando una de ellas aumentó, la otra también lo hizo en proporción constante. Si $0 < r < 1$, existió una correlación positiva. Cuando $r = 0$, no se encontró relación lineal. Mientras que $-1 < r < 0$, existió una correlación negativa; siendo perfectamente negativa cuando $r = -1$. Este último caso, indicó una dependencia total entre las dos variables llamada relación inversa, ya que cuando una de ellas aumentó, la otra disminuyó en proporción constante.

IV.2.d.- Análisis de Componentes Principales

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 establecerse cual de dichos parámetros explicó la mayor variabilidad en cada uno de los sitios y estaciones de muestreo.

Al realizar un ACP, el software InfoStat proporcionó una tabla de autovalores y autovectores resultantes, los cuales resumieron la información en términos de variabilidad. Estos autovectores constituyeron un conjunto de vectores bases para graficar los datos, mientras que los autovalores representaron la variabilidad de los datos en cada una de las direcciones dadas por los autovectores (Balzarini *et al.*, 2008). Es decir, los autovalores representaron medidas de variabilidad, en tanto que los autovectores expresaron la dirección de la misma.

A partir de este análisis, se construyó un gráfico *Biplot* con las dos primeras componentes principales (CP). Los gráficos *Biplot*, junto con el ACP, fueron técnicas de reducción de dimensiones, que permitieron visualizar observaciones y variables en un mismo espacio (Balzarini *et al.*, 2008). En base al gráfico *Biplot* y analizando los ángulos entre los vectores que representaron las variables, se interpretaron las correlaciones

entre las variables, ya que ángulos de 90° entre 2 variables indicaron ausencia de correlación. Mientras que ángulos cercanos a 0° implicaron que ambas variables están fuertemente correlacionadas en forma positiva y un ángulo mayor a 90° demostró que las variables estuvieron correlacionadas negativamente. Cuando el ángulo fue similar a 180° se obtuvo la máxima correlación negativa.

IV.2.e.- Determinación del estado trófico y nutriente limitante

La eutroficación es considerada como algo indeseado, ya que sus efectos pueden interferir de manera importante con los distintos usos que el hombre hace de los recursos acuáticos (Hein, 2006; Krizanich & Finn, 2009). De este modo, surge la necesidad de clasificar a los sistemas acuáticos en términos de su estado trófico.

Para determinar el estado trófico del embalse Río Tercero, se utilizó el índice trófico establecido por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico para la supervisión de aguas interiores (OECD, 1982), el cual propone un sistema de valores umbrales para predecir el estado trófico de lagos y embalses de zonas templadas (Tabla 4). Este índice proporcionó valores límites específicos de PT, Cl-a y DS, los cuales fueron comparados con los valores medidos en el reservorio. Para poder graficar estos resultados, se generó una categorización de los diferentes estados tróficos otorgándole el mismo valor relativo a cada variable, las cuales luego fueron adicionadas dependiendo de los valores obtenidos en cada estación de muestreo.

Tabla 4: Valores límites para un sistema concreto de clasificación trófica (OECD, 1982), junto a la categorización trófica generada.

Estado Trófico	PT Medio ($\mu\text{g/L}$)	Cl-a Media ($\mu\text{g/L}$)	Cl-a Máxima ($\mu\text{g/L}$)	DS Medio (m)	DS Mínimo (m)	Categoría Trófica
Ultra-oligotrófico	< 4	< 1	< 2.5	> 12	> 6	1
Oligotrófico	< 10	< 2.5	< 8	> 6	> 3	2
Mesotrófico	10 - 35	2.5 - 8	8 - 25	6 - 3	3 - 1.5	3
Eutrófico	35 - 100	8 - 25	25 - 75	3 - 1.5	1.5 - 0.7	4
Hipertrófico	> 100	> 25	> 75	< 1.5	< 0.7	5

PT Medio: Concentración media de fósforo total; **Cl-a Media:** Concentración media de clorofila-a; **Cl-a Máxima:** Concentración máxima de clorofila-a; **DS Medio:** Profundidad media del disco de Secchi; **DS Mínimo:** Profundidad mínima del disco de Secchi.

Al mismo tiempo se estableció el nutriente limitante del crecimiento de la biomasa del reservorio, comparando la concentración media de NT de cada estación del año, con la media de la variable PT, tomando como referencia la relación establecida por Ryding & Rast (1992), en donde si la relación (NT/PT) es mayor a 7 el fósforo es el nutriente

limitante, mientras que si es menor el nitrógeno es el factor limitante en el crecimiento de la biomasa.

IV.2.f.- Información satelital

A continuación se detallan las imágenes correspondientes a los satélites Landsat 5 y 7 utilizadas durante las campañas de muestreo (Tabla 5):

Tabla 5: Imágenes satelitales utilizadas.

Fecha de adquisición de imagen	Sensor	Fecha de muestreo	Estación climática	Diferencia en días
19-08-2003	ETM+	28-08-2003	Invierno	9
15-11-2003	TM	18-11-2003	Primavera	3
23-11-2003	ETM+	18-11-2003	Primavera	5
14-03-2004	ETM+	18-03-2004	Verano	4
18-06-2004	ETM+	24-06-2004	Otoño	6
26-06-2004	TM	24-06-2004	Otoño	2
30-09-2004	TM	07-10-2004	Invierno	7
12-05-2005	TM	16-05-2005	Otoño	4
20-05-2005	ETM+	16-05-2005	Otoño	4
03-10-2005	TM	03-10-2005	Primavera	0
11-10-2005	ETM+	03-10-2005	Primavera	8
12-03-2006	TM	12-03-2006	Verano	0
20-03-2006	ETM+	12-03-2006	Verano	8
08-06-2006	ETM+	17-06-2006	Otoño	9
16-06-2006	TM	17-06-2006	Otoño	1
20-09-2006	TM	23-09-2006	Invierno	3
28-09-2006	ETM+	23-09-2006	Invierno	5
01-12-2006	ETM+	09-12-2006	Primavera	8
09-12-2006	TM	09-12-2006	Primavera	0
23-09-2007	TM	24-09-2007	Primavera	1
15-09-2007	ETM+	24-09-2007	Primavera	9
10-04-2008	ETM+	18-04-2008	Verano	8
16-08-2008	ETM+	12-08-2008	Invierno	4
20-03-2009	TM	20-03-2009	Verano	0
28-03-2009	ETM+	20-03-2009	Verano	8
20-09-2009	ETM+	25-09-2009	Invierno	5
28-09-2009	TM	25-09-2009	Invierno	3
09-12-2009	ETM+	17-12-2009	Primavera	8
17-12-2009	TM	17-12-2009	Primavera	0
15-03-2010	ETM+	08-03-2010	Verano	8
18-05-2010	ETM+	10-05-2010	Otoño	8
07-09-2010	ETM+	07-09-2010	Invierno	0
18-11-2010	TM	10-11-2010	Primavera	8
10-11-2010	ETM+	10-11-2010	Primavera	0

Estas imágenes fueron adquiridas a través de un convenio específico con la Comisión Nacional de Actividades Espaciales o descargadas en forma gratuita de la

página oficial del Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, Brasil) (<http://www.inpe.br>) o mediante el servidor de *US Geological Service* (USGS, Estados Unidos) (<http://glovis.usgs.gov>).

Para el análisis y procesamiento de todas las imágenes se utilizaron los *softwares* ENVI 2005 (Ver 4.7) y ArcGIS 2005 (Ver 9.1).

Las imágenes satelitales correspondientes a varios muestreos no estuvieron disponibles en USGS, INPE o CONAE, por lo tanto no fueron incluidas en la Tabla 5.

Cabe aclarar que solo se utilizaron imágenes con una diferencia en días menor a 10. El término diferencia en días hace referencia a la relación absoluta entre la fecha de adquisición de la imagen satelital y la fecha en que se realizó la campaña de muestreo.

IV.2.g.- Detección de nubes, niebla y sombras sobre el embalse

Para detectar la presencia de nubes, niebla y las sombras generadas por estas, se utilizó la combinación de bandas (1-6-6) (Sriwongsitanon *et al.*, 2011). Por medio de este método se logró la identificación de estas cubiertas, las cuales al presentar un alto grado de reflectividad y una baja temperatura aparente de brillo, limitaron la obtención de información principalmente en la región del visible (Zhu & Woodcock, 2012). Las imágenes que presentaron al embalse cubierto en un alto porcentaje por estas coberturas fueron descartadas, no siendo consideradas en el siguiente análisis.

IV.2.h.- Pre-procesamiento de imágenes satelitales

Antes de realizar cualquier análisis de interpretación de imágenes satelitales, se debe efectuar una etapa previa de pre-procesamiento, ya que si no se tiene en cuenta los efectos producidos por la atmósfera o las distorsiones producidas por la superficie, se puede generar una incorrecta interpretación de los resultados (Tokola *et al.*, 1999; Song *et al.*, 2001).

Al ser un estudio multi-temporal, que utiliza una serie de imágenes satelitales de distintos momentos del tiempo y de diferentes satélites, se llevaron a cabo tareas de pre-procesamiento que consistieron en correcciones radiométricas, atmosféricas, procesos de georreferenciación y la aplicación del mismo sistema de coordenadas. Vicente-Serrano *et al.* (2008), recomienda realizar el proceso de correcciones atmosféricas antes del procesamiento geométrico, ya que este procedimiento disminuye o suaviza la variación en el conjunto de datos.

IV.2.h.1.- Correcciones radiométricas

Como se expuso anteriormente, para generar una imagen satelital, la energía proveniente de la superficie terrestre, al ser recibida por el sensor es convertida a valores numéricos de niveles digitales (ND), por medio de una ecuación lineal. Para recuperar estos valores de energía, es necesario convertir los ND a una variable física (Chuvieco, 2008).

El objetivo de esta corrección fue llevar los ND de todas las imágenes Landsat TM y ETM+ a valores de radiancia (Maldonado *et al.*, 2005). Esta operación se logró por medio de las siguientes Ecuaciones, las cuales se aplicaron a cada una de las bandas espectrales (Chander *et al.*, 2007; USGS, 2012):

$$L_{\lambda} = \left(\frac{LMAX_{\lambda} - LMIN_{\lambda}}{Q_{cal\ max} - Q_{cal\ min}} \right) (Q_{cal} - Q_{cal\ min}) + LMIN_{\lambda} \quad \text{Ecuación (3)}$$

como $Q_{cal\ min}=0$ y $Q_{cal\ max}=255$; entonces,

$$L_{\lambda} = \left(\frac{LMAX_{\lambda} - LMIN_{\lambda}}{255} \right) Q_{cal} + LMIN_{\lambda} \quad \text{Ecuación (4)}$$

o mediante:

$$L_{\lambda} = G_{rescale} * Q_{cal} + B_{rescale} \quad \text{Ecuación (5)}$$

donde,

L_{λ} : Radiancia espectral ($W/(m^2*sr*\mu m)$),

Q_{cal} : valor del pixel calibrado cuantificado (ND),

$Q_{cal\ min}$: mínimo valor del pixel calibrado cuantificado (ND=0) correspondiente a $LMIN_{\lambda}$,

$Q_{cal\ max}$: máximo valor del pixel calibrado cuantificado (ND=255) correspondiente a $LMAX_{\lambda}$,

$LMIN_{\lambda}$: Radiancia espectral escalada a $Q_{cal\ min}$ ($W/(m^2*sr*\mu m)$),

$LMAX_{\lambda}$: Radiancia espectral escalada a $Q_{cal\ max}$ ($W/(m^2*sr*\mu m)$),

$G_{rescale}$: Factor *Gain* o ganancia re-escalada específica de cada banda ($W/(m^2*sr*\mu m)/ND$),

$B_{rescale}$: Factor *Bias* o pérdida re-escalada específica de cada banda ($W/(m^2*sr*\mu m)/ND$).

Si bien los valores de los parámetros presentados anteriormente están presentes en el archivo *Header* o cabezal de cada imagen TM o ETM+, en el caso de las imágenes TM, como estos parámetros han sufrido modificaciones con el tiempo, sus valores se muestran en las Tablas que se presentan a continuación:

Tabla 6: Valores de LMIN y LMAX ($W/(m^2 \cdot sr \cdot \mu m)$) de imágenes TM procesadas entre el 1º Marzo de 1984 al 1º Abril de 2007 (Chander *et al.*, 2007).

Fecha de Procesamiento	Desde el 01-03-1984 al 04-05-2003			Desde 05-05-2003 al 01-04-2007		
Banda espectral	LMIN	LMAX	$G_{rescale}$	LMIN	LMAX	$G_{rescale}$
1	-1.52	152.1	1.66	-1.52	193.0	1.31
2	-2.84	296.81	0.85	-2.84	365.0	0.69
3	-1.17	204.30	1.24	-1.17	264.0	0.96
4	-1.51	206.20	1.23	-1.51	221.0	1.15
5	-0.37	27.19	9.25	-0.37	30.2	8.34
6	1.2378	15.303	18.13	1.2378	15.303	18.13
7	-0.15	14.38	17.55	-0.15	16.5	15.32

Tabla 7: Valores de LMIN y LMAX ($W/(m^2 \cdot sr \cdot \mu m)$) de imágenes TM procesadas desde el 2 Abril de 2007 a la actualidad (Chander *et al.*, 2007).

Fecha de Procesamiento: desde 2 Abril de 2007					
Banda espectral	Fecha de Adquisición	LMIN	LMAX	$G_{rescale}$	
1	01-03-1984 al 31-12-1991	-1.52	169.0	1.50	
	01-01-1992 al Presente	-1.52	193.0	1.31	
2	01-03-1984 al 31-12-1991	-2.84	333.0	0.76	
	01-01-1992 al Presente	-2.84	365.0	0.69	
3	01-03-1984 al Presente	-1.17	264.0	0.96	
4	01-03-1984 al Presente	-1.51	221.0	1.15	
5	01-03-1984 al Presente	-0.37	30.2	8.34	
6	01-03-1984 al Presente	1.2378	15.303	18.13	
7	01-03-1984 al Presente	-0.15	16.5	15.32	

Tabla 8: Valores de $G_{rescale}$ y $B_{rescale}$ ($(W/(m^2 \cdot sr \cdot \mu m))/ND$) (Chander *et al.*, 2007).

Fecha de Procesamiento	01-03-1984 al 04-05-2003		05-05-2003 al 01-04-2007		02-04-2007 al Presente			
Fecha de Adquisición	01-03-1984 al 04-05-2003		01-03-1984 al 01-04-2007		01-03-1984 al 31-12-1991		01-01-1992 al Presente	
Banda espectral	$G_{rescale}$	$B_{rescale}$	$G_{rescale}$	$B_{rescale}$	$G_{rescale}$	$B_{rescale}$	$G_{rescale}$	$B_{rescale}$
1	0.602431	-1.52	0.762824	-1.52	0.668706	-1.52	0.762824	-1.52
2	1.175100	-2.84	1.442510	-2.84	1.317020	-2.84	1.442510	-2.84
3	0.805765	-1.17	1.039880	-1.17	1.039880	-1.17	1.039880	-1.17
4	0.814549	-1.51	0.872588	-1.51	0.872588	-1.51	0.872588	-1.51
5	0.108078	-0.37	0.119882	-0.37	0.119882	-0.37	0.119882	-0.37
6	0.055158	1.2378	0.055158	1.2378	0.055158	1.2378	0.055158	1.2378
7	0.056980	-0.15	0.065294	-0.15	0.065294	-0.15	0.065294	-0.15

IV.2.h.2.- Correcciones atmosféricas

La radiación electromagnética, que es reflejada por la superficie terrestre y recogida por el sensor, sufre modificaciones por procesos de dispersión y absorción por parte de gases y aerosoles presentes en la atmósfera (Figura 27), principalmente vapor de agua, dióxido de carbono, ozono, entre otros (Gao *et al.*, 2009).

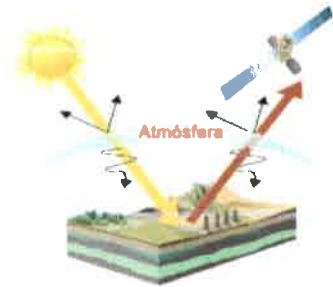


Figura 27: Efecto de la atmósfera sobre la radiación electromagnética.

En las últimas décadas se han desarrollado un gran número de Códigos de Transferencia de Radiación (CTR) para corregir los efectos que la atmósfera produce sobre las imágenes satelitales (Gao *et al.*, 2009). Diferentes estudios han demostrado que estos códigos pueden convertir las mediciones satelitales en valores de reflectancia a nivel de la superficie terrestre (Qu *et al.*, 2003; Sharma *et al.*, 2009; Sriwongsitanon *et al.*, 2011). Sin embargo, para utilizarlos se deben conocer datos precisos de las condiciones atmosféricas en el momento de la adquisición de la imagen. Estas mediciones, por lo general no están disponibles o son muy difíciles de obtener, lo que convierte al proceso de corrección atmosférica por CTR en algo prácticamente imposible de realizar (Song *et al.*, 2001). Así, muchos de los trabajos relacionados con correcciones atmosféricas se basan en algoritmos que utilizan información derivada de la propia imagen. Uno de estos métodos es el aplicado en el presente trabajo, el cual se denomina sustracción de la oscuridad del píxel (DOS- *Dark Object Subtraction*) perfeccionado por Song *et al.* (2001).

El método DOS asume la existencia de objetos negros distribuidos en la escena de una imagen Landsat cuyos valores de ND equivalen a 0. Como las bandas de estos sensores están ubicadas en ventanas atmosféricas, es decir en aquellas longitudes de onda menos afectadas por la absorción de los gases de la atmósfera, el efecto atmosférico dominante es la dispersión Rayleigh, lo que genera un efecto aditivo a la radiación recogida por el sensor. De esta manera, el principio fundamental del método DOS se basa en que el mínimo valor de ND que se encuentra en cada una de las bandas de una imagen satelital es atribuido al efecto de la atmósfera, por lo que es sustraído de todos los píxeles que componen la misma (Song *et al.*, 2001). La Ecuación (6) muestra la fórmula utilizada para aplicar la corrección al tope de la atmósfera:

$$\rho = \frac{\pi * (L_{\lambda} - L_p) * d^2}{T_v * (E_0 * \cos(\theta_z) * T_z) + E_{down}} \quad \text{Ecuación (6)}$$

donde,

ρ : Reflectancia al tope de la atmósfera,

L_{λ} : Radiancia espectral,

L_p : Radiancia resultado de la interacción de la radiación electromagnética con los componentes de la atmósfera,

d : Distancia tierra-sol en unidades astronómicas,

T_v : Transmitancia atmosférica desde la superficie de la tierra al sensor,

E_0 : Irradiación solar espectral al tope de la atmósfera,

θ_z : Angulo cenital solar,

T_z : Transmitancia atmosférica del sol a la superficie ($T_v = 1$),

E_{down} : Irradiancia solar espectral incidente debida a la dispersión de la radiación electromagnética de los componentes de la atmósfera ($E_{down} = 0$).

La Tabla 9 muestra los valores de E_0 .

Tabla 9: Valores de irradiancia solar espectral (E_0) (Huang *et al.*, 2002).

Banda	E_0
1	1969.00
2	1840.00
3	1551.00
4	1044.00
5	225.70
7	82.07

Mientras que Maldonado *et al.* (2005), calcula los valores de θ_z de la siguiente manera:

$$\theta_z = 90 - A_{Elev} \quad \text{Ecuación (7)}$$

donde,

A_{Elev} : Angulo de elevación solar provisto por el *Header* de la imagen.

La distancia tierra-sol (d) se calculó de la siguiente manera:

$$d = 1 - 0.167 * \cos \left(2 * \pi * \left(\frac{J \text{ day} - 3}{365} \right) \right) \quad \text{Ecuación (8)}$$

donde,

$J \text{ day}$: Hace referencia al día juliano.

Para calcular L_p Chávez (1996), consideró a las moléculas y aerosoles de la atmósfera en su conjunto:

$$L_p = L_{\min} - L_{1\%} \quad \text{Ecuación (9)}$$

donde,

L_{min} : Radiancia mínima correspondiente al ND mínimo (0.01% de pixeles de la escena con valor de ND menor, llevado a radiancia),

$L_{1\%}$: Radiancia correspondiente al "objeto negro" cuya reflectancia se asume igual al 0.01% (Maldonado *et al.*, 2005).

Para calcular $L_{1\%}$, Song *et al.* (2001), propone la siguiente metodología:

$$L_{1\%} = \frac{0.01 * \cos(\theta_z) * T_z * E_0}{\pi * d^2} \quad \text{Ecuación (10)}$$

donde,

T_z : Se calcula como:

$$T_z = \exp\left(\frac{T_r}{\cos(\theta_z)}\right) \quad \text{Ecuación (11)}$$

donde,

T_r : Espesor óptico de la dispersión *Rayleigh* (Kaufman, 1989):

$$T_r = 0.008569 * \lambda^{(-4)} * (1 + 0.0113 * \lambda^{(-2)} + 0.00013 * \lambda^{(-4)}) \quad \text{Ecuación (12)}$$

donde,

λ : Longitud de onda central en micrones para cada banda de los sensores TM / ETM+.

Aplicado el algoritmo propuesto por Song *et al.* (2001), las imágenes satelitales TM y ETM+ presentaron las mismas unidades de reflectividad, pudiendo ser comparables entre todas ellas.

IV.2.h.3.- Correcciones geométricas

Por medio del proceso de georreferenciación, se eliminaron o corrigieron las distorsiones geométricas generadas al momento de la adquisición de la imagen por parte del sensor (Sriwongsitanon *et al.*, 2011). Este proceso garantizó que los elementos individuales o pixeles que componen una escena pasen de un sistema impropio de coordenadas a un sistema propio y conocido, relocalizando cada uno de los pixeles en su correcta posición planimétrica (Chuvieco, 2008) (Figura 28).

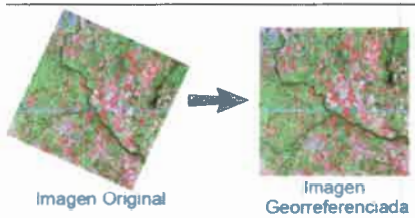


Figura 28: Proceso de georreferenciación.

Para llevar a cabo la corrección geométrica se aplicó el método de imagen a imagen (*image to image*), tomando como imagen base una escena del área de estudio. Tanto la imagen base TM como la ETM+, que se

caracterizaron por estar georreferenciadas y rectificadas con puntos de control tomados en el terreno, fueron descargadas desde *Earth Science Data Interface* (ESDI, 2012).

Cada imagen fue georreferenciada utilizando puntos de control (GCP- *Ground Control Points*) distribuidos uniformemente por toda la escena ($n \geq 80$) y fácilmente identificables en el terreno, tales como elementos antrópicos bien definidos (casas rurales, tanques australianos, intercepciones de rutas o caminos), cambios en la litología, intercepciones de ríos, elementos topográficos (Chuvieco, 2008). El método de georreferenciación seleccionado fue el polinomio de grado 1 y el remuestreo fue asignado según el vecino más cercano (*nearest neighbor*). En todos los casos se consideró como aceptable un error mínimo cuadrado global (RMSE- *Root Mean Square Error*) igual o menor a 0,85 pixel.

IV.2.h.4.- Conversión del sistema de coordenadas

Se procedió a transformar el sistema de referencia de todas las imágenes satelitales utilizadas en este trabajo. El marco de referencia utilizado fue POSGAR 94 (POSiciones Geodésicas ARGentinas 1994) basado en el Sistema de Referencia Geocéntrico WGS-84, el cual está adoptado como proyección oficial y nacional para la cartografía topográfica de base, según el Instituto Geográfico Militar (Disposición 13/97 con fecha 13-05-1997) dentro de sus atribuciones como autoridad geodésica y cartográfica del país (Ley 22963 – Ley de la Carta y Decisión Administrativa 520/96).

Debido a la forma y dimensión que posee nuestro país, con su mayor extensión en sentido norte-sur, la red de puntos POSGAR 94 es el que mejor se adapta a la cartografía argentina, siendo una variante del viejo sistema conforme cilíndrico Gauss Krüger, el cual se caracteriza por dividir a la República Argentina (sector continental e Islas Malvinas) en 7 fajas meridanas numeradas de oeste a este (Figura 29.a). Cada una de estas fajas, posee una longitud de 3° de ancho por 34° de largo (latitud) y tienen como propio origen la intersección del Polo Sur con el meridiano central de cada faja (Figura 29.b).

Al igual que en la proyección Mercator transversa, este sistema posee ejes cartesianos como modo de representación de las coordenadas proyectadas en el plano, generándose un sistema de ejes x; y. En donde el eje x, representa el eje norte de la proyección (al revés de los ejes cartesianos matemáticos), y su origen o valor 0 se encuentra en el Polo Sur (Latitud 90° Sur). De esta manera, la coordenada x de un punto expresado en Gauss Krüger indica siempre la cantidad de metros que ese punto se

encuentra del Polo Sur. El eje y representa el eje este de la proyección y su origen está dado por cada meridiano central de faja, seguido de un valor arbitrario de 500000 m, ya que de esta manera se evitan coordenadas negativas (Iztueta, 2011).

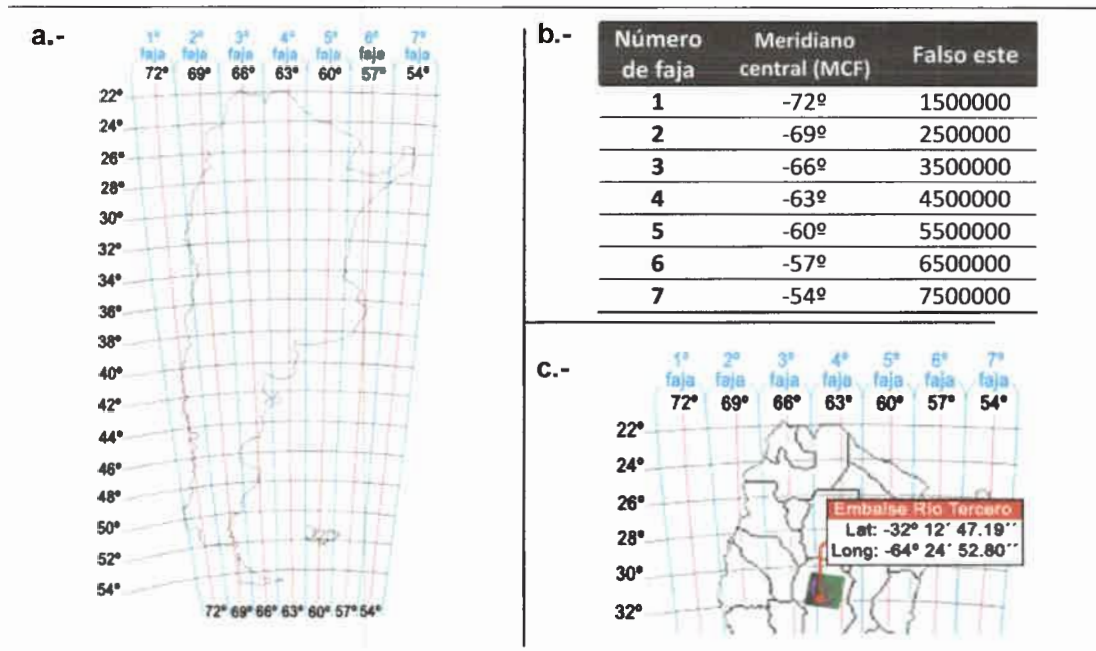


Figura 29: a.- División del país en fajas meridianas (sistema Gauss Krüger).
b.- Meridiano central y valor de eje (falso este) en cada faja del sistema Gauss Krüger.
c.- Ubicación de una imagen Landsat correspondiente al área de estudio en relación al sistema Gauss Krüger.

El sistema de proyección Gauss Krüger permitió ventajosamente transportar una faja meridiana del esferoide terrestre al plano, conservando la invariabilidad de los ángulos. De esta manera, todos los puntos cercanos a cada línea de tangencia (meridiano central de cada faja) quedaron representados en el plano de forma bastante exacta. A medida que los puntos se alejan del meridiano central, las deformaciones aumentaron.

Para la selección del Datum, que se define como un conjunto de puntos o sitios geográficos constantes y conocidos que se utilizan como referencia para representar la localización de puntos sobre la superficie terrestre (Sanches Menendez, 2004), al trabajar con el Sistema POSGAR 94, se utilizó como punto fundamental el sistema de referencia mundial WGS-84 (*World Geodetic System 84*). De esta manera, y de acuerdo a la ubicación de la zona de estudio (Figura 29.c), se transformaron las coordenadas de todas las imágenes al sistema de referencia argentina (POSGAR 94) - Zona 4, con datum WGS-84. Del mismo modo se transformaron las coordenadas de los sitios de muestreo a este sistema de referencia (Tabla 10).

Tabla 10: Coordenadas de los sitios de muestreo en el sistema Argentina (POSGAR 94), Zona 4. Datum WGS-84.

Sitios de muestreo	Coordenadas		Sitios de muestreo	Coordenadas	
	Easting	Northing		Easting	Northing
1.- Viejo Muro	4367227.98	6436788.78	16.- Entrada Ríos	4358078.26	6431072.11
2.- Over Lake	4367128.98	6437145.54	17.- CONFLUENCIA RIOS	4358545.20	6430262.08
3.- Club Almafuerte	4367106.83	6437437.33	18.- Entrada Río Grande	4357505.64	6435664.55
4.- Mirador	4366530.35	6437642.36	19.- Club Santa Rosa	4358732.57	6437478.16
5.- Toma de Agua	4366236.49	6437475.18	20.- Río Santa Rosa	4358351.08	6439466.46
6.- HOTELES	4365623.13	6436903.20	21.- Nuevo Club Schneebeili	4359002.08	6439709.46
7.- Balsas Club Hernando	4365123.77	6435251.18	22.- Pista Aviones	4359194.41	6438559.97
8.- Club Hernando	4364845.18	6435124.22	23.- Rumipal	4359871.28	6437743.55
9.- Bahía Club Río Tercero	4364784.58	6434683.06	24.- CENTRO	4360118.69	6436523.68
10.- Club Río Tercero	4364701.55	6434502.97	25.- Embalsina	4363958.73	6436881.64
11.- Central Nuclear Embalse	4364190.47	6433941.49	26.- Villa del Dique	4364277.61	6439365.69
12.- Península Costa Baja	4362176.39	6434515.13	27.- Isla	4365011.28	6439547.71
13.- Costa Baja	4359426.41	6434492.74	28.- DIQUE	4365884.58	6439398.12
14.- Viejo Club Schneebeili	4358801.51	6432721.51	29.- Toma agua Bomberos	4366997.32	6438093.99
15.- CANAL DE ENFRIAMIENTO	4358988.45	6431898.32			

De esta manera, se completó la fase de pre-procesamiento, logrando que toda la información satelital disponible se presente en una misma escala absoluta y generando una reducción de la variación que no es propia de la superficie terrestre, lo que proporcionó una mejor base para la interpretación y comparación de datos multitemporales y/o de distintos sensores.

IV.2.i.- Correcciones de SCL-off en imágenes Landsat 7 ETM+

Desde el año 2003, las imágenes ETM+, presentan una falla permanente en el mecanismo diseñado para corregir el submuestreo del espejo de exploración primaria conocida como *scan line corrector-off* (SCL-off) (Scaramuzza *et al.*, 2004; Abdel Moniem & Holland, 2011). Al no funcionar este mecanismo, todas las imágenes ETM+, se caracterizan por la ausencia de datos en algunas zonas de la escena (Figura 30.a). Sin embargo, estas fallas no han afectado la calidad radiométricas y geométrica del sensor, comprometiendo solo al 22% de sus píxeles (Ju & Roy, 2008) y con aproximadamente el 78% de los mismos con sus correctas condiciones radiométricas (Chen *et al.*, 2011_b). De esta manera, se observa la ausencia de un solo píxel en la región cercana al nadir hasta aproximadamente doce píxeles en los extremos de las escenas (Abdel Moniem & Holland, 2011) (Figura 30.b y c).

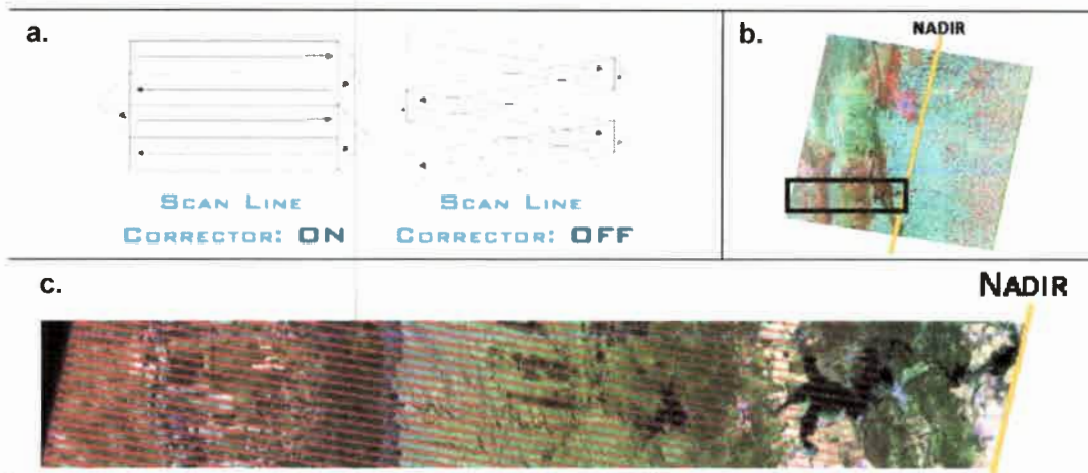


Figura 30: a.- Diagrama del mecanismo de obtención de datos por parte del sensor ETM+, con y sin corrección del espejo de exploración primaria (SLC).

b.- Ubicación del nadir o centro de una imagen ETM+. En recuadro la zona de estudio.

c.- Sub-imagen ETM+ de la zona de estudio. En rojo se representa la ausencia de datos producto de la falla SLC-off.

Poco después de originarse la falla SLC-off, diferentes equipos de expertos de USGS y NASA generaron una serie de métodos para rellenar o simular la falta de datos en las imágenes ETM+, tales como algoritmos de árboles de regresión, histogramas lineales de coincidencia, entre otros (Abdel Moniem & Holland, 2011; Chen *et al.*, 2011_a; USGS, 2012). Para estimar los valores faltantes, estos procedimientos, pueden utilizar la misma imagen o imágenes tomadas en diferentes momentos de tiempo tanto por este como por otro sensor (Roy *et al.*, 2008; Chen *et al.*, 2011_b).

En este estudio, para corregir la falla SCL-off, se utilizó un método de sustitución espacial, implementado la herramienta "Landsat_gapfill.sav" descargada desde <http://www.exelisvis.com> y ejecutable en ENVI 2005 (Ver. 4.7), la cual proporciona una corrección relativamente fácil, rápida y confiable para los datos perdidos en las imágenes ETM+. Esta técnica fue adaptada de *SLC Gap-Filled Products, Phase One Methodology article* (Scaramuzza *et al.*, 2004), pudiendo predecir el valor de los píxeles faltantes en base a un método de triangulación de los píxeles más cercanos de la misma imagen.

IV.2.j.- Delimitación de la superficie embalsada

Para eliminar los ruidos o interferencias producidos por las costas y demás categorías que no pertenecen al reservorio, se utilizó la banda espectral 5 de los sensores TM y ETM+, la cual como se mencionó con anterioridad sirve para diferenciar superficies correspondientes a suelo de agua. De esta manera, en cada una de las

imágenes utilizadas, se generó una máscara que abarcó la superficie del embalse, ya que su perímetro se vio modificado dependiendo de la cota del reservorio. Estas máscaras fueron aplicadas sobre sus propias escenas con el fin de delimitar el área ocupada por el embalse.

IV.2.k.- Modelación de parámetros de calidad del agua en el embalse. Determinación de áreas críticas de riesgo

Para modelar la distribución espacial y temporal de las variables Cl-a, DS y T en el embalse Río Tercero se relacionaron los datos de campo con la información adquirida a partir de la serie de imágenes de los sensores TM y ETM+ pre-procesadas.

IV.2.k.1.- Obtención de la información satelital y su integración con datos experimentales

Al contar con las ubicaciones de los sitios de muestreo georreferenciadas, se obtuvieron sus valores de reflectividad en cada una de las bandas espectrales de sus correspondientes imágenes pre-procesadas. En esta etapa se utilizó el software MapSource para descargar y digitalizar las coordenadas de los sitios muestreados desde el GPS. Con el programa ArcGIS 2005 (Ver. 9.1), se convirtieron estos sitios en datos vectoriales (vectores). Mientras que con el software ENVI 2005 (Ver. 4.7), los mismos fueron transformados en información raster (ROIs - *Regions of Interest*), utilizando como base las imágenes correspondientes a cada campaña de muestreo. De esta manera, todos los sitios fueron relacionados con sus correspondientes píxeles, pudiéndose extraer los valores de reflectividad para cada una de las bandas espectrales. Los sitios de muestreo que se ubicaron cerca de las costas del embalse, fueron eliminados, ya que de esta manera, se descartaron los efectos producidos por el fondo. En base a este procedimiento se creó una base de datos general, donde se agruparon las variables medidas en el embalse junto con sus correspondientes valores de reflectividad. Posteriormente, esta gran base de datos fue particionada en 2 partes. La primera fue utilizada para desarrollar los modelos de distribución de las variables limnológicas. Mientras que la segunda, constituida por imágenes satelitales de las distintas estaciones climáticas (otoño 2005, verano 2009, invierno 2010, primavera 2010) se utilizó para la validación de los modelos seleccionados.

IV.2.k.2.- Selección de bandas espectrales para la construcción de modelos de distribución de las variables concentración de clorofila-a y transparencia del agua

En esta etapa no se utilizaron las banda espectrales 6 y 8, ya que como se mencionó con anterioridad, la banda 6 al estar ubicada en la fracción térmica del espectro, es utilizada para medir la temperatura de superficie (USGS, 2012). Mientras que la banda 8, por sus características sirve para la generación de imágenes sintéticas (Chuvieco, 2008).

Utilizando las observaciones en que no hubo diferencias en días entre la fecha de realización de los muestreos y la adquisición de las imágenes satelitales, ya que existe una relación de mayor significancia entre muestreos e imágenes, se aplicó un análisis de correlación de Pearson, obteniendo una medida de la magnitud y dirección de la asociación entre las variables Cl-a y DS; y los valores de reflectividad de cada banda espectral.

Del mismo modo, se aplicó un análisis de regresión lineal múltiple entre cada una de las variables limnológicas dependientes (Cl-a y DS) y las bandas satelitales (variables independientes) permitiendo estudiar la relación funcional entre ellas. Este modelo se utilizó para conocer cómo los cambios en las variables independientes afectan a la variable dependiente o respuesta, mediante el ajuste de un modelo para la relación funcional entre ambas (Balzarini *et al.*, 2008). En este análisis, se implementó una eliminación hacia atrás (*Backward*), indicando diferentes valores máximos de significancia ($p < 0.10$, < 0.05 y < 0.01) para la retención de las componentes dentro de los modelos.

La Ecuación del modelo de regresión lineal múltiple fue el siguiente:

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 * x_{1i} + \beta_2 * x_{2i} + \dots + \beta_k * x_{ki} + \varepsilon_i \quad \text{Ecuación (13)}$$

donde,

Y_i = i-ésima observación de la variable dependiente Y (Cl-a o DS),

$x_{1i}, x_{2i}, \dots, x_{ki}$ = i-ésimo valor de las variables regresoras X_1, X_2, \dots, X_k o independientes (bandas espectrales),

β_0 = parámetro desconocido que representa la ordenada al origen de la recta (indica el valor esperado de Y cuando $x_1 = 0, x_2 = 0, \dots, x_k = 0$),

β_1, \dots, β_k = parámetros desconocidos que representan las tasas de cambio en Y frente al cambio unitario de X_1, X_2, \dots, X_k , respectivamente,

ε_i = error aleatorio.

De esta manera, por medio de los análisis de correlación y regresión se seleccionaron las bandas espectrales que mejor se relacionaron con las variables CI-a y DS.

IV.2.k.3.- Generación y validación de los modelos geoestadísticos

Cabe aclarar que no se utilizaron modelos geoestadísticos preestablecidos y/o comerciales para mapear la distribución de la CI-a y DS en el embalse Río Tercero. Por el contrario, se construyeron y validaron una serie de modelos combinando los datos de reflectancia de las bandas del satélite y los datos de estas variables.

Determinadas las bandas de los sensores Landsat que mejor se relacionaron con las variables CI-a y DS y utilizando la base de datos construida para la modelación, se generaron diferentes modelos candidatos para estimar las concentraciones de estas variables limnológicas. De esta manera se plantearon diversos modelos de regresiones lineales simples y múltiples. Además se propusieron modelos lineales mixtos (MLM), los cuales fueron utilizados para modelar las correlaciones espaciales, teniendo en cuenta que las variables limnológicas presentaron correlación espacial al analizar los diferentes sitios de muestreo. En este trabajo, las diversas estructuras de correlación espacial utilizadas fueron errores independientes, correlación espacial exponencial y *rational quadratic* (Di Rienzo *et al.*, 2012). En todos los casos se utilizaron como variables respuesta la CI-a y DS según el caso, y como variables regresoras las bandas previamente seleccionadas y las estaciones climáticas, ya que las mismas tuvieron un efecto sobre las variables respuestas.

Al utilizar como regresora la variable cualitativa estación climática, tanto en los modelos de regresión como en los MLM, los 4 niveles de este factor pudieron ser modelados por tres indicadores, definidos en la Tabla 11 (Montgomery & Peck, 1982).

Tabla 11: Indicadores de los factores de la variable estación climática.

Estación climática	x ₃	x ₄	x ₅
Invierno	0	0	0
Otoño	1	0	0
Primavera	0	1	0
Verano	0	0	1

De esta manera, los modelos generales construidos quedaron conformados de la siguiente manera:

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 * x_{1i} + \beta_2 * x_{2i} + \beta_3 * x_{3i} + \beta_4 * x_{4i} + \beta_5 * x_{5i} + \epsilon_i \tag{Ecuación (14)}$$

donde,

Y_i= valor de CI-a y DS dependiendo el caso,

x_{1i},x_{2i}= valor de reflectancia de las bandas espectrales 2 y 3 para el caso de la CI-a; y 1 y 4 para el DS,

x_{3i}, x_{4i}, x_{5i}= estaciones climáticas: verano, primavera y verano respectivamente.

β_0 = ordenada al origen de la recta,

β_1, \dots, β_5 = parámetros del modelo, constantes y desconocidos

ε_i = error aleatorio.

Así, en el caso de la estación invierno el modelo que conformado de la siguiente manera,

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 * x_{1i} + \beta_2 * x_{2i} + \varepsilon_i \quad \text{Ecuación (15)}$$

Mientras que para el otoño, el modelo fue:

$$Y_i = (\beta_0 + \beta_3) + \beta_1 * x_{1i} + \beta_2 * x_{2i} + \varepsilon_i \quad \text{Ecuación (16)}$$

Para el verano:

$$Y_i = (\beta_0 + \beta_4) + \beta_1 * x_{1i} + \beta_2 * x_{2i} + \varepsilon_i \quad \text{Ecuación (17)}$$

Y para la primavera:

$$Y_i = (\beta_0 + \beta_5) + \beta_1 * x_{1i} + \beta_2 * x_{2i} + \varepsilon_i \quad \text{Ecuación (18)}$$

Con estos modelos se asumió que todas las relaciones fueron lineales y que la pendiente no dependió de la variable estación climática. Mientras que los parámetros β_3 , β_4 y β_5 modificaron la intercepción de los modelos de regresión en las diferentes estaciones climáticas (Montgomery & Peck, 1982).

Todos los modelos de regresión lineal y MLM candidatos fueron analizados y estudiados con el software InfoStat. En esta etapa, además de considerarse las bandas seleccionadas se generaron los cocientes entre ellas. Para la selección del modelo más adecuado, se compararon sus ajustes en función de cuatro criterios: el Criterio de Información de Akaike (AIC), el Criterio Bayesiano de Información (BIC), el Coeficiente de determinación (R^2) y el error cuadrático medio predicho (ECMP), los cuales son indicadores comúnmente utilizados para comparar distintos modelos ajustados a un conjunto de datos (Di Rienzo *et al.*, 2012).

El AIC, que es una medida de la desviación del modelo corregida según el número de variables independientes (Burnham & Anderson, 2004), representó una medida de optimización que toma en cuenta tanto el ajuste del modelo a los datos, como la complejidad del mismo. El criterio AIC se definió como:

$$AIC = -2 \log L + 2k \quad \text{Ecuación (19)}$$

donde,

L= verosimilitud del modelo,

k= número de parámetros del mismo.

Mientras que el BIC, el cual es otra medida de contraste, se determinó mediante la siguiente Ecuación:

$$BIC = -2L + d \ln n \quad \text{Ecuación (20)}$$

donde,

d=q+p, dimensión del modelo,

n= tamaño de la muestra.

El R^2 , medida de la capacidad predictiva del modelo, midió la proporción de la variación en Y que es explicada por la relación con X, permitiendo medir la variación explicada por el modelo respecto de la variación total. Para calcularlo se utilizó el cociente entre la suma de cuadrados del modelo y la suma de cuadrados total (Balzarini *et al.*, 2008). Por último, el ECMP representó la función objetivo que fue minimizada en el proceso de calibración (Balzarini *et al.*, 2008). Para calcularlo se utilizó la siguiente formula:

$$ECMP = \sum (Obs - Pred)^2 / n \quad \text{Ecuación (21)}$$

donde,

Obs= valores observados,

Pred= valores predichos por el modelo

n= tamaño de la muestra.

Según los resultados del ajuste, el mejor modelo resultó ser aquel con menores valores de AIC, BIC, ECMP y el mayor valor de R^2 .

Seleccionados los modelos que mejor explicaron la distribución de las variables CI-a y DS en el embalse Río Tercero, se definieron los parámetros que conformaron dichos modelos, los cuales fueron utilizados para generar los algoritmos que luego se aplicaron en todas las imágenes satelitales, permitiendo la obtención de mapas que sirvieron para determinar y predecir la variabilidad de la CI-a y DS en el embalse, proporcionando la identificación de áreas o zonas con características especiales.

Para la validación de estos algoritmos, se utilizó la base de datos creada para dicho fin. Se construyeron diagramas de dispersión y se aplicó un nuevo análisis de

regresión lineal simple entre los valores de las variables CI-a y DS medidos en las campañas de muestreo y los estimados en el proceso de modelación por teledetección.

IV.2.k.4.- Determinación de la temperatura del agua

Para determinar la temperatura superficial del agua del embalse Río Tercero, se utilizaron las bandas térmicas 6 y 6.1 de las imágenes TM y ETM+, respectivamente. A diferencia de las demás variables limnológicas, los satélites Landsat tienen la capacidad de estimar de manera directa la temperatura superficial terrestre, por lo que la metodología implementada fue diferente a la usada con las variables CI-a y DS.

De esta manera, se convirtieron los ND de las bandas térmicas a valores de radiancia utilizando la Ecuación (22), la cual además puede expresarse de la siguiente manera:

$$L_{\lambda} = Gain_{\lambda} * ND_{\lambda} + Bias_{\lambda} \quad \text{Ecuación (22)}$$

Cabe aclarar que si bien los valores de *Gain* y *Bias* están disponibles en el archivo *Header* de todas las imágenes Landsat, los valores correspondientes a las imágenes TM se mostraron en la Tabla 8, dependiendo de la fecha de adquisición y procesamiento de las mismas.

Obtenidos los valores de radiancia se utilizó la Ecuación (23), la cual es una inversión de la ley de Planck en el rango de sensibilidad espectral de las bandas térmicas, obteniendo los valores de temperatura satelital (Huang *et al.*, 2002).

$$T = \frac{K2}{\ln\left(\frac{K1}{L_{\lambda} + 1}\right)} \quad \text{Ecuación (23)}$$

donde,

T: Temperatura de la superficie terrestre (°K),

K1: Constante de calibración 1,

K2: Constante de calibración 2.

Tabla 12: Constantes de calibración K1 y K2 (Huang *et al.*, 2002)

Sensor	K1	K2
TM	607.76	1260.56
ETM+	666.09	1260.56

Los valores de K1 y K2 se muestran en la Tabla 12.

Para obtener los valores de T en grados Centígrados, se aplicó la Ecuación (24).

$$T = T(^{\circ}K) - 273.15 \quad \text{Ecuación (24)}$$

Los valores de T estimados por teledetección fueron validados por medio de diagramas de dispersión y análisis de regresión lineal simple con los medidos en el embalse en las distintas campañas de muestreo.



Universidad Nacional de Río Cuarto

Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales

Tesis Doctoral: Lic. Matias Bonansea



V.- RESULTADOS y DISCUSIÓN

V.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

V.1.- Calidad del agua en el embalse Río Tercero

La determinación de la calidad del agua y estado trófico de un embalse constituye la parte central de cualquier estudio de valoración o clasificación de un cuerpo de agua. Según Schmugge *et al.* (2002), la calidad del agua describe las propiedades del agua en términos de sus características físicas, químicas, térmicas y biológicas.

V.1.a.- Antecedentes

Si bien existen estudios limnológicos en el embalse Río Tercero que datan de la época de su construcción (Marini, 1939). Los monitoreos realizados en décadas anteriores son muy escasos, dispersos en el tiempo y con falta de continuidad, presentando resultados fragmentarios o contradictorios.

Durante la década de los '70 y comienzos de los '80 se llevaron a cabo estudios de calidad del agua en algunos reservorios de la provincia de Córdoba, en los cuales el embalse Río Tercero estuvo incluido. Estas investigaciones fueron parte de programas de valoración de impacto ambiental durante la construcción de la CNE para preservar la calidad del agua tanto para consumo como para actividades de recreación (Natale, 1997).

Bonnetto *et al.* (1976), presentó un estudio sobre caracteres limnológicas de embalses de la región central del país, siendo el Río Tercero uno de los reservorios estudiado. En esta investigación se observaron diversos problemas de eutroficación relacionados con el embalse, los cuales estuvieron relacionados con las características físicas, químicas y biológicas propias del reservorio.

Boltovskoy y Foggetta (1985), en su estudio titulado "*Limnología física del embalse Río Tercero*", encontraron una interesante relación entre los parámetros físicos y el fitoplancton, ya que cuando el nivel de agua alcanzó sus niveles más bajos, ocurrieron las mayores floraciones de algas. Al comenzar las lluvias más intensas, las cuales coinciden con el período de aumento de volumen de agua embalsada, estas floraciones disminuyeron. Estos autores además concluyeron que este reservorio posee las características de un lago cálido monomítico, con un período de mezcla entre otoño a primavera y un período de estratificación térmica en verano, concordando con los resultados presentados por Marini (1939), Boschi & Fuster del Plaza (1959) y Zunino & Migliori (1983); y en contraposición a lo establecido por Cordini (1950) y Bonnetto *et al.* (1976), los cuales no encontraron una estratificación térmica definida.

Un estudio realizado por Mariazzi *et al.* (1989), cuyo objetivo consistió en obtener información básica de parámetros de calidad del agua en el embalse, llega a la conclusión de que este ecosistema presenta un alto grado de eutrofización. En el año 1992, este mismo autor concluye que el alto grado de eutrofia está relacionado con altas cargas de fósforo y nitrógeno, lo que conduce a un aumento de la productividad primaria y de la concentración de Cl-a (Mariazzi *et al.*, 1992).

Más recientemente, en un informe presentado por Mancini & Rodríguez (1999), luego de la presencia de una mortandad de peces en el reservorio, demostraron que este embalse posee un alto grado de eutrofia y una gran cantidad de algas cianofíceas, fenómeno que es atribuido a una alta concentración de nutrientes en el agua y a una elevada temperatura y pH.

Como puede apreciarse, la problemática de la eutrofización ha estado presente durante décadas en el embalse Río Tercero. Esta problemática ha sido estudiada desde la construcción del reservorio, haciendo un fuerte hincapié en el monitoreo de la calidad del agua, el estado trófico y las causas y consecuencias de los procesos eutróficos sufridos por el embalse a lo largo del tiempo.

En base a la búsqueda bibliográfica referida a los antecedentes del embalse Río Tercero (Bonnetto *et al.* 1976; Boltovskoy & Foggetta, 1985; Corigliano & Fondacaro, 1986; Mariazzi *et al.* 1989; Mariazzi *et al.* 1992; Gómez, 1995; Rodríguez *et al.* 1997; Mancini & Rodríguez, 1999), se realizó una tabla donde se resumieron las variables físicas, químicas y biológicas que mejor describieron la dinámica del embalse en las diferentes estaciones climáticas entre los años 1971 a 1999 (Tabla 13). Esta información luego fue comparada con los datos registrados en la actualidad.

Tabla 13: Estadística descriptiva de los principales parámetros físicos, químicos y biológicos medidos en el embalse Río Tercero (Periodo 1971-1999).

Estación climática	Valores	T (°C)	Ph	OD (mg/L)	DS (m)	PT (µg/L)	NT (µg/L)	Cl-a (µg/L)
	Media	18.8	7.7	6.9	2.0	46.1	193.5	18.6
Situación General	Desvío estándar	5.5	0.5	2.3	0.8	28.9	126.4	16.0
	Mínima	10.1	7.2	3.0	0.3	6.0	8.0	3.1
	Máxima	28.0	8.5	10.0	4.1	144.0	525.0	104.0
Verano	Media	25.5	8.1	7.5	2.1	52.1	123.4	22.3
	Desvío estándar	1.5	0.5	1.6	0.7	30.7	98.7	8.6
	Mínima	23.0	7.3	5.1	1.0	16.0	8.0	7.7
	Máxima	28.0	8.5	10.0	3.0	116.0	290.0	35.0
Otoño	Media	17.1	7.3	5.8	2.3	39.2	216.3	16.4
	Desvío estándar	2.6	0.2	3.9	0.8	15.3	81.4	7.3
	Mínima	13.2	7.2	3.0	1.1	20.0	110.0	5.8
	Máxima	21.0	7.4	8.5	4.1	58.0	350.0	30.0
Invierno	Media Invierno	12.1	7.3	6.6	2.1	40.4	169.4	19.7
	Desvío estándar	1.6	0.1	4.8	0.9	25.5	141.3	29.8
	Mínima	10.1	7.2	3.2	0.3	20.0	65.0	7.0
	Máxima	16.2	7.4	10.0	3.6	104.0	525.0	104.0
Primavera	Media	20.1	7.6	6.8	1.5	54.1	278.6	14.1
	Desvío estándar	3.0	0.6	1.7	0.8	41.9	142.4	6.1
	Mínima	13.6	7.2	5.6	0.5	6.0	100.0	3.1
	Máxima	25.0	8.0	8.0	2.8	144.0	525.0	23.0

V.1.b.- Calidad del agua durante el período muestreado

La Tabla 14 muestra los valores medios, mínimos y máximos de las variables físicas, químicas y biológicas relacionadas con la calidad del agua y medidas en el embalse Río Tercero durante las campañas de muestreo realizadas entre los años 2003 a 2010:

Tabla 14: Estadística descriptiva de los principales parámetros físico-químicos y biológicos medidos en el embalse Río Tercero (Periodo 2003-2010).

Estación climática	Valores	T (°C)	Ph	OD (mg/L)	DS (m)	PT (µg/L)	NT (µg/L)	Cl-a (µg/L)
Situación General	Media	19.3	7.8	8.6	2.9	24.1	1239.7	12.7
	Desvío estándar	4.9	0.6	1.6	1.1	10.5	649.0	15.8
	Mínima	10.8	6.4	4.7	0.3	13.0	400.0	<0.1
	Máxima	31.0	9.9	13.5	6.1	54.0	3400.0	133.5
Verano	Media	24.7	7.6	9.0	2.6	26.7	1415.0	10.5
	Desvío estándar	2.3	0.4	1.7	0.6	14.0	539.3	12.7
	Mínima	20.3	6.8	5.0	0.6	13.0	600.0	0.1
	Máxima	31.0	8.7	13.5	4.0	54.0	2900.0	72.0
Otoño	Media	15.9	7.4	8.7	3.2	24.3	1186.7	8.9
	Desvío estándar	2.0	0.4	2.2	1.1	12.1	388.9	6.8
	Mínima	12.8	6.4	4.7	1.0	16.0	500.0	0.9
	Máxima	20.5	8.6	12.6	6.1	51.0	1800.0	57.7
Invierno	Media Invierno	15.0	8.1	8.7	2.8	22.4	1018.8	12.6
	Desvío estándar	2.3	0.7	1.1	1.3	5.5	668.5	10.6
	Mínima	10.8	6.5	6	0.3	16.3	400.0	<0.1
	Máxima	23.0	9.9	12.3	6.0	34.0	2900.0	55.1
Primavera	Media	20.5	7.8	8.1	2.8	23.2	1308.3	17.1
	Desvío estándar	4.5	0.4	0.9	1.3	9.8	966.2	22.7
	Mínima	12	6.6	5.5	0.6	15.0	500.0	<0.1
	Máxima	29	8.8	12.1	6.0	49.0	3400.0	133.5

De acuerdo al análisis físico-químico, durante el período en estudio las aguas del embalse correspondieron a agua dulce, algo dura a blanda y bicarbonatada cálcica, excelente para riego por su baja a moderada peligrosidad sódica-salina y bajo contenido de carbonato de sodio residual.

Al no alcanzar los límites establecidos por (Bavera, 2001), se clasificó como no apta para consumo animal por su bajo contenido en sales. Mientras que, con respecto al consumo humano, los elementos y propiedades analizados cumplen con los límites recomendados por el Código Alimentario Argentino (2004), aunque debe ser complementada con análisis microbiológico. De esta manera, este recurso puede ser utilizado como fuente de abastecimiento para una planta potabilizadora.

A continuación se resumen las cargas de aniones y cationes más importantes medidas en el embalse Río Tercero durante el período en estudio (Tabla 15).

Tabla 15: Medidas resúmenes de la carga de aniones y cationes del embalse Río tercero durante el período en muestreo.

Variable	Unidad	Media	Desvió estándar	Mínimo	Máximo
Sólidos disueltos totales	mg/L	147.6	61.3	92.0	560.0
N-Nitrito	mg/L	0.01	0.03	0.0	0.10
N-Nitrato	mg/L	2.9	2.9	0.0	11.5
Carbonatos	mg/L	0.03	0.3	0.01	2.40
Bicarbonatos	mg/L	90.0	30.9	47.5	282.5
Sulfatos	mg/L	21.4	21.8	6.3	190.1
Cloruro	mg/L	7.8	3.6	2.9	18.6
Sodio	mg/L	14.7	9.1	5.9	74.8
Potasio	mg/L	2.9	1.0	1.8	10.0
Calcio	mg/L	17.2	5.5	10.4	55.6
Magnesio	mg/L	4.7	2.1	2.4	19.8
Fluoruro	mg/L	0.3	0.2	0.1	1.0
Arsénico	mg/L	0.8	1.2	0.0	5.0
Dureza Total	mg/L como CaCO ³	1.3	0.5	0.8	4.4
Alcalinidad TA	meq/L	0.001	0.1	0.0	0.1
Alcalinidad TAC	meq/L	1.4	0.5	0.8	4.5
RAS		0.6	0.2	0.3	1.7
CSR	meq/L	0.2	0.3	-1.1	0.6
Color	Incolora, solo en algunos casos levemente verdosa a parda.				
Olor	Inodora				

TA: Título alcalimétrico; **TAC:** Título alcalimétrico completo; **RAS:** Relación de absorción de sodio; **CSR:** Carbonato de sodio residual.

V.1.c.- Dinámica de las variables medidas

Por medio de gráficos de perfiles multivariados, se analizó el comportamiento de las variables T, pH, OD, DS, PT, NT y Cl-a medidas en el embalse a lo largo del tiempo. En cada uno de estos gráficos, además se adicionaron los valores medios, mínimos y máximos registrados por los antecedentes.

- **Temperatura:** Durante el período en estudio se observó una T media general del agua de 19.3 °C, con un valor rango comprendido entre 10.8 y 31.0 °C.

La Figura 31.a, muestra el comportamiento de la T del agua durante el período muestreado. Por su parte, la Figura 31.b hace referencia a la T ambiente ⁽¹⁾. Al comparar los resultados propios con los antecedentes del embalse, no se encontraron evidencias estadísticamente significativas para afirmar que hay diferencias estadísticas entre estos dos conjuntos de datos ($p=0.48$) siendo bastante similar la media y el rango de estos grupos.

Si bien la CNE desde hace más de 20 años genera un ingreso constante calor al reservorio, éste no provocaría un incremento de la T media del embalse a lo largo del tiempo. Esto podría deberse al gran tamaño que posee el reservorio que actúa como un sistema buffer, dispersando el calor y manteniendo la temperatura constante. Se descarta la pérdida de calor por el río Tercero, ya que el embalse descarga sus aguas a través de una toma profunda, lo que favorecería la retención del mismo (Bonansea, 2007).

Al clasificar a la variable T según los años muestreados, se observó que el 2009 fue el que presentó la mayor T media comparado con el resto de los años ($p<0.05$) (Figura 31.c). Esto coincidió con la T ambiente, encontrándose una muy buena correlación positiva al comparar los valores medios anuales de la T ambiente y la T el agua ($r=0.70$; $p<0.05$) (Figura 31.d).

Por último, se encontraron diferencias estadísticas significativas, al clasificar esta variable según las estaciones climáticas ($p<0.05$). Se observó que los registros más bajos coincidieron con el otoño e invierno, los medios con la primavera y los más elevados con el verano (Figura 31.e). Esto demostró, como era de esperarse, la existencia de una tendencia estacional, ya que las T más elevadas coincidieron con las épocas del año con mayor incidencia solar y T ambiente.

⁽¹⁾ Los datos meteorológicos, tales como T ambiente y precipitaciones, fueron proporcionados por la Estación Meteorológica Aeródromo de la ciudad de Córdoba. Disponible en Web: http://www.tutiempo.net/clima/Cordoba_Aerodrome/873440.htm

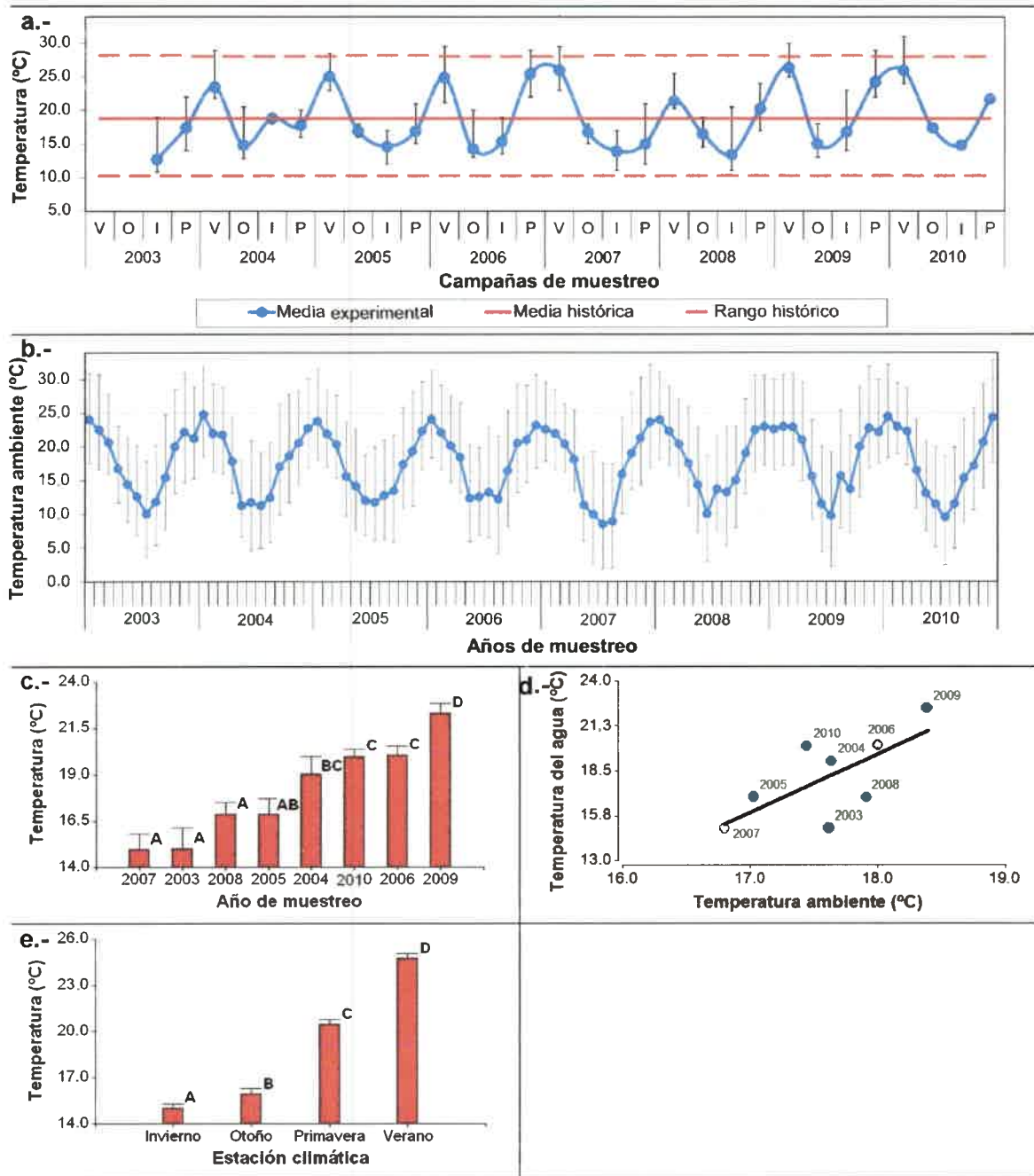


Figura 31: a.- Perfil multivariado de la T en el embalse Río Tercero. V: Verano; O: Otoño; I: Invierno; P: Primavera.

b.- Perfil multivariado de la T ambiente para la zona del embalse Río Tercero.

c.- Gráfico de barras de la T según año de muestreo. Las letras A, B, C y D hacen referencia a la prueba LSD de Fisher luego de aplicar la técnica ANOVA.

d.- Diagrama de dispersión entre los valores medios anuales de la T ambiente y T del agua.

e.- Gráfico de barras de la T según estación climática. Las letras A, B, C y D hacen referencia a la prueba LSD de Fisher luego de aplicar la técnica ANOVA.

- **pH:** Durante las campañas de muestreo esta variable presentó una media general de 7.8, con un rango comprendido entre 6.4 y 9.9, lo que sugiere una condición

neutra a ligeramente básica para el ambiente en estudio (Figura 32.a). Esto podría ser explicado por la concentración de bicarbonatos que ingresan al embalse. Según Bazán (2006), el pH de la mayoría de los cuerpos de agua se encuentran entre 6 y 8.5, a pesar de ello pueden encontrarse valores inferiores en aguas con elevado contenido orgánico y superiores en cuerpos de agua eutróficos. En este caso, si bien el rango de pH estaría dentro del intervalo adecuado para la producción íctica (Wetzel, 1981), los elevados valores extremos medidos podrían estar demostrando la influencia de procesos eutróficos. Además, como esta variable se expresa en escala logarítmica, cualquier cambio leve de pH se podría traducir en un cambio químico de importancia, lo que puede traer aparejado consecuencias perjudiciales para el sistema embalse.

Al igual que con la variable T, no se encontraron diferencias estadísticas significativas entre los datos muestreados y los antecedentes ($p=0.53$) aunque el rango de valores medidos fue mayor al encontrado en la bibliografía. Al comparar los diferentes años de muestreo, se observó que el 2009 fue el que más se diferenció del resto ($p<0.05$) ya que presentó el mayor valor medio (Figura 32.b). Mientras que respecto a las diferentes estaciones climáticas, se encontraron diferencias significativas entre todas ellas ($p<0.05$), siendo el otoño la estación que presentó la media más baja y el invierno la media más elevada (Figura 32.c).

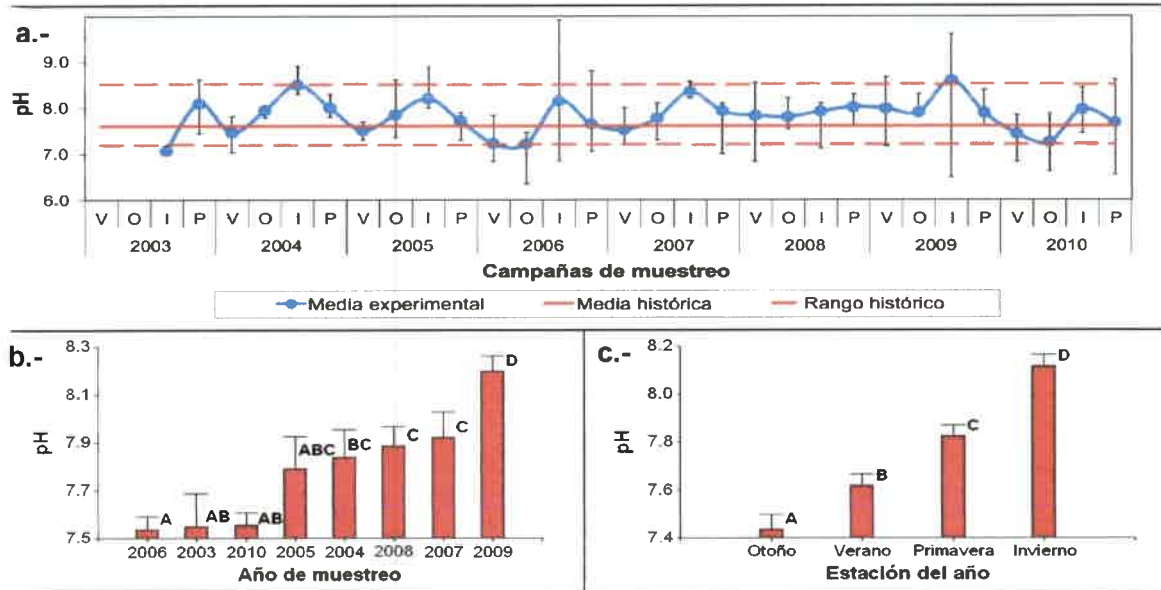


Figura 32: a.- Perfil multivariado del pH. V: Verano; O: Otoño; I: Invierno; P: Primavera.

b.- Gráfico de barras del pH según año de muestreo. Las letras A, B, C y D hacen referencia a la prueba LSD de Fisher luego de aplicar la técnica ANOVA.

c.- Gráfico de barras del pH según estación climática. Las letras A, B, C y D hacen referencia a la prueba LSD de Fisher luego de aplicar la técnica ANOVA.

- **Oxígeno Disuelto:** Esta variable presentó un rango de 4.7 a 13.5 mg/L, con una media de 8.6 mg/L (Figura 33.a). Si bien durante el período muestreado se estaría expresando una disminución en la concentración de oxígeno, los datos muestreados se diferenciaron de los antecedentes ($p < 0.05$), presentando una media superior a los registrados en la bibliografía (Figura 33.b). En varias ocasiones se observó que la media muestreada fue superior a la máxima histórica del año 1987 de 10.0 mg/L registrada por *Mariazzi et al.* (1992). Por otra parte, nunca se alcanzó el valor mínimo registrado por *Bonnetto* (1976) en el otoño de 1972 (Figura 33.a).

Al analizar los datos de las diferentes campañas de muestreo, la primavera fue la estación climática que se diferenció del resto ($p < 0.05$), ya que presentó las concentraciones más bajas (Figura 33.c). Mientras que entre los años de muestreo, el 2004 y en mayor medida el 2008 fueron los que presentaron las concentraciones más elevadas (Figura 33.d).

Por otra parte, al relacionar los valores medios de cada campaña de muestreo con la variable T (Figura 33.e), como era de esperarse, se encontró una correlación negativa moderada ($r = -0.48$) ($p < 0.05$).

Cuando se estudian procesos de eutroficación, el monitoreo de la variable OD es de suma importancia, no solo por ser un requerimiento esencial para todos los organismos acuáticos aeróbicos, sino también porque afecta la solubilidad de muchos nutrientes inorgánicos tales como el PT. Los sedimentos del fondo del embalse poseen altas concentraciones de fósforo. Al disminuir el OD, se producen altas liberaciones de PT desde estos sedimentos. De esta manera, para obtener una conclusión más certera sobre este parámetro, se debería analizar al mismo en base a un gradiente vertical de concentración de oxígeno, pudiendo estudiar su comportamiento en los diferentes estratos del reservorio.

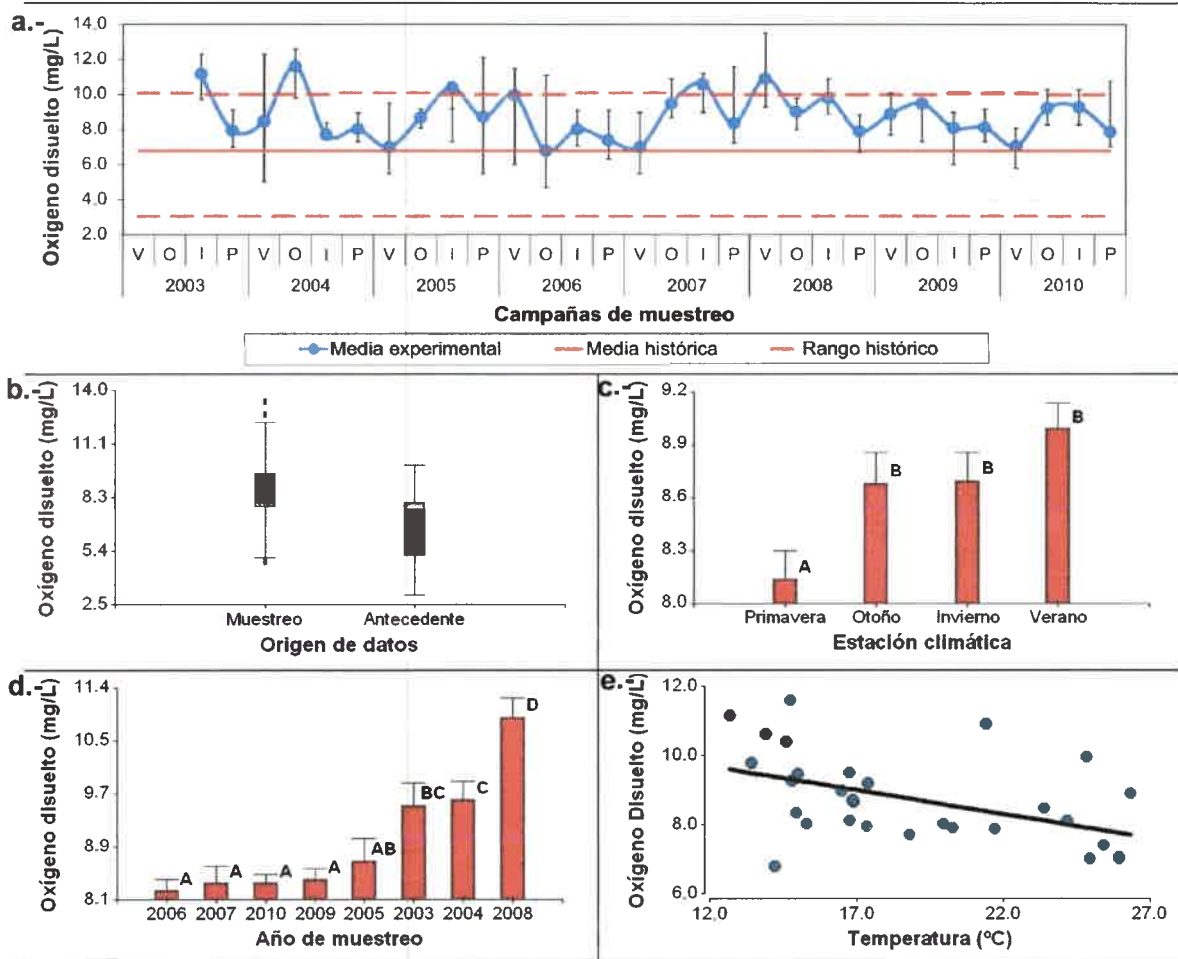


Figura 33: a.- Perfil multivariado del OD en el embalse Río Tercero. V: Verano; O: Otoño; I: Invierno; P: Primavera.

b.- Box-plot del OD según el origen de los datos.

c.- Gráfico de barras del OD según estación climática. Las letras A y B hacen referencia a la prueba LSD de Fisher luego de aplicar la técnica ANOVA.

d.- Gráfico de barras del OD según año de muestreo. Las letras A, B, C y D hacen referencia a la prueba LSD de Fisher luego de aplicar la técnica ANOVA.

e.- Diagrama de dispersión de los valores medios de las campañas de muestreo de T y OD.

- **Disco de Secchi:** La transparencia media del agua medida utilizando el disco de Secchi, fue de 2.9 m con un valor mínimo de 0.3 m y un máximo de 6.1 m (Figura 34.a).

Al comparar los datos muestreados con los valores históricos, se encontraron diferencias estadísticas significativas ($p < 0.05$), observando un incremento de 0.9 m en la media muestreada en relación a la encontrada en la bibliografía (Figura 34.b).

El aumento en la transparencia del agua también se observó al comparar los años de muestreo ($p < 0.05$). Si bien el año 2005 fue el que presentó el mayor valor medio

(Figura 34.c), a partir del mismo se observó un aumento en los valores medidos y un incremento en el rango de valores extremos (Figura 34.a).

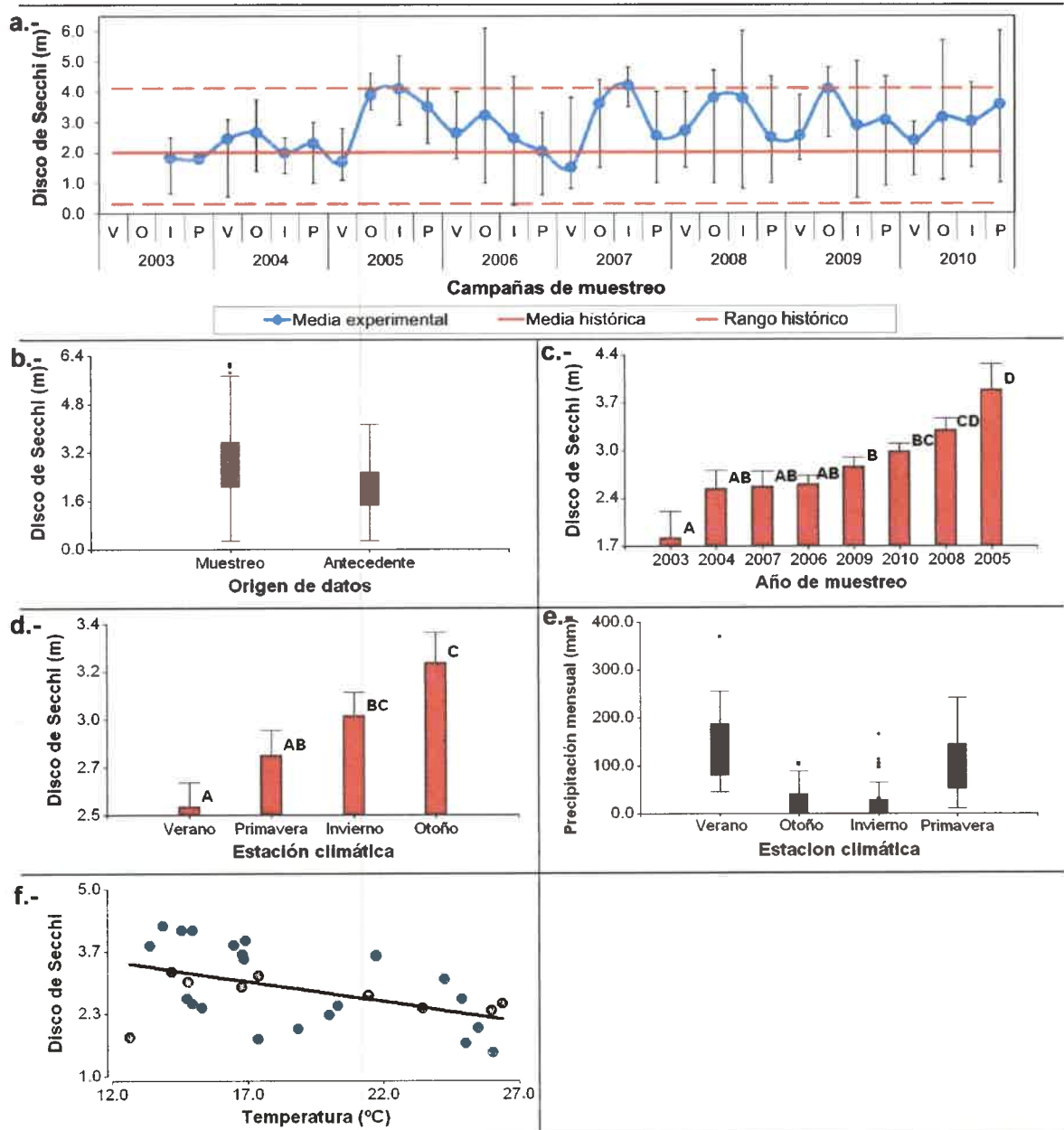


Figura 34: a.- Perfil multivariado de la variable DS en el embalse Río Tercero. V: Verano; O: Otoño; I: Invierno; P: Primavera.

b.- Box-plot del DS según el origen de los datos.

c.- Gráfico de barras del DS según año de muestreo. Las letras A, B, C y D hacen referencia a la prueba LSD de Fisher luego de aplicar la técnica ANOVA.

d.- Gráfico de barras del DS según estación climática. Las letras A, B y C hacen referencia a la prueba LSD de Fisher luego de aplicar la técnica ANOVA.

e.- Box-plot de las precipitaciones mensuales en la cuenca del embalse según estación climática.

f.- Diagrama de dispersión entre los valores medios de las campañas de muestreo de la T y DS.

Una de las consecuencias del aumento de la transparencia del agua que se ha observado en el embalse, podría deberse al incremento de las poblaciones del bivalvo *Limnoperna fortunei* o mejillón dorado (Figura 35) que se observa tanto en este (Boltovskoy *et al.*, 2009; Lucero, 2010) como en otros reservorios de la provincia (Contardo-Jara *et al.*, 2009) y el país (Paolucci *et al.*, 2007; Cataldo *et al.*, 2012).



Figura 35: Ejemplares de *Limnoperna fortunei*.

Estos moluscos invasores, que están presentes en el embalse desde el año 1998, con una población en ascenso estimada en el año 2009 en 45 billones de ejemplares (Boltovskoy *et al.*, 2009), tienen la capacidad de filtrar grandes cantidades de agua para su alimentación. En base a la densidad de organismos y al volumen de agua embalsada, se estima que estos bivalvos tienen la capacidad potencial de filtrar un volumen de agua equivalente al embalse Río Tercero cada dos o tres días (Boltovskoy *et al.*, 2009), lo que podría generar un aumento significativo en la transparencia del agua, una mayor penetración de la luz y una disminución del material en suspensión, Cl-a y producción primaria (Boltovskoy *et al.*, 2006; Rojas Molina, 2010). Además, el material particulado extraído de la columna de agua por parte de estos organismos es transferido a los sedimentos como heces, enriqueciendo el fondo del cuerpo de agua con material orgánico, modificando los patrones de sedimentación del ambiente y consecuentemente, la estructura bentónica (Karatayev *et al.* 2007).

Otra explicación al aumento de la transparencia del agua en este reservorio, es la aportada por Mariazzi *et al.* (1989), el cual encontró que el DS sufrió un leve aumento desde que comenzó a funcionar la CNE, ya que al controlar los caudales de salida del embalse, ha permitido un mayor volumen del agua embalsada y por consiguiente un aumento en la transparencia del agua.

Con respecto a las estaciones climáticas, el otoño se diferenció del resto por presentar los valores más altos de DS y el verano los más bajos ($p < 0.05$) (Figura 34.d). La distribución estacional de esta variable pudo estar influenciada por las precipitaciones que se registraron en la cuenca de aporte del embalse. En las estaciones consideradas secas (otoño e invierno), donde la frecuencia e intensidad de las lluvias fueron bajas, la carga de sólidos en suspensión que ingresan por los ríos disminuyeron. En cambio, con la llegada de las estaciones húmedas (primavera y en mayor medida verano), es de esperarse un aumento en la concentración de sólidos que ingresan al reservorio, lo que generaría una disminución de la transparencia del agua (Bonansea & Fernández, 2013). Como se observa en las Figuras 34.d y e, el verano presentó las mayores precipitaciones

y las profundidades más bajas de DS. Mientras que en otoño se registró lo opuesto, con bajas precipitaciones y altos valores de DS. Esto además queda demostrado al encontrar una correlación negativa moderada entre los valores medios de cada muestreo de las variables DS y T ($r = -0.48$) ($p < 0.05$), ya que como puede observarse en la Figura 34.e, cuando la T es alta, lo cual coincide con las estaciones húmedas, el DS es bajo y viceversa (Figura 34.f).

- **Fósforo Total:** Esta variable presentó una concentración media de 24.1 $\mu\text{g/L}$, con valores extremos comprendidos entre 13.0 y 54.0 $\mu\text{g/L}$.

Si bien podría presumirse que durante el período muestreado se observó un leve aumento en la concentración de la misma (Figura 36.a), al comparar estos datos con los antecedentes se encontró que, con excepción del verano de 2010 y los valores máximos de la primavera de 2009 y otoño de 2010, los datos medidos siempre fueron inferiores a la media histórica, encontrándose diferencias estadísticas significativas entre estos dos conjuntos de datos ($p < 0.05$) (Figura 36.b). Además, en ninguna de las campañas de muestreo se logró medir una concentración similar a la máxima encontrada por Mariazzi *et al.* (1989) en la primavera de 1979 de 144.0 $\mu\text{g/L}$.

Cuando se clasificó esta variable según el año de muestreo, se encontraron diferencias estadísticas ($p < 0.05$), siendo los últimos dos (2009 y 2010) los que presentaron las mayores concentraciones medias (Figura 36.c).

Si bien no se registraron diferencias estadísticamente significativas entre las estaciones climáticas ($p = 0.58$), el verano presentó los valores más elevados (Figura 36.d). Esto puede estar relacionado con las precipitaciones registradas en la cuenca. Al registrarse un incremento en las precipitaciones durante esta estación climática, se favorecen las escorrentías y el lavado de los suelos de los campos (Bonansea & Fernandez, 2013). Esto puede generar que ingrese al cuerpo de agua una mayor concentración de nutrientes (PT y NT) por los afluentes (Margalef, 2002).

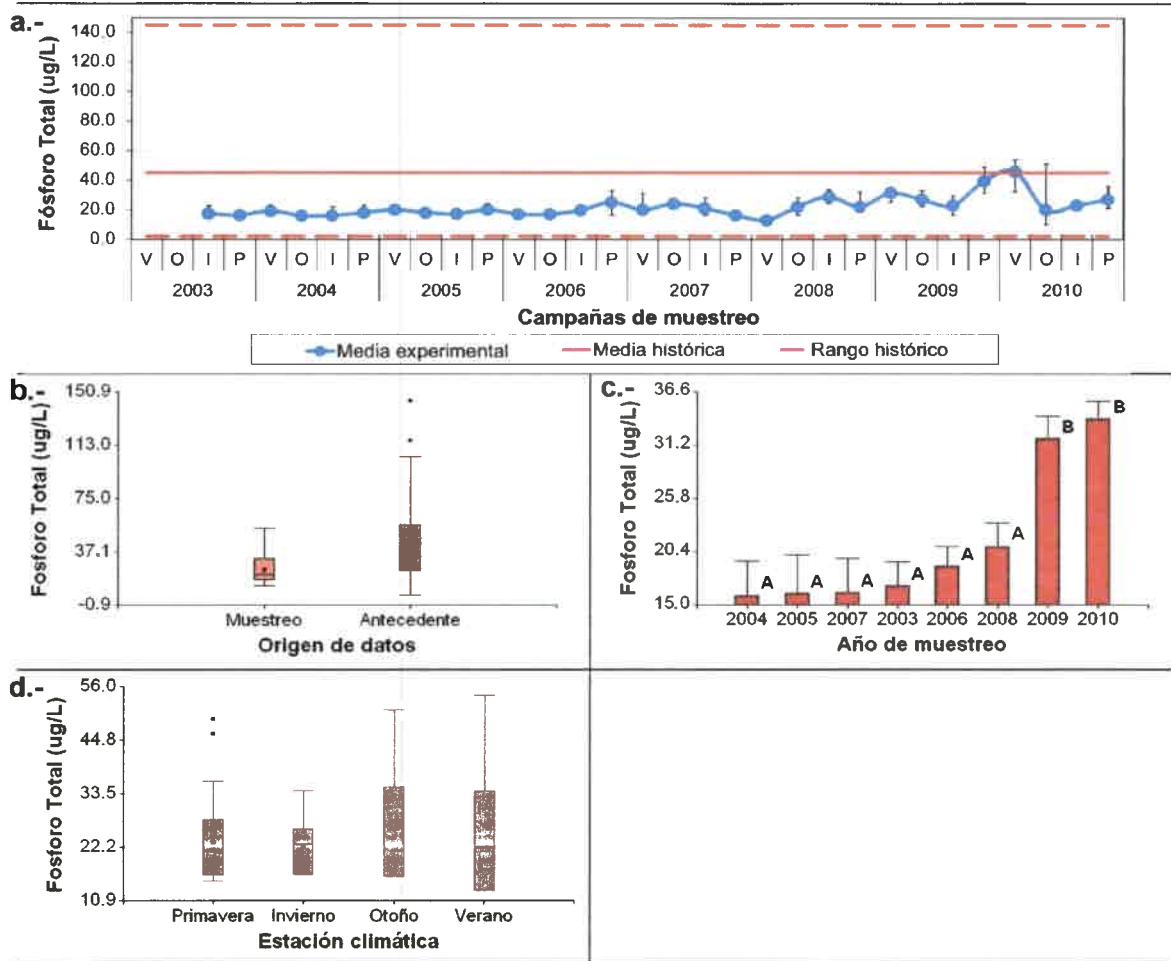


Figura 36: a.- Perfil multivariado de la variable PT en el embalse Río Tercero. V: Verano; O: Otoño; I: Invierno; P: Primavera.

b.- Box-plot del PT según el origen de los datos.

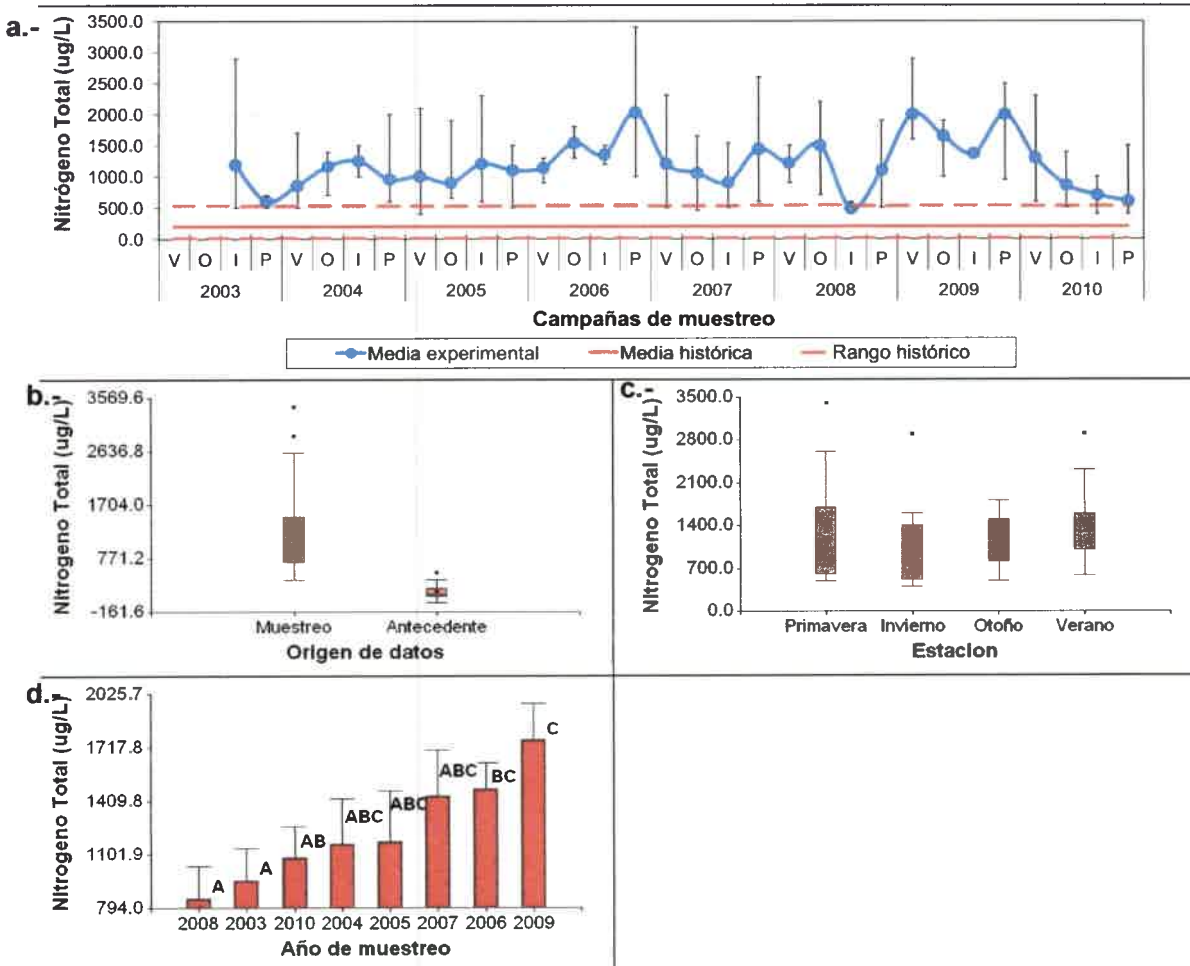
c.- Gráfico de barras del PT según año de muestreo. Las letras A y B hacen referencia a la prueba LSD de Fisher luego de aplicar la técnica ANOVA.

d.- Box-plot del PT según estación climática.

- **Nitrógeno Total:** Durante el período muestreado, el NT presentó una media de 1239.7 $\mu\text{g/L}$, con un rango comprendido entre 400.0 y 3400.0 $\mu\text{g/L}$ (Figura 37.a).

Esta variable fue la que presentó las mayores diferencias estadísticas entre los datos muestreados y los antecedentes, siendo la media muestral muy superior a los valores encontrados en la bibliografía ($p < 0.05$) (Figura 37.b). En las últimas décadas, en esta cuenca como en todo el ámbito provincial, se ha observado un cambio en el uso del suelo, el cual está dominado por un incremento de las superficies utilizadas para actividades agrícola-ganaderas y por la retracción de las comunidades boscosas o naturales. Se estima que la presencia de bosque nativo no supera el 4.9% (8100 Km^2) de cobertura del territorio provincial (Barchuk *et al.*, 2010). Al desaparecer esta unidad

fisonómica, se pierden todos los servicios ecosistémicos que provee la misma, tales como retención hídrica, formación y preservación de los suelos, desecación e insolación, pérdida de hábitats, entre otros. Además, el avance de la deforestación y la frontera agrícola, han aumentado la erosión y disminuyeron el reciclaje de nutrientes en la cuenca, los cuales terminan incrementando su ingreso al cuerpo de agua. Esto pone de manifiesto que si bien la calidad del agua está relacionada con los parámetros estudiados en el propio embalse, existe una relación indirecta con las actividades que se realizan en toda su cuenca.



Al analizar las estaciones climáticas, no se encontraron diferencias significativas entre las mismas ($p=0.32$). Sin embargo, al igual que con el PT, la estación verano fue la que presentó el valor medio más alto (Figura 37.c). Lo que justifica aún más el hecho de que, luego de las lluvias, las escorrentías y el lavado del suelo pueda generar un mayor aporte de nutrientes.

Se encontraron diferencias significativas entre los años de muestreo ($p<0.05$), siendo el año 2009, el que se diferenció del resto al presentar las concentraciones más elevadas (Figura 37.d). Mientras que los años 2008 y 2003 presentaron las concentraciones medias más bajas. Sólo en el invierno de 2008, el valor medio medido fue inferior a la máxima histórica, la cual fue registrada en el invierno de 1979 por *Mariazzi et al.* (1989).

-Clorofila-a: Durante el período muestreado, la concentración media de esta variable fue de 12.7 $\mu\text{g/L}$, con un valor mínimo medido en primavera que fue inferior a 0.1 $\mu\text{g/L}$ y un máximo registrado durante un florecimiento algal en primavera de 2009 de 133.5 $\mu\text{g/L}$, que fue superior al valor máximo histórico observado por *Mariazzi et al.* (1989) en el invierno de 1977, el cual coincidió con un florecimiento de *Anabaena spiroides* (Figura 38.a).

Luego de registrarse el florecimiento de algas en primavera de 2009, se observó una fuerte disminución de esta variable, encontrándose las concentraciones medias más bajas durante el año 2010 ($p<0.05$) (Figura 38.b). Además, en este mismo análisis se observó que los años 2008, 2007 y 2009, fueron los que presentaron las concentraciones más altas. Al analizar esta variable según las estaciones climáticas, se encontraron diferencias estadísticas significativas ($p<0.05$), siendo la estación primavera diferente al resto por sus altas concentraciones (Figura 38.c).

Al comparar los datos muestreados con los antecedentes (Figura 38.d), se observó que estos últimos presentaron una media superior ($p<0.05$), con una diferencia de 5.9 $\mu\text{g/L}$. Mientras que si se comparan los datos de Cl-a obtenidos en el embalse con los hallados en otros reservorios de importancia de la provincia, tales como el dique San Roque (*Fernandez et al.*, 2012) y Los Molinos (*Corral et al.*, 2004; *Bazán et al.*, 2005), se observa que en este cuerpo de agua, esta variable presenta concentraciones mucho más bajas.

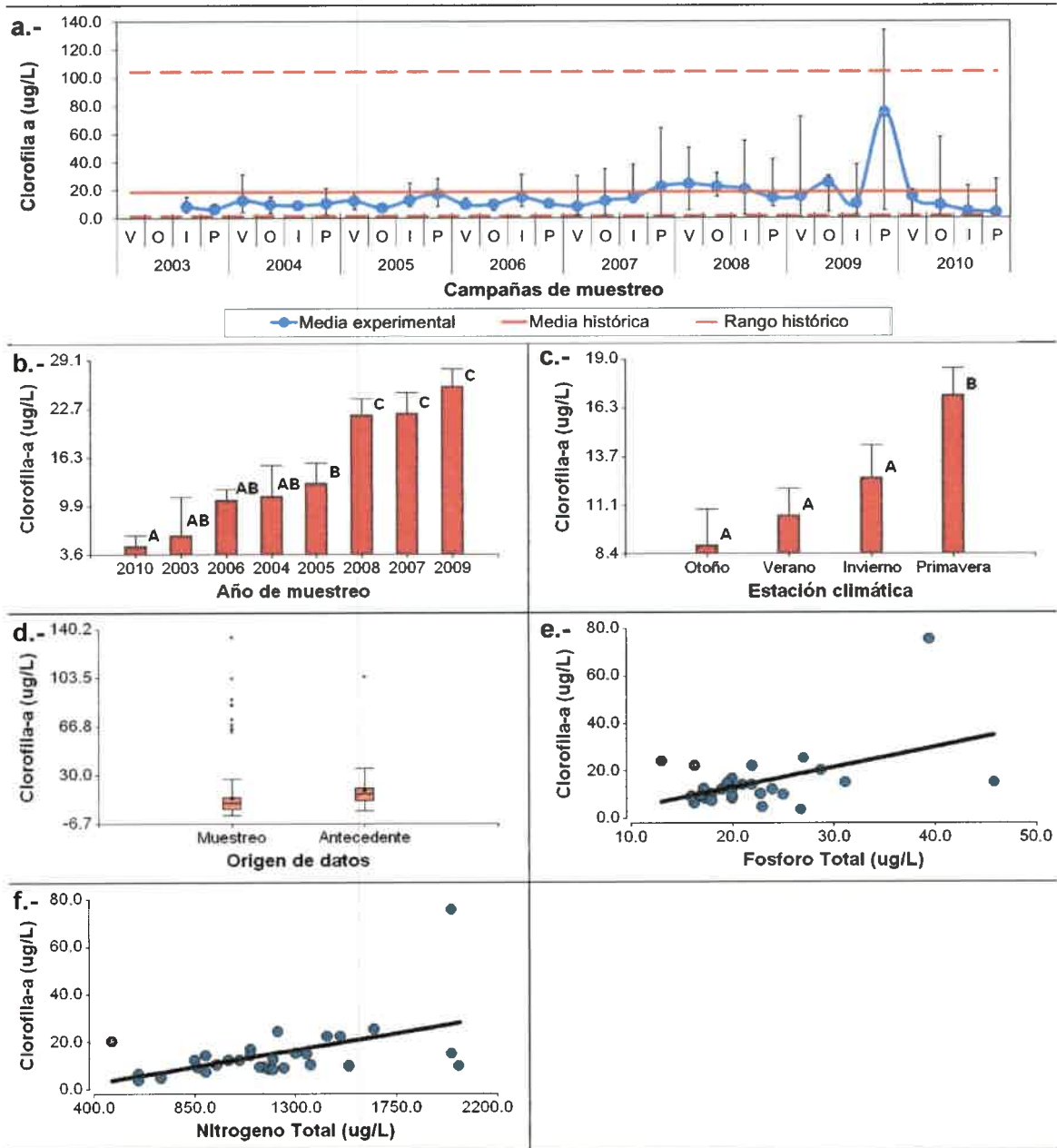


Figura 38: a.- Perfil multivariado de la variable CI-a en el embalse Río Tercero. V: Verano; O: Otoño; I: Invierno; P: Primavera.

b.- Gráfico de barras de la CI-a según año de muestreo. Las letras A, B y C hacen referencia a la prueba LSD de Fisher luego de aplicar la técnica ANOVA.

c.- Gráfico de barras de la CI-a según estación climática. Las letras A y B hacen referencia a la prueba LSD de Fisher luego de aplicar la técnica ANOVA.

b.- Box-plot de la CI-a según el origen de los datos.

e.- Diagrama de dispersión entre los valores medios de las campañas de muestreo del PT y CI-a.

f.- Diagrama de dispersión entre los valores medios de las campañas de muestreo del NT y CI-a.

Por otra parte, la concentración de CI-a está íntimamente relacionada con la concentración de nutrientes (Ryding & Rast, 1992; Margalef, 2002; Bazán, 2006) (Figura 38.e y f). Al relacionar esta variable con las variables PT y NT, en ambos casos, se

encontró correlación positiva moderada ($r= 0.48$ y $r=0.49$, respectivamente) ($p<0.05$), coincidiendo con los resultados obtenidos por Mariazzi *et al.* (1992). Según Cossavella (2002), la proporción de nutrientes podría ser utilizada para diagnosticar y valorar los tipos de algas que pueden existir en diversas condiciones nutricionales.

Si bien Boltovskoy *et al.* (2009) estima que, debido a la invasión de *Limnoperna fortunei* en el embalse debería haber un correlación negativa entre las variables DS y Cl-a, la misma no fue encontrada para los datos analizados ($p=0.34$). Tampoco se halló correlación entre las variables Cl-a y T ($p=0.43$), como si puede ser observada en otros reservorios (O'Neil *et al.*, 2012).

V.1.d.- Análisis de Componentes Principales

El ACP permitió analizar la interdependencia de variables y encontrar una representación gráfica óptima de la variabilidad de los datos. Con esta técnica se identificaron tendencias generales y relaciones entre los valores medios de cada campaña de muestreo de las variables: T, pH, OD, DS, PT, NT y Cl-a. La Tabla 16, muestran los autovalores generados junto con los autovectores.

Tabla 16: Autovalores y autovectores resultantes del ACP.

Autovalores				Autovectores		
Lambda	Valor	Proporción	Proporción Acumulada	Variables	e1	e2
1	1.83	0.26	0.26	T	-0.30	-0.51
2	1.5	0.21	0.48	pH	0.51	-0.14
3	1.09	0.16	0.63	OD	0.17	-0.54
4	1.05	0.15	0.78	DS	-0.15	0.55
5	0.63	0.09	0.87	PT	-0.53	-0.27
6	0.5	0.07	0.94	NT	0.07	0.18
7	0.39	0.06	1.00	Cl-a	0.56	-0.11

Se utilizaron dos componentes principales (CP) que explicaron el 48.0% de la variabilidad total de los datos. La CP 1, fue la que explicó la mayor proporción de variabilidad entre las observaciones, con un 26.0%, mientras que la CP 2 representó el 21.0% de la variabilidad total.

Al analizar los autovectores, los cuales indicaron el peso relativo de cada una de las variables estudiadas al construir cada CP, se observó que al generar la CP 1 las variables de mayor importancia relativa fueron Cl-a, PT, pH y en menor medida la T. Mientras que en la CP 2, las más importantes fueron DS, OD y T.

A partir de las dos primeras CP, se construyó un gráfico *Biplot* (Figura 39), permitiendo visualizar las observaciones (medias de cada campaña de muestreo representadas en rombos azules) y las variables (vectores desde el origen con terminación en círculos rojos) en un mismo espacio. Analizando las correlaciones entre las variables asociadas al ángulo de los vectores, se observó una asociación positiva de la variable Cl-a con los nutrientes (PT y NT) y en menor medida con la T, la cual estuvo asociada con el verano. La asociación entre Cl-a y nutrientes, que además pudo ser comprobada en los análisis de correlación, demostraron el importante papel de los nutrientes en el metabolismo biológico, estimulando el crecimiento y desarrollo de algas fotosintéticas y por lo tanto aumentando la productividad primaria de todo el sistema. Por otra parte, la asociación entre Cl-a y T, podría acarrear consecuencias negativas, ya que si bien no se ha demostrado hasta el momento en este reservorio, un aumento de la T del agua podría generar un incremento en la productividad primaria y Cl-a.

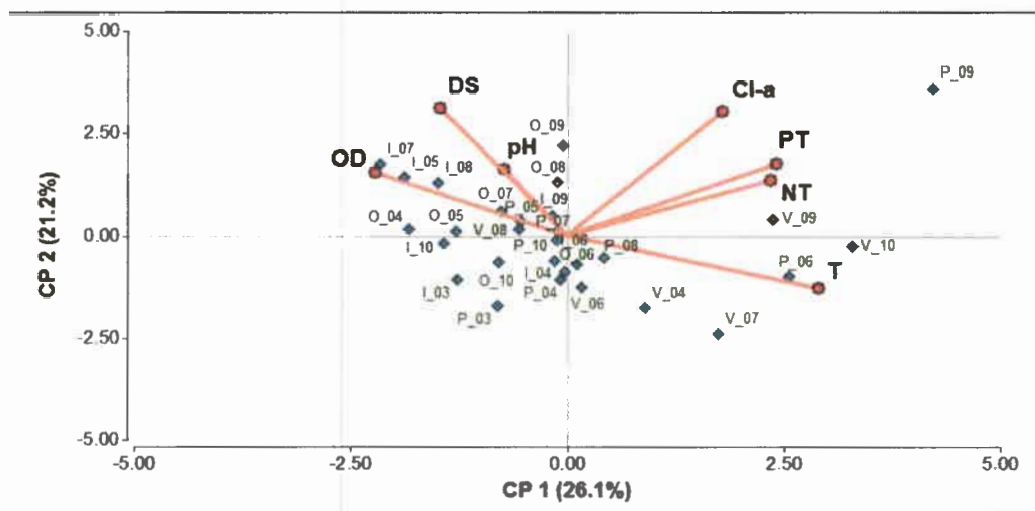


Figura 39: *Biplot*. Análisis de Componentes Principales.

Si bien en la teoría en pH se asociaría en forma positiva con la Cl-a, ya que la fotosíntesis tiende a aumentar el pH del agua debido a la captación de dióxido de carbono disuelto (Ryding & Rast, 1992), esta asociación no pudo encontrarse en el ACP, ya que ambas variables presentaron ausencia de asociación.

La variable DS se relacionó positivamente con el pH, OD y las estaciones otoño e invierno. Además esta variable, al igual que en el análisis de correlación, presentó asociación negativa con la T y ausencia de correlación o baja correlación negativa con la Cl-a y los nutrientes.

Si bien del análisis de correlación se desprende que las variables OD y T presentaron una asociación negativa moderada (Figura 33.e), analizando el gráfico *Biplot*,

se observó que esta asociación fue altamente negativa, como teóricamente se esperaba encontrar.

V.1.e.- Estado trófico y nutriente limitante

El análisis de los parámetros de respuesta a la eutrofización fue esencial ya que permitió evaluar y clasificar la condición trófica del cuerpo de agua durante el período en estudio. Según Papouša *et al.* (2012), el estado trófico es una medida de la productividad de un reservorio y frecuentemente es utilizado para evaluar la calidad del agua. Si un sistema presenta un elevado estado trófico, es posible que también lo sea su productividad, lo que puede generar efectos negativos en la calidad del agua.

De acuerdo a la categorización realizada a partir del sistema de límites tróficos fijos o concretos de la OECD (1982), durante el período analizado el embalse Río Tercero se encontró en una situación límite entre un estado de eutrófia y mesotrófia (Figura 40). Esto quedó demostrado en los valores registrados, los cuales siempre se encontraron en el límite entre éstas dos condiciones, coincidiendo con resultados presentados por otros autores tales como Bonnetto *et al.* (1976), Mariazzi *et al.* (1989) y Mariazzi *et al.* (1992); Mancini & Rodríguez (1999).

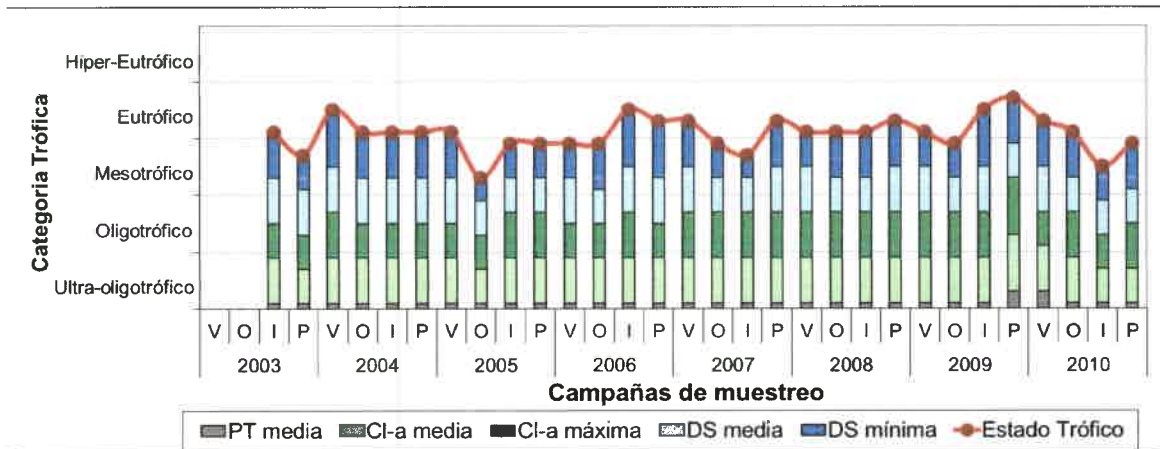


Figura 40: Estado trófico del embalse Río Tercero durante el período de estudio.
 V: Verano; O: Otoño; I: Invierno; P: Primavera.

En la primavera de 2009, se observó la máxima condición trófica, la cual fue cercana a un estado de hiper-eutrófia. El aumento del estado trófico en esta estación climática, coincidió con la presencia de un florecimiento de algas registrado en el embalse, el cual generó un brusco ascenso de los valores medios y máximos de Cl-a, junto con un aumento en la concentración media de PT. A partir del verano de 2010, al

descender las concentraciones de Cl-a y PT, el estado trófico del embalse disminuyó clasificándose, en el invierno de ese año como mesotrófico.

En el otoño del 2005, el embalse presentó una condición mesotrófica cercana a la oligotrofia, ya que se observó un aumento considerable en la transparencia del agua medida con el disco de Secchi. Por otra parte, durante el año 2010 el embalse presentó la mayor variación en el estado trófico, en comparación con el año 2008 donde, al presentarse las condiciones prácticamente estables, el mismo se mantuvo sin variación en cuanto a su estado.

Suponiendo que durante el período de muestreo otros factores, tales como T y DS, se mantuvieron en condiciones óptimas para el crecimiento del fitoplancton, se determinó que comparando los resultados obtenidos con la relación establecida por Ryding & Rast (1992), el PT fue el nutriente limitante por excelencia del crecimiento de la biomasa del embalse Río Tercero (Figura 41). Analizando la línea de tendencia, se observó una disminución de esta relación, encontrándose en el invierno del 2008 y primavera de 2010 los menores valores debido a un descenso en la variable NT para dichas estaciones climáticas.

Por otra parte, al considerar al PT como nutriente limitante y en base a los resultados anteriores, tales como el análisis de correlación PT vs Cl-a, el ACP y la determinación del estado trófico, no sería extraño observar en el corto a mediano plazo florecimientos de algas similares al registrado en la primavera de 2009, ocasionando las mismas consecuencias negativas en la salud pública y animal que registró Mancini *et al.* (2010) en este reservorio o Fernandez *et al.* (2011) en el dique San Roque.

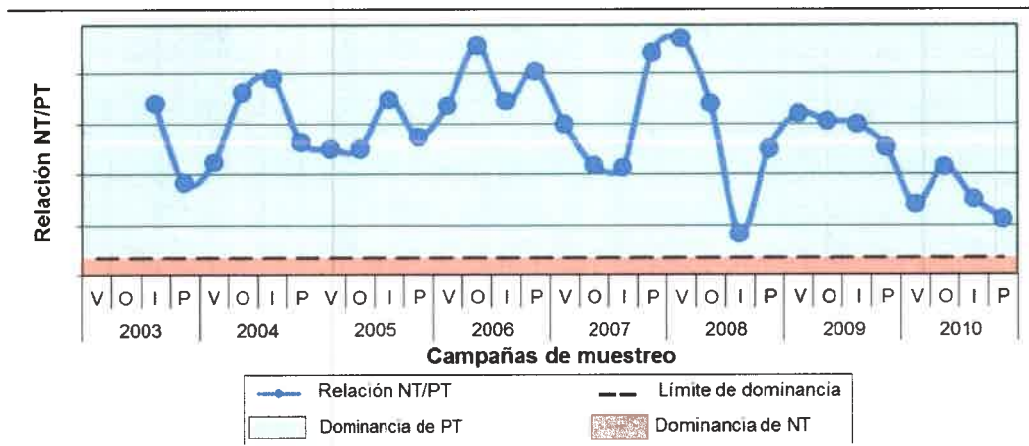


Figura 41: Determinación del nutriente limitante durante el período estudiado.

V: Verano; O: Otoño; I: Invierno; P: Primavera.

V.2.- El uso de imágenes satelitales en la modelación de la calidad del agua

V.2.a.- Pre-procesamiento y detección de nubes

Las tareas de pre-procesamiento fueron útiles para reducir los efectos de la atmósfera sobre la energía electromagnética recibida por el sensor, permitiendo que toda la información se presente en la misma escala y sistema de coordenadas.

Con respecto a las técnicas de corrección atmosféricas, si bien existen otras técnicas para reducir los efectos de la atmósfera más fáciles de aplicar, como la creación de compuestos (Holben, 1986) o filtros temporales (Van Dijk *et al.*, 1987), las características y resoluciones de los sensores Landsat hacen imposible la aplicación de estos métodos de homogenización simple. De esta manera, y al no contar con información de las condiciones atmosféricas del momento de adquisición de imágenes, se aplicó al método DOS en todas las escenas analizadas, el cual es probablemente la técnica más utilizado para trabajos de clasificación y detección de cambios de la superficie terrestre (Huguenin *et al.*, 1997).

El Proyecto Internacional de Climatología de Nubes por Satélite estima que la media anual de imágenes satelitales cubiertas por nubes es de aproximadamente el 66% (Zhang *et al.*, 2004). Según Zhao *et al.* (2011), la elección de imágenes sin nubes es un paso crítico en estudios de valoración de calidad del agua de reservorios ya que tanto las nubes, sus sombras y los fenómenos de nieblas son una fuente de ruido que afectan las respuestas radiométricas de las imágenes satelitales, reduciendo la precisión de las estimaciones. Por lo tanto, su detección constituye un paso inicial en la mayoría de los análisis digitales (Zhu & Woodcock, 2012).

La técnica más común para la identificación de nubes, niebla y sus sombras es la realizada manualmente (Zhu & Woodcock, 2012). Sin embargo, este método requiere y consume mucho tiempo. En este estudio, con la combinación 1-6-6, además de reducirse el tiempo destinado a esta actividad, se utilizó un método automatizado lo cual es muy importante para analizar grandes volúmenes de datos. Por medio de este método, se identificaron y descartaron aquellas imágenes que presentaron un alto porcentaje de cobertura nubosa sobre el reservorio, ya que no permitieron la obtención de información digital proveniente del embalse. De esta manera, el número de imágenes satelitales con las cuales se continuó el análisis fue reducido de 34 a 25 escenas (Tabla 17).

Tabla 17: Imágenes satelitales analizadas y características del pre-procesamiento.

Fecha de Adquisición de imagen	Sensor	Fecha de Muestreo	Estación climática	Diferencia en días	Corrección geométrica	
					GCP (n)	Error RSM
15-11-2003	TM	18-11-2003	Primavera	3	74	0.80
14-03-2004	ETM+	18-03-2004	Verano	4	97	0.67
18-06-2004	ETM+	24-06-2004	Otoño	6	80	0.72
26-06-2004	TM	24-06-2004	Otoño	2	78	0.67
30-09-2004	TM	07-10-2004	Invierno	7	85	0.89
12-05-2005	TM	16-05-2005	Otoño	4	70	0.65
20-05-2005	ETM+	16-05-2005	Otoño	4	39	0.44
03-10-2005	TM	03-10-2005	Primavera	0	87	0.74
11-10-2005	ETM+	03-10-2005	Primavera	8	72	0.83
12-03-2006	TM	12-03-2006	Verano	0	76	0.74
20-03-2006	ETM+	12-03-2006	Verano	8	79	0.90
08-06-2006	ETM+	17-06-2006	Otoño	9	55	0.80
20-09-2006	TM	23-09-2006	Invierno	3	65	0.56
28-09-2006	ETM+	23-09-2006	Invierno	5	96	0.83
01-12-2006	ETM+	09-12-2006	Primavera	8	68	0.78
09-12-2006	TM	09-12-2006	Primavera	0	59	0.59
10-04-2008	ETM+	18-04-2008	Verano	8	69	0.69
20-03-2009	TM	20-03-2009	Verano	0	71	0.68
28-03-2009	ETM+	20-03-2009	Verano	8	85	0.70
28-09-2009	TM	25-09-2009	Invierno	3	130	0.63
09-12-2009	ETM+	17-12-2009	Primavera	8	68	0.77
17-12-2009	TM	17-12-2009	Primavera	0	39	0.51
15-03-2010	ETM+	08-03-2010	Verano	8	65	0.84
18-05-2010	ETM+	10-05-2010	Otoño	8	72	0.68
07-09-2010	ETM+	07-09-2010	Invierno	0	81	0.41
10-11-2010	ETM+	10-11-2010	Primavera	0	66	0.47

En esta Tabla, además se presentaron las características del proceso de georreferenciación, tales como número de GCP y error RMS. Según Chuvieco (2008), se debe considerar como aceptable un RMS menor o igual a 1.

En cada una de las imágenes se encontró un error RMS inferior a 0.90 píxel, por lo que esta tarea fue cumplida con éxito. Si se tiene en cuenta que un píxel es similar a 30 m del terreno, en todos los casos el error encontrado entre las coordenadas satelitales y las ubicaciones reales del terreno fueron menor a 27.0 m.

En el caso de las imágenes con fecha 20-05-2005 y 17-12-2009 el bajo número de GCP se debe a que si bien estas escenas presentaron una alta cobertura de nubes, las mismas no cubrieron por completo la superficie del embalse, por lo que antes de comenzar a procesarlas, se crearon sub-imágenes de la zona de estudio. Al disminuir el área en la imagen la corrección resultó factible con una menor cantidad de puntos de control.

V.2.b.- Corrección de SLC-off en imágenes ETM+

Al analizar las imágenes ETM+, se observó que desde el centro o nadir hacia los costados, solo el 15.0% de las mismas se encuentran en óptimas condiciones sin ningún tipo de ausencia de datos. A partir de esta zona, comienza a observarse el efecto producido por la falla SLC-off, siendo cada vez mayor la pérdida de información (Figura 42).

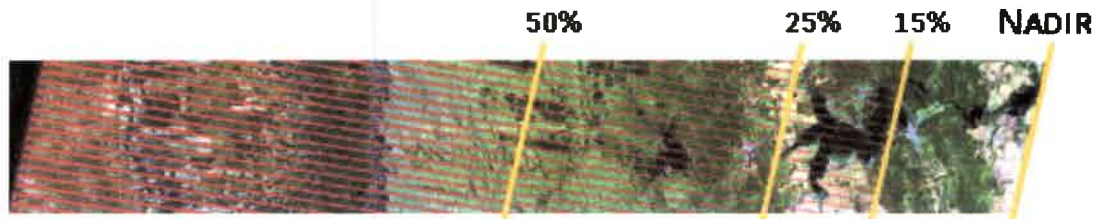


Figura 42: Ubicación de la zona de estudio con respecto al nadir. Sub-imagen ETM+ combinación 7-5-2. La ausencia de dato producto de la falla SLC-off se representa con color rojo.

Al analizar una escena ETM+ completa, se comprobó que la falla SLC-off generó la pérdida en promedio de un 21.1% del total de los píxeles. Debido a la buena ubicación del área de estudio con relación al nadir, se observó que al generar una sub-imagen del embalse Río Tercero, solo se perdieron una pequeña fracción de datos, siendo de aproximadamente el 5.8% en cada una de las bandas que componen una imagen ETM+ (Tabla 18). En esta Tabla, además se observó que las bandas térmicas fueron las que más datos tuvieron ausentes, aunque la diferencia con el resto fue baja, siendo la banda 8 la menos afectada, con sólo el 3.1% de píxeles ausentes.

Tabla 18: Porcentaje de pérdida de datos para cada una de las bandas del sensor ETM+.

	Bandas espectrales ETM+									
	1	2	3	4	5	6.1	6.2	7	8	Media
Escena completa	21.09	21.11	21.11	21.13	21.12	21.02	21.02	21.13	21.19	21.10
Sub-imagen Embalse Río Tercero	3.60	4.13	4.72	5.56	7.60	8.22	8.21	7.16	3.06	5.81

Para corregir la falla SLC-off, se han propuesto diferentes métodos, ya sea utilizando información de otras fechas o implementando otros tipos de sensores, tales como imágenes MODIS, TM, Google Earth y CBERS-2B (Roy *et al.*, 2008; Chen *et al.*, 2011_a; Chen *et al.*, 2011_b). Todas estas técnicas han producido una mejora importante en la corrección de las imágenes ETM+ cuando se trabaja con superficies heterogéneas o tratando de encontrar variación entre categorías o en clasificaciones, donde se trata de

diferenciar distintos tipos de coberturas (Abdel Moniem & Holland, 2011). Por el contrario, ninguna ha sido utilizada cuando se trata de mostrar la variabilidad espacio-temporal de una única cobertura, como ocurre en este trabajo. Además al utilizar información de otra imagen, ya sea de distintos sensores o de situaciones previas o posteriores a la fecha de adquisición, se incorpora un tipo de variación que no es propia de la superficie a analizar, sino que es producto de utilizar otro tipo de información, como ocurriría al utilizar imágenes MODIS cuyas bandas con mejor resolución espacial abarcan 250 m en comparación con los 30 m de Landsat.

De esta manera, como se comprobó que la zona de estudio presentó escasa pérdida de información y asumiendo que los píxeles perdidos, al componer la misma categoría que los vecinos o próximos a las fallas de SLC-off, presentan características espectrales similares, ejecutando la herramienta "Landsat_gapfill.sav", se logró corregir la falla SLC-off de todas las imágenes ETM+, pudiendo simular la reflectancia de los píxeles faltantes.

Utilizando como ejemplo la banda 4 de la imagen ETM+ con fecha 11-10-2010, se comprobó que antes de aplicar la corrección de SLC-off, la frecuencia acumulada de los píxeles de esta escena tuvieron un porcentaje de reflectancia superior al 0.0% a partir del 22.0% (Figura 43.a). Aplicada la corrección, se asignaron valores de reflectividad a este porcentaje de píxeles ausentes y de esta manera, toda la distribución presentó una reflectancia superior al 0.0% (Figura 43.b).

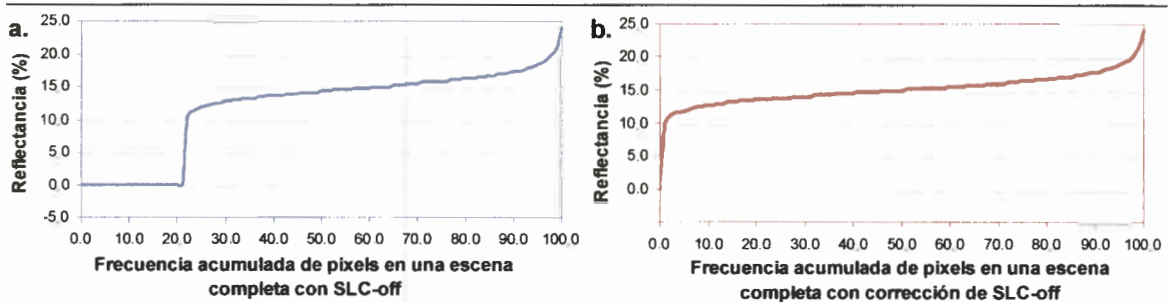


Figura 43: Frecuencia acumulada de píxeles en la banda 4 de una escena ETM+ antes (a.) y después (b.) de aplicar la corrección de SLC-off.

Esta misma situación se observó al superponer una máscara del embalse Río Tercero sobre esta banda. Con la diferencia que, en este caso, solo el 5.6% de los píxeles poseían una reflectancia del 0.0% antes de aplicar la corrección de SLC-off (Figura 44).

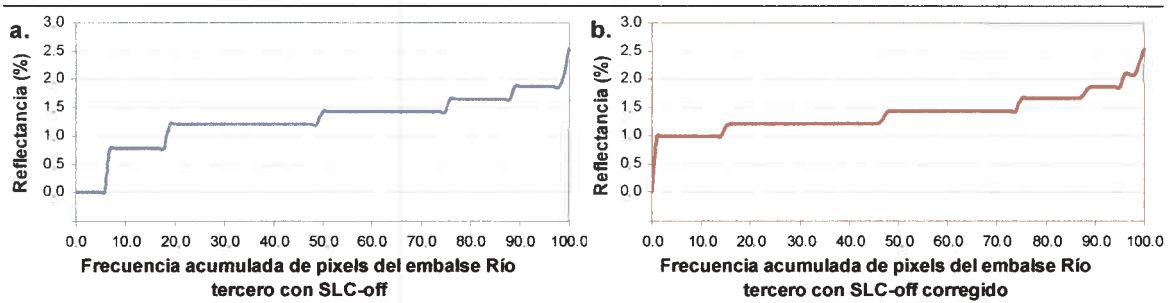


Figura 44: Frecuencia acumulada de píxeles en banda 4 en la porción de una imagen ETM+ que abarca al embalse Río Tercero antes (a.) y después (b.) de aplicar la técnica de corrección para SLC-off.

La Figura 45.a y b muestran una sub-imagen ETM+ (banda 4) antes y después de simular los valores perdidos de SLC-off. Mientras que al aplicar una máscara del embalse y adicionando una paleta de colores, fue posible observar la corrección que se realiza en los píxeles dentro del embalse. Estos resultados se observaron con mayor claridad por medio de un *zoom* sobre una de las regiones del reservorio (Figura 45.c y d).

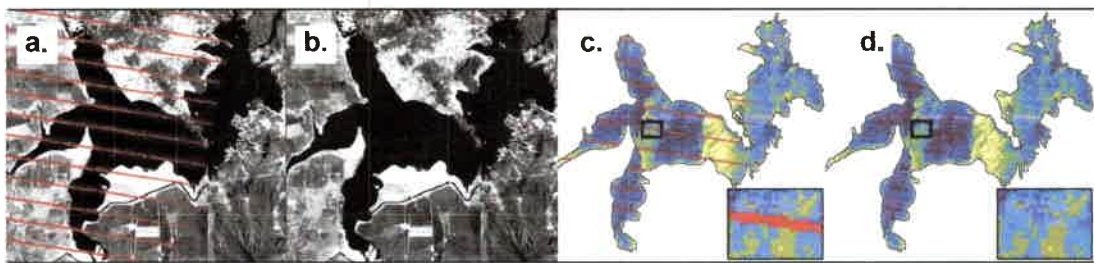


Figura 45: a.- Sub-imagen banda 4 con falla SLC-off.

b.- Sub-imagen con falla SLC-off corregida.

c.- Máscara y zoom del embalse Río Tercero con SLC-off.

d.- Máscara y zoom del embalse con SLC-off corregida. La ausencia de datos se representa en color rojo.

V.2.c.- Selección de bandas espectrales e imágenes satelitales para la construcción de modelos de distribución

Utilizando los casos en que no hubo diferencia de días entre el paso del satélite y las campañas de muestreo, se aplicó un análisis de correlación de Pearson entre los datos de la variable CI-a y las bandas espectrales de los satélites de la serie Landsat. Por medio de este análisis se observó asociación entre los valores de CI-a y las bandas espectrales ($p < 0.05$), con excepción de la banda 1 ($p = 0.95$) (Figura 46.a). Además pudo apreciarse que las bandas 2 y 3 presentaron una alta asociación positiva con los valores de CI-a ($r = 65.0\%$ y 69.0% , respectivamente). Mientras que para el resto de las bandas,

los valores del coeficiente fueron de bajo a muy bajo (entre el 1 y el 10% para cada banda).

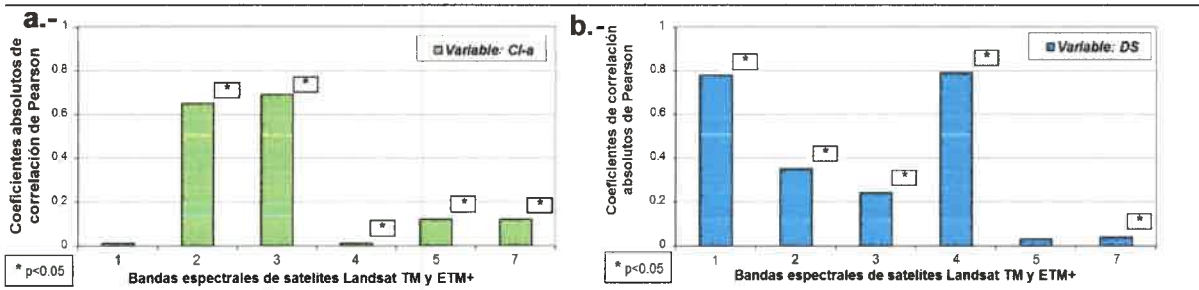


Figura 46: a.- Coeficiente de correlación de Pearson entre los valores de CI-a y las bandas espectrales de los satélites Landsat.
 b.- Coeficiente de correlación de Pearson entre los valores de DS y las bandas espectrales de los satélites Landsat.

Al realizar este mismo análisis con la variable DS, se encontró asociación con las bandas espectrales ($p < 0.05$), con excepción de la banda 5 ($p = 0.77$) (Figura 46.b). Como los coeficientes de correlación presentaron valores negativos, para una mejor visualización y comprensión en la Figura 46 se graficaron los valores absolutos de dicho coeficiente. Las bandas 1 y 4 presentaron una elevada asociación negativa ($r = -0.78$ y -0.79 respectivamente). Mientras que el resto de las bandas presentaron una moderada a baja asociación negativa con los valores de DS (entre el 4 y el 35%).

Utilizando estos mismos datos, se realizó un análisis de regresión lineal con eliminación *Backward*. La Tabla 19, muestra las bandas retenidas en el modelo para cada variable y sus correspondientes medidas de ajuste R^2 , ECMP, AIC y BIC para distintos valores de significancia.

Tabla 19: Análisis de regresión lineal con eliminación *Backward* entre los valores de CI-a, DS y las bandas espectrales de los sensores TM y ETM+.

Variable	p-valor	Bandas espectrales							R^2	ECMP	AIC	BIC
		1	2	3	4	5	7					
CI-a	<0.01		*	*				0.53	10.49	627.57	638.72	
	<0.05		*	*				0.53	10.49	627.57	638.72	
	<0.10		*	*				0.53	10.49	627.57	638.72	
DS	<0.01	*			*			0.75	0.31	186.12	196.89	
	<0.05	*			*			0.75	0.31	186.12	196.89	
	<0.10	*			*			0.75	0.31	186.12	196.89	

Al analizar la variable CI-a, del número original de bandas espectrales, el sistema siempre retuvo las bandas 2 y 3. Esto generó que se obtuviesen las mismas medidas de ajuste. De igual manera, para la variable DS y en todas las condiciones de significancia, siempre se retuvieron las bandas 1 y 4. Si bien en este caso se encontraron valores superiores de R^2 , los valores de ECMP, AIC y BIC fueron inferiores.

Antes de comenzar a generar los modelos estimadores de las variables CI-a y DS, se determinó la diferencia máxima en días entre la fecha de paso del satélite por la zona de estudio y la realización de las campañas de muestreo. La Figura 47.a, muestra que cuando la diferencia entre estas fechas fue menor a cinco días, fue posible asociar los datos de CI-a obtenidos a campo y las bandas espectrales 2 y 3 de los sensores Landsat ($p < 0.05$). En cambio, cuando esta diferencia fue mayor, los coeficientes de correlación disminuyeron, sin encontrarse asociación entre estos grupos de datos ($p > 0.05$). Analizando la variable DS (Figura 47.b), se encontraron resultados similares. Esta condición se mantendría de no ocurrir fuertes lluvias o algún otro fenómeno que altere las condiciones tanto en el embalse como en su cuenca de recepción.

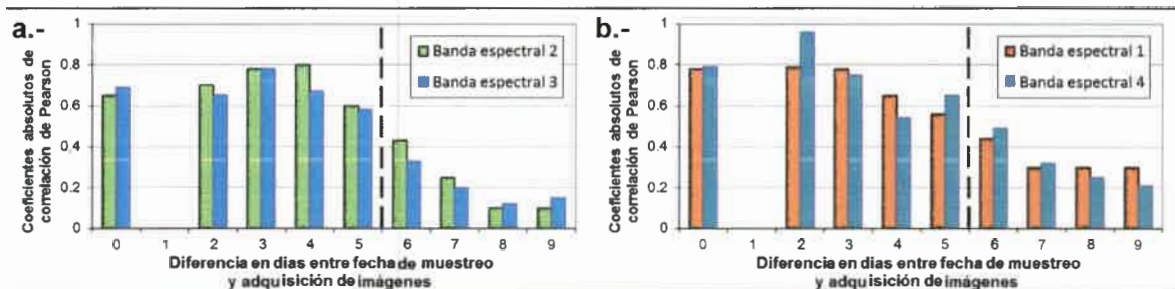


Figura 47: a.- Coeficiente de correlación de Pearson entre los valores de CI-a y la diferencia en días entre la fecha de muestreo y la adquisición de imágenes Landsat.
b.- Coeficiente de correlación de Pearson entre los valores de DS y la diferencia en días entre la fecha de muestreo y la adquisición de imágenes Landsat.

Los resultados obtenidos concuerdan con los presentados por Sriwongsitanon *et al.* (2011). A diferencia de Kloiber *et al.* (2002), que estima en siete días la diferencia máxima aceptable para encontrar asociación entre datos de DS y una serie de imágenes TM adquiridas en un período de 25 años. Mientras que Bazán *et al.* (2005), por medio de un sistema más estricto, define como máximo tres días entre la fecha de imagen y muestreo para encontrar asociación entre sus datos.

Considerando los resultados obtenidos hasta el momento, para comenzar a construir los modelos geoestadísticos que mejor explicaron la distribución espacio-

temporal de las variables CI-a y DS, se seleccionaron las imágenes satelitales que presentaron una diferencia en días menor o igual a cinco entre el paso del satélite y las campañas de muestreo. De esta manera, los valores de reflectancia atmosféricamente corregidos de las bandas espectrales 2 y 3 fueron utilizados para construir los algoritmos de la variable CI-a. Mientras que para la construcción de los modelos de distribución del DS se seleccionadas las bandas espectrales 1 y 4.

La elección de las bandas espectrales 2 y 3 para la estimación de la variable CI-a concuerdan con los resultados presentados por Fernandez *et al.* (2012), que estudiando el dique San Roque, estimó la concentración de CI-a por medio del análisis de estas mismas bandas pertenecientes al sensor TM. Al mismo tiempo, tanto las bandas seleccionadas para la estimación de CI-a como DS se ajustan con la amplia gama de modelos generados y publicados por investigadores del mundo entero. Así, Dall'Olmo *et al.* (2005), también pudo estimar la CI-a pero relacionando las bandas de la fracción del rojo e infrarrojo cercano de los sensores MODIS y SeaWIFS, equiparables a las bandas 1 y 4 de Landsat. Kloiber *et al.* (2002) al estudiar un lago de China encontró relación entre valores de DS y las bandas 1 y 3 del sensor TM y entre las bandas 1 y 2 del sensor MSS. Esta misma relación fue encontrada por Zhao *et al.* (2011) utilizando el sensor ETM+ y por otros autores tales como Jie *et al.* (2006), Kulkarni (2011) y Sriwongsitanon *et al.* (2011).

Giardino *et al.* (2001), analizando distintas variables limnológicas en un reservorio del norte de Italia, encontró relación entre las variables CI-a y DS y distintas relaciones de las bandas 1 y 2 del sensor TM. Lo que concuerda con lo hallado en el dique Los Molinos por Bazán *et al.* (2005) para la variable CI-a. Cheng & Lei (2001), asociaron las bandas 2 y 4 con las variables CI-a y DS. Mientras que Hernández Bartolome & Hernández Calvento (2003) utilizó para estimar el DS las bandas 2 y 3. Por último, Vincent *et al.* (2004), utilizó un gran número de bandas TM (1, 3, 5 y 7) para estimar la concentración de CI-a y la banda 3 para el DS.

Así, es posible apreciar que, las bandas de los satélites Landsat seleccionadas en este estudio para estimar las variables CI-a y DS, coinciden con las utilizadas en diferentes reservorios del mundo cuando se pretende conocer la distribución de estas variables limnológicas.

V.2.d.- Generación de modelos para evaluar la variabilidad espacial y temporal de la concentración de clorofila-a y transparencia del agua

Utilizando la base de datos destinada a la modelación y aquellas imágenes en que la diferencia entre paso de satélite y muestreo fue igual o menor a cinco días, se utilizaron las bandas espectrales 2 y 3 de los sensores TM y ETM+ para construir los modelos candidatos para explicar la distribución de la variable Cl-a en el embalse combinando datos de campo y técnicas de teledetección. De esta manera, se generaron 114 modelos candidatos compuestos por 8 modelos de regresión lineal simple, 22 modelos de regresión lineal múltiple y 84 MLM con distintas estructuras de correlación espacial, teniendo y sin tener en cuenta como variable regresora a las estaciones climáticas. De la misma manera, se utilizaron las bandas 1 y 4 para construir los modelos candidatos que mejor explicaron la distribución del DS.

Entre los modelos propuestos, aquellos que tuvieron en cuenta las estaciones climáticas como variable regresora y presentaron estructura de correlación espacial exponencial fueron los que mejor se ajustaron tanto para la variable Cl-a como para el DS. De esta manera, se determinó que utilizando las bandas espectrales 2 y 3 de los sensores Landsat, el modelo lineal mixto con correlación espacial exponencial, fue el que mejor explicó la distribución de la variable Cl-a en el embalse Río tercero, ya que presentó los menores valores de AIC, BIC y ECMP (545.39, 566.62 y 9.13, respectivamente) y un coeficiente de determinación aceptable ($R^2 = 0.59$).

Con este modelo, además se comprobó la existencia de asociación entre la variable Cl-a con las bandas espectrales y las estaciones climáticas ($p < 0.05$ para todos los casos) y se determinaron los parámetros para cada estación climática, los cuales se muestran a continuación:

- Invierno:

$$Cl - a = 4.21 + Banda_2 * 188.31 + Banda_3 * 197.42 \quad \text{Ecuación (25)}$$

- Primavera:

$$Cl - a = (4.21 - 5.53) + Banda_2 * 188.31 + Banda_3 * 197.42 \quad \text{Ecuación (26)}$$

-Verano:

$$Cl - a = (4.21 - 3.84) + Banda_2 * 188.31 + Banda_3 * 197.42 \quad \text{Ecuación (27)}$$

- Otoño:

$$Cl - a = (4.21 - 4.19) + Banda_2 * 188.31 + Banda_3 * 197.42 \quad \text{Ecuación (28)}$$

De igual manera, al analizar la variable DS, por medio de un modelo lineal mixto con correlación espacial exponencial y utilizando la banda 4 y la relación banda4/banda1, se encontró el modelo que mejor explicó la distribución de esta variable limnológica, ya que presentó las mejores medidas de ajuste (AIC= 211.24, BIC= 234.24, ECMP=0.44, $R^2= 0.67$). Al igual que en el caso anterior, se encontró asociación entre la variable DS, las bandas espectrales y las estaciones climáticas ($p<0.05$ para todos los casos).

A continuación se muestran los parámetros que definieron los modelos para cada estación climática:

- Invierno:

$$DS = 3.73 - Banda_4 * 162.67 + \left(\frac{Banda_4}{Banda_1} \right) * 2.4 \quad \text{Ecuación (29)}$$

- Primavera:

$$DS = (3.73 + 0.12) - Banda_4 * 162.67 + \left(\frac{Banda_4}{Banda_1} \right) * 2.4 \quad \text{Ecuación (30)}$$

-Verano:

$$DS = (3.73 + 0.13) - Banda_4 * 162.67 + \left(\frac{Banda_4}{Banda_1} \right) * 2.4 \quad \text{Ecuación (31)}$$

- Otoño:

$$DS = (3.73 + 1.22) - Banda_4 * 162.67 + \left(\frac{Banda_4}{Banda_1} \right) * 2.4 \quad \text{Ecuación (32)}$$

En estos modelos, al definir la estructura de correlación espacial se utilizó como criterio de clasificación las campañas de muestreo con sus correspondientes coordenadas *Easting* y *Northing*. De esta manera, se obtuvo un valor de *range*, el cual se definió como la distancia a partir de la cual las observaciones pueden considerarse independientes (Di Rienzo *et al.*, 2012). En el caso de la variable CI-a, este parámetro presentó un valor estimado de 677.2 m. Mientras que para el DS fue de 1944.5 m. Esto implica que con respecto a estas variables limnológicas, en especial el DS, pocos sitios de muestreo podrían considerarse independientes, ya que en la mayoría de los casos las distancias entre ellos son inferiores al valor *range*.

Al analizar los trabajos presentados por diferentes autores, fue posible apreciar que, en todos ellos para relacionar las variables en estudio e información satelital se utilizaron modelos construidos en base a regresiones lineales clásicas. De esta manera, Kulkarni (2011), trabajando en un lago de Canadá, asoció las bandas del sensor TM con

la variable CI-a por medio de regresiones lineales simples. Giardino *et al.*, (2001), para estimar las concentraciones de esta variable, utilizó un análisis de regresión lineal múltiple de las bandas TM. Mientras que este mismo investigador utilizó un modelo de regresión simple para estimar la variable DS. Por su parte, Zhao *et al.* (2011) trabajando con el sensor TM pudo generar un modelo predictivo de DS en un lago de China por medio de un modelo de regresión lineal múltiple. Así es posible apreciar que este tipo de metodología es frecuentemente utilizada por varios autores (Dall'Olmo *et al.*, 2005; Jie *et al.*, 2006; Sriwongsitanon *et al.*, 2011; Zhao *et al.*, 2011; Fernandez *et al.*, 2012).

De acuerdo a las revisiones realizadas, si bien los MLM, son comunes en trabajos de agricultura, no son muy frecuentes en estudios de teledetección aplicados en sistemas acuáticos, donde por lo general se utilizan modelos de regresiones lineales clásicas.

En este estudio, la ventaja de utilizar MLM, además de ser un método novedoso y de servir para analizar datos con estructuras de dependencia, desbalances y falta de normalidad, fue que permitió generar los algoritmos que mejor explicaron la distribución de las variables CI-a y DS en el embalse. Permitiendo encontrar una estructura de correlación espacial entre las mediciones y estimando una distancia máxima en la cual hubo covariación entre los datos.

Otra innovación incorporada por este estudio, que no ha sido registrada en la revisión bibliográfica, fue la incorporación de las estaciones climáticas como una variable regresora adicional. De esta manera, se generó un modelo diferente para cada estación, adicionando información que afectó de manera directa el comportamiento de las variables CI-a y DS.

Por último, combinando los sensores TM y ETM+, se redujo la resolución temporal, pudiendo obtener imágenes del área de estudio en un lapso de 8 días. Esto puede ser ventajoso en el caso que se quisiera hacer un monitoreo continuo de una situación especial, como ser un florecimiento de algas o la descarga de grandes concentraciones de sólidos en suspensión que afecten la transparencia del agua, pudiendo ser considerados riesgosos debido a su capacidad de obstruir filtros de tomas de agua para consumo.

V.2.e.- Validación de los modelos propuestos

Los algoritmos seleccionados para estimar la CI-a fueron aplicados en las imágenes satelitales utilizadas para la etapa de validación, obteniendo los valores predichos para cada estación climática. La Figura 48 muestra los diagramas de dispersión construidos con los valores observados y esperados, junto con sus respectivas medidas de ajuste R^2 y ECMP.

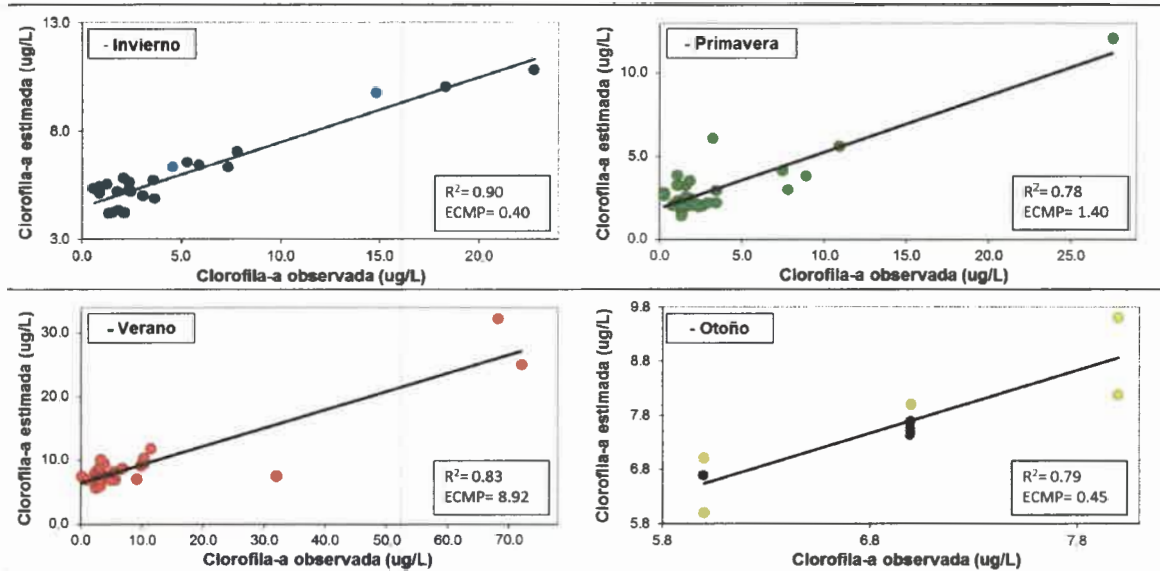


Figura 48: Valores observados vs esperados de la variable CI-a.

En todos los casos, se pudieron validar los modelos planteados, ya que se encontró un R^2 superior al 75% ($p < 0.05$), lo que estaría demostrando una alta relación entre los valores observados y esperados. Con respecto al ECMP, se observó que el verano fue la estación que presentó el valor más elevado de esta medida de ajuste. Mientras que al analizar la distribución de los puntos en cada uno de estos gráficos, se observó que, con excepción del otoño, los modelos aplicados generaron una subvaloración en los datos estimados.

Con respecto al DS, el coeficiente R^2 encontrado en cada una de las estaciones climáticas fue superior al 50%, lo que demostraría una asociación media entre los valores observados y los estimados por la metodología propuesta (Figura 49). En estos casos, las medidas de ECMP siempre fueron inferiores a 0.5 m.

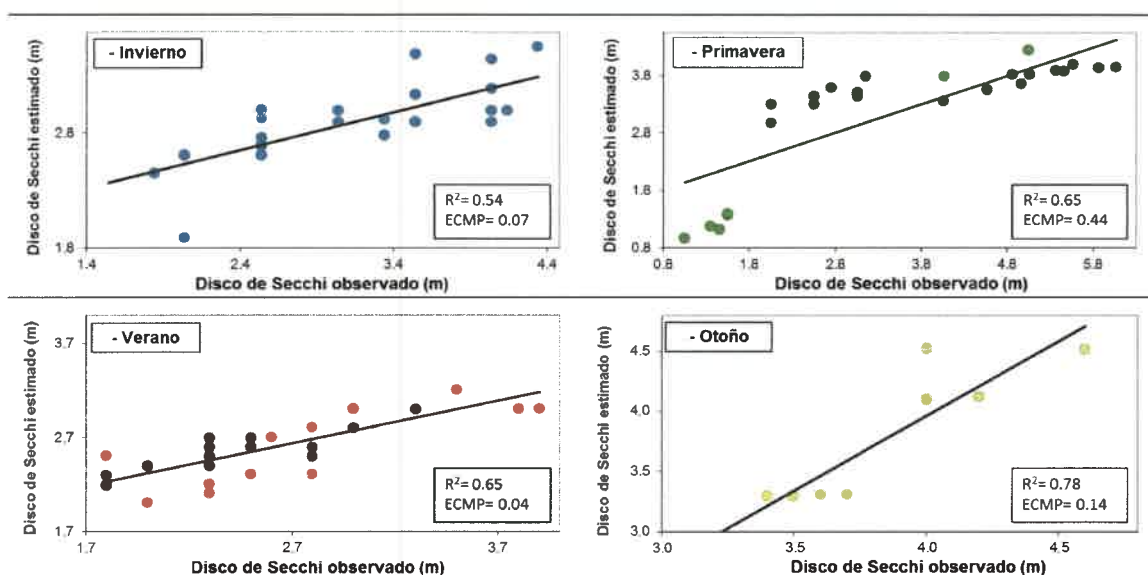


Figura 49: Valores observados vs esperados de la variable DS.

Por último, analizando la variable T, se encontraron las medidas de ajuste más heterogéneas dependiendo de la estación climática, aunque en todos los casos estas medidas de ajuste fueron consideradas aceptables (Figura 50). Así, la primavera presentó el coeficiente R² más elevado. Mientras que la estación verano, que presentó los valores de T más elevados, registró los menores valores de R² y ECMP. Además, al igual que en la CI-a, los valores de T estimados fueron inferiores a los observados.

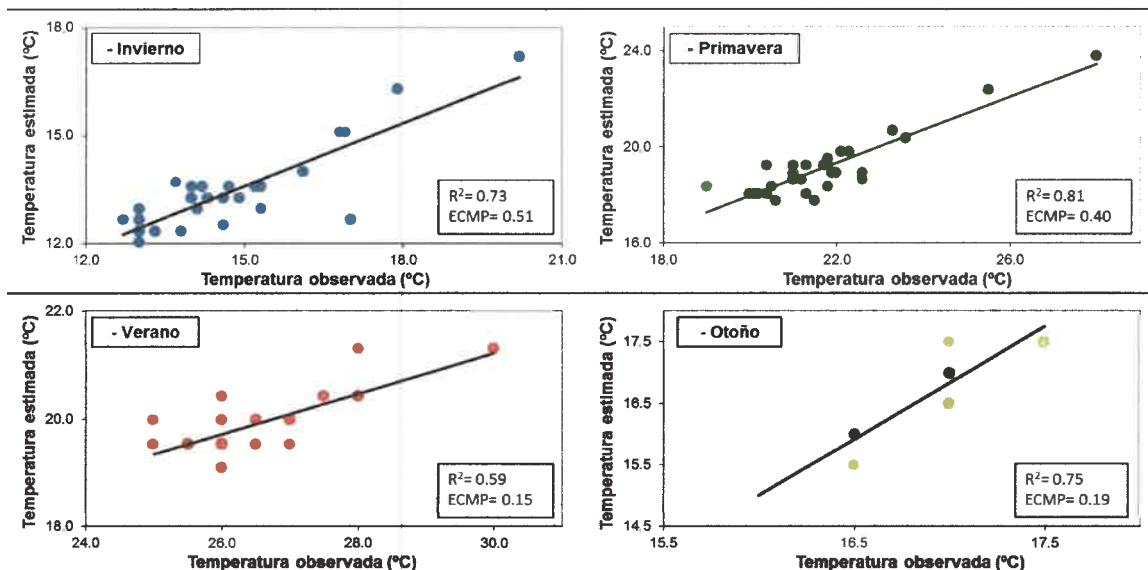
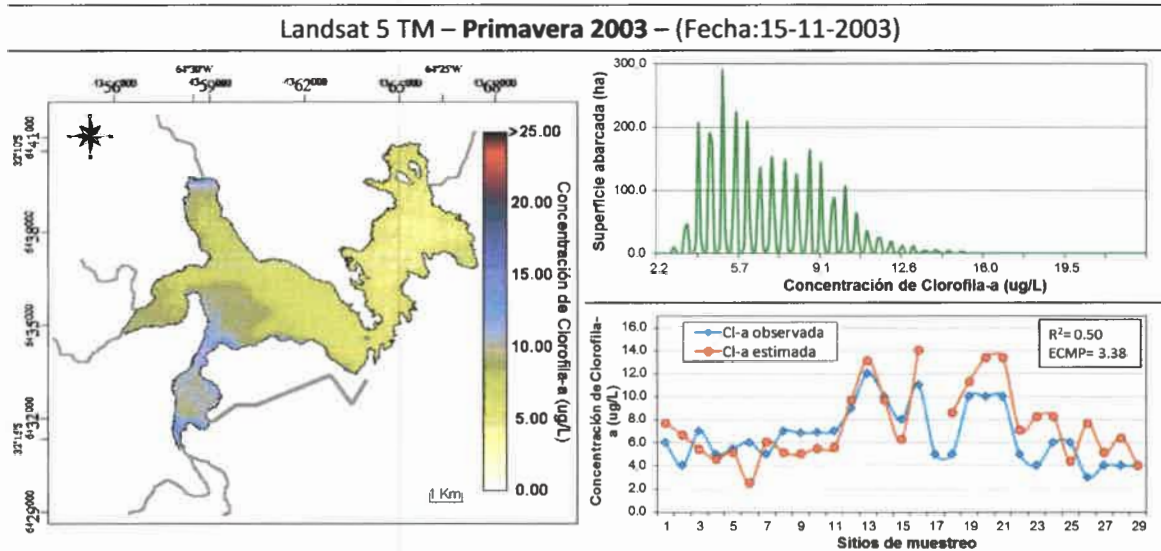


Figura 50: Valores observados vs esperados de la variable T.

Finalmente, todos los algoritmos propuestos presentaron valores de R^2 aceptables y bajos ECMP, lo que demostró la existencia de una buena relación entre los datos medidos a campo y los estimados por teledetección.

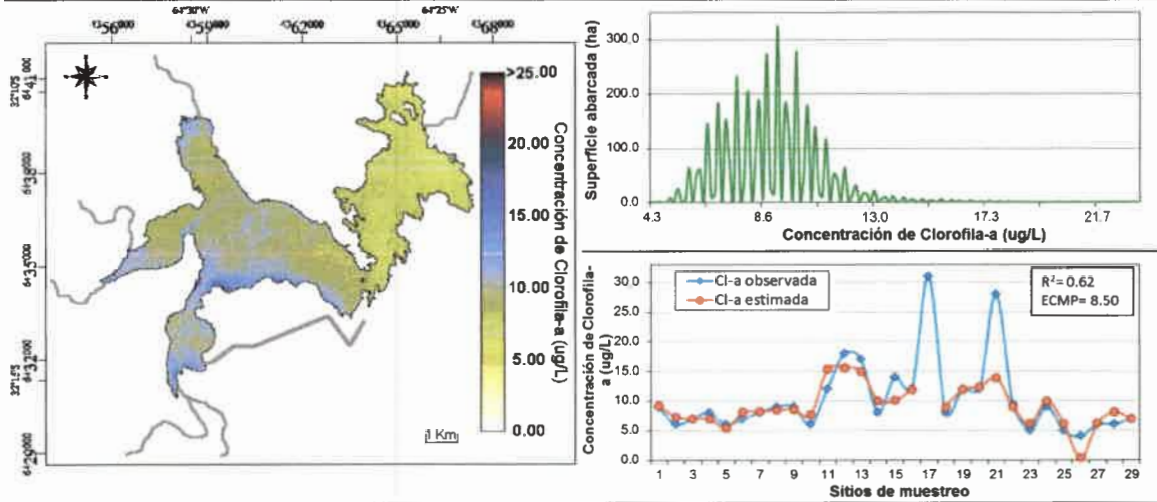
V.2.f.- Mapas de distribución espacio-temporal de variables de calidad del agua

Los modelos generados para las diferentes variables fueron aplicados sobre el conjunto de imágenes satelitales disponibles. Así, la Figura 51, muestra los mapas de distribución espacial de la variable Cl-a sobre el embalse Río Tercero durante el período muestreado. Sobre todos estos mapas se aplicó la misma paleta de colores para hacerlos comparables. Además se presentan las distribuciones de las frecuencias de la variable Cl-a estimada por teledetección en toda la superficie del embalse junto con los perfiles de valores observados y esperados de los sitios de muestreo con sus respectivos valores R^2 y ECMP. En estos mapas, las zonas con ausencia de datos se deben a la presencia de cobertura nubosa, la cual fue enmascarada.

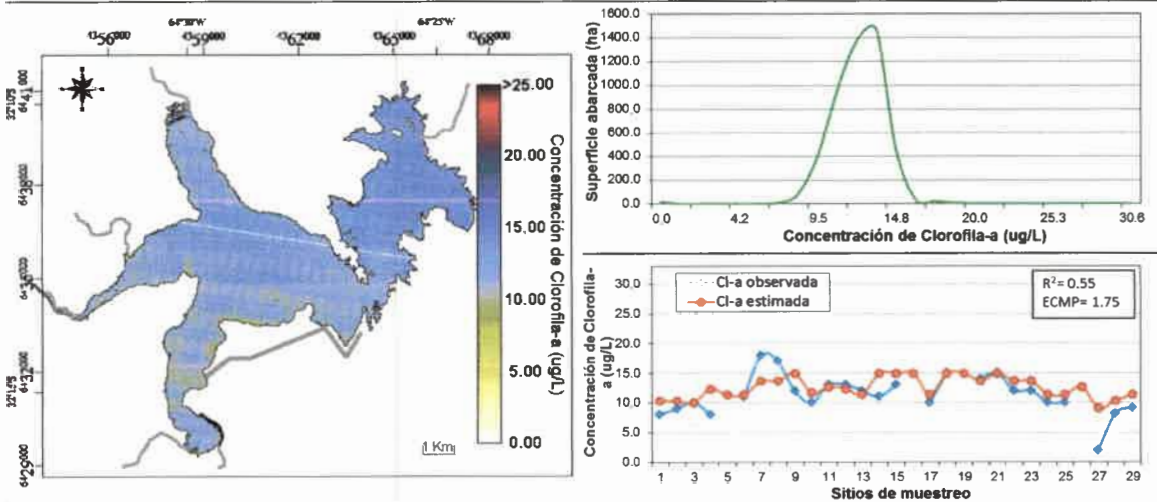


Continuación Figura 51

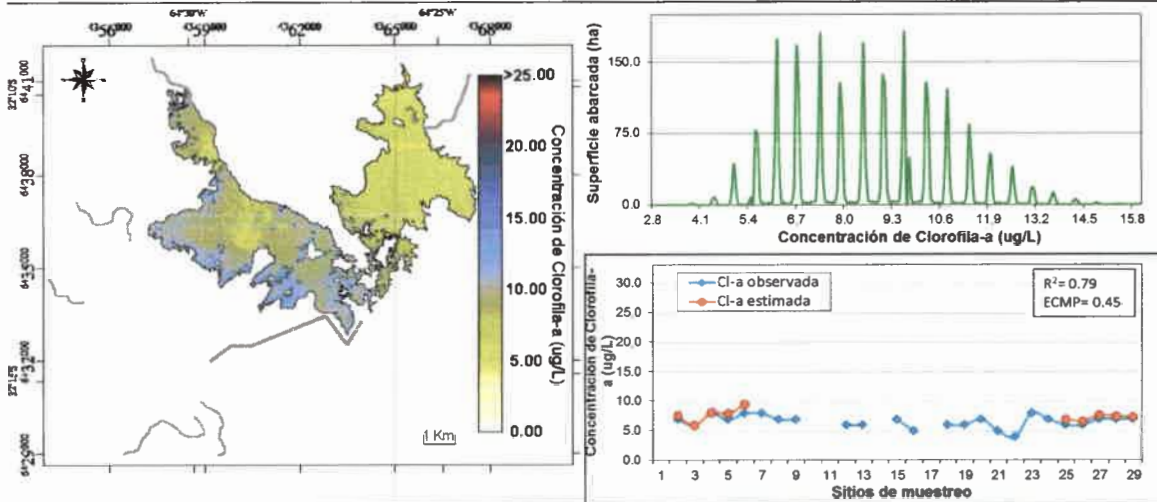
Landsat 7 ETM+ – Verano 2004 – (Fecha: 14-03-2004)



Landsat 5 TM – Otoño 2004 – (Fecha: 26-06-2004)

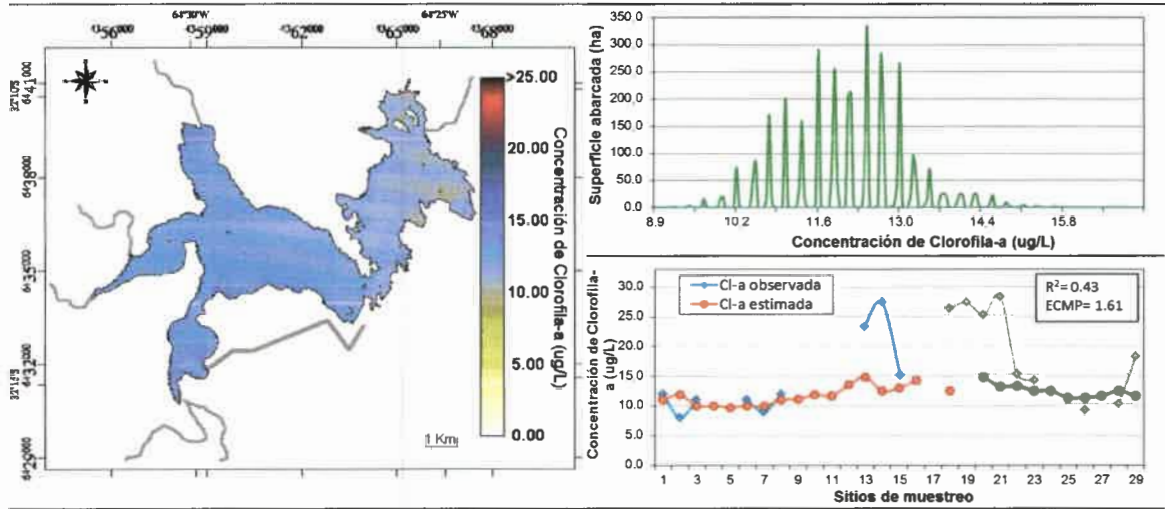


Landsat 7 ETM+ – Otoño 2005 – (Fecha: 20-05-2005)

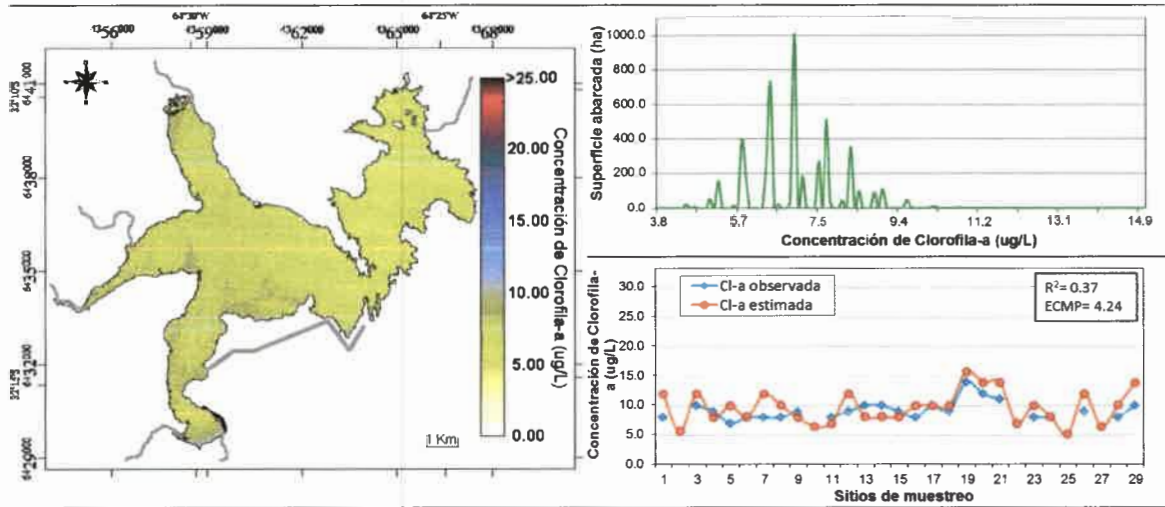


Continuación Figura 51

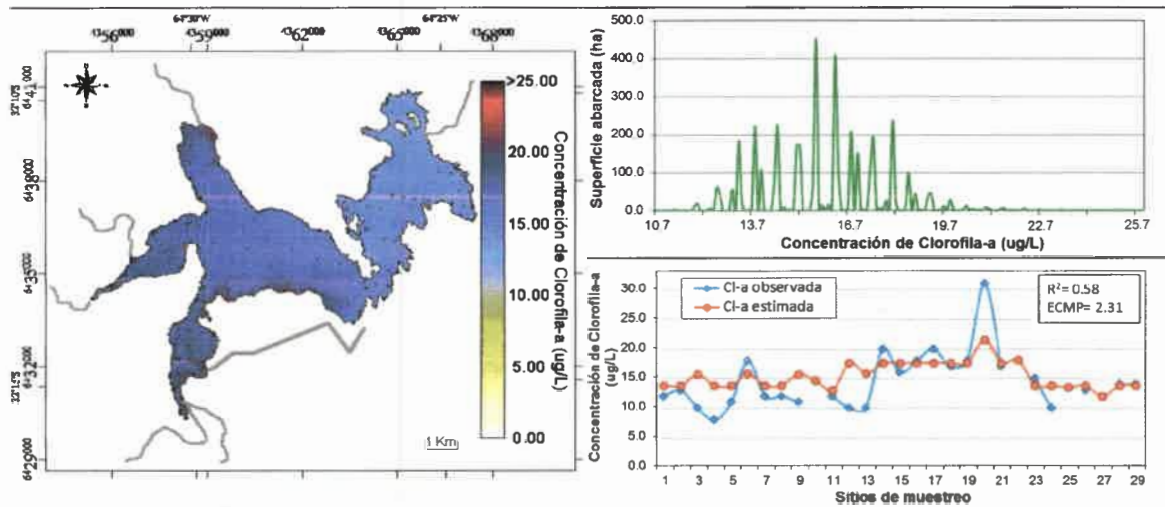
Landsat 5 TM – Primavera 2005 – (Fecha: 03-10-2005)



Landsat 5 TM – Verano 2006 – (Fecha: 12-03-2006)

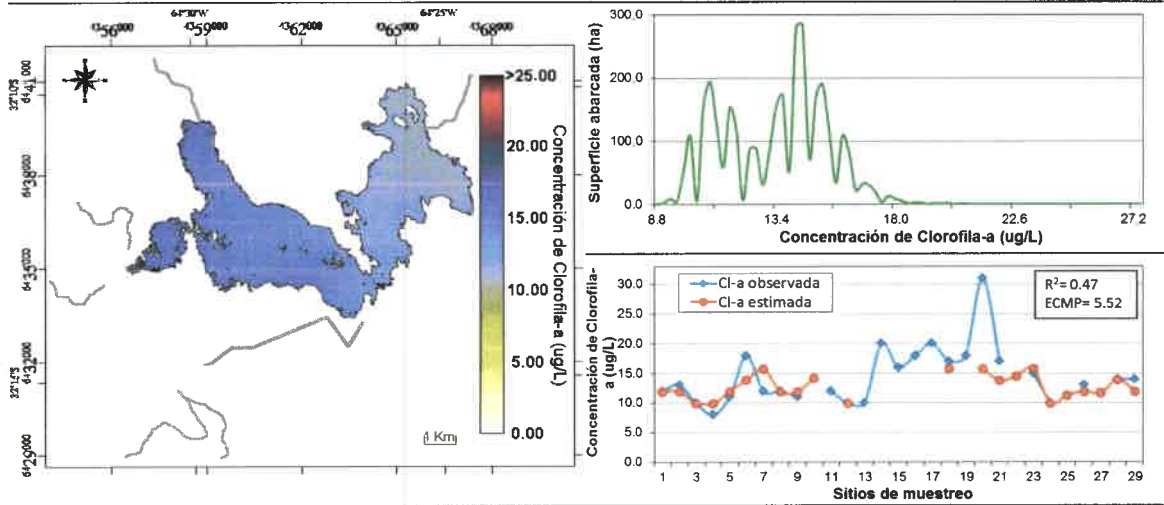


Landsat 5 TM – Invierno 2006 – (Fecha: 20-09-2006)

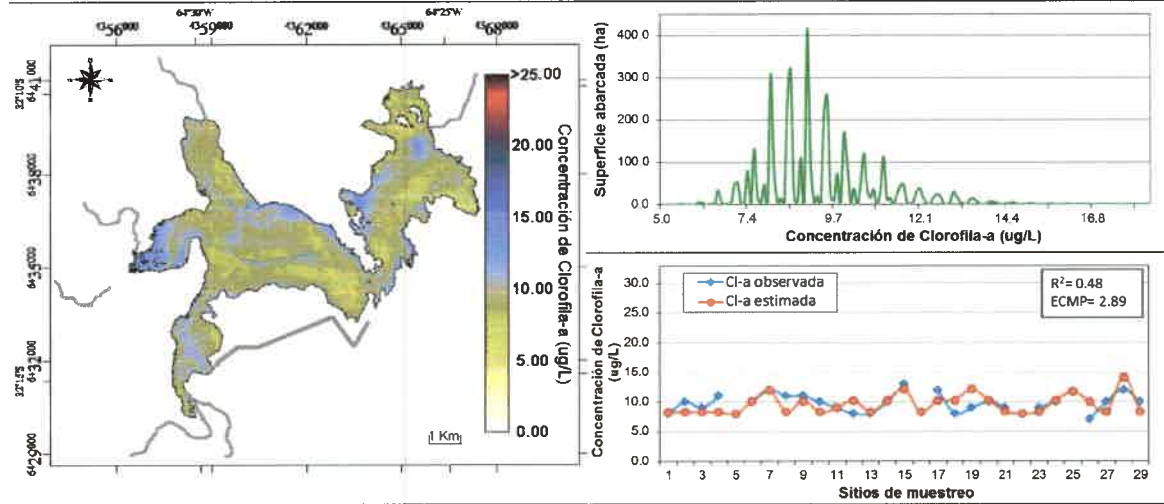


Continuación Figura 51

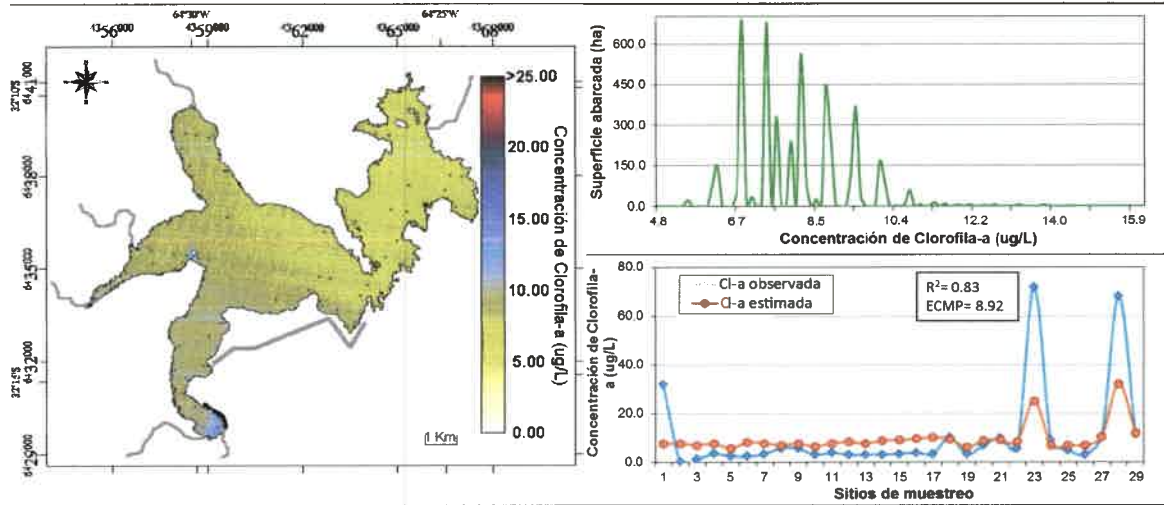
Landsat 7 ETM+ – Invierno 2006 – (Fecha: 28-09-2006)



Landsat 5 TM – Primavera 2006 – (Fecha: 09-12-2006)

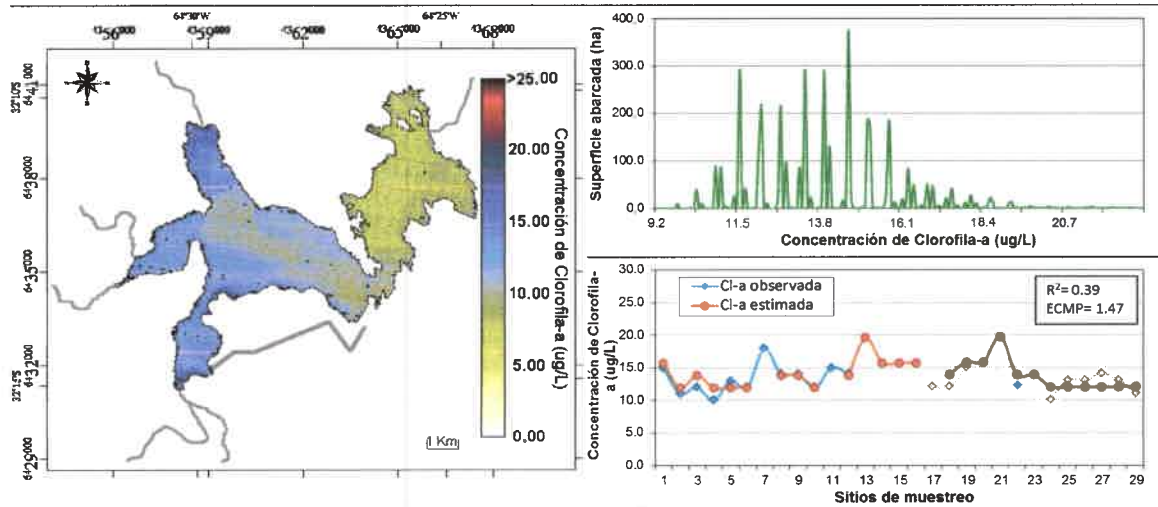


Landsat 5 TM – Verano 2009 – (Fecha: 20-03-2009)

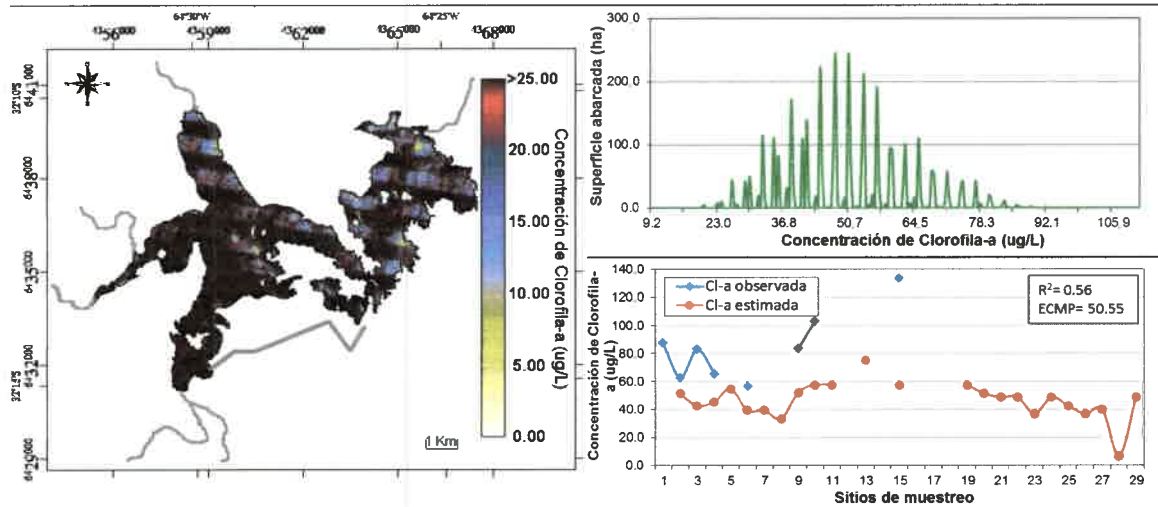


Continuación Figura 51

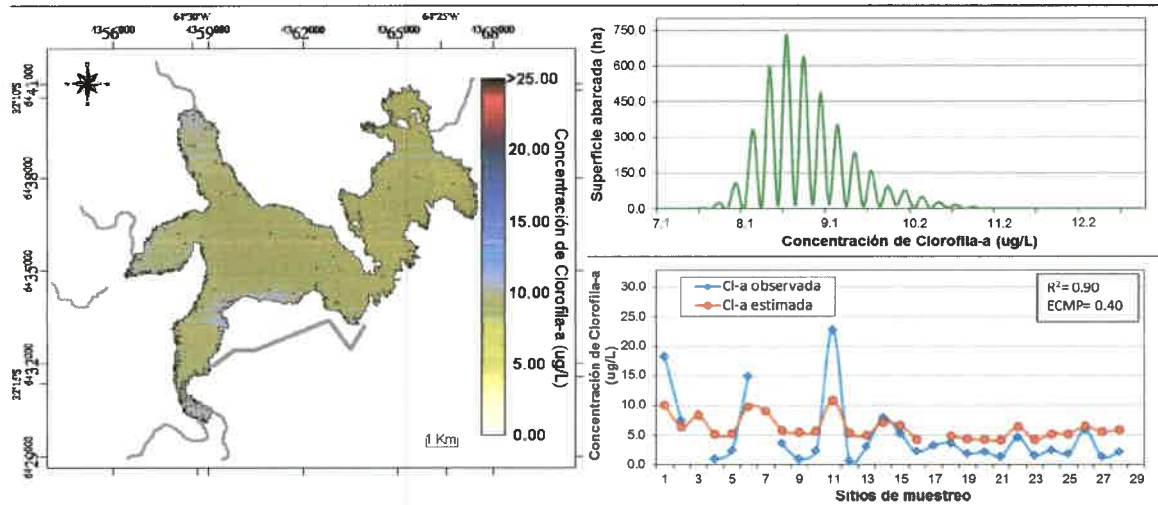
Landsat 5 TM – Invierno 2009 – (Fecha: 28-09-2009)



Landsat 5 TM – Primavera 2009 – (Fecha: 17-12-2009)



Landsat 7 ETM+ – Invierno 2010 – (Fecha: 07-09-2010)



Continuación Figura 51

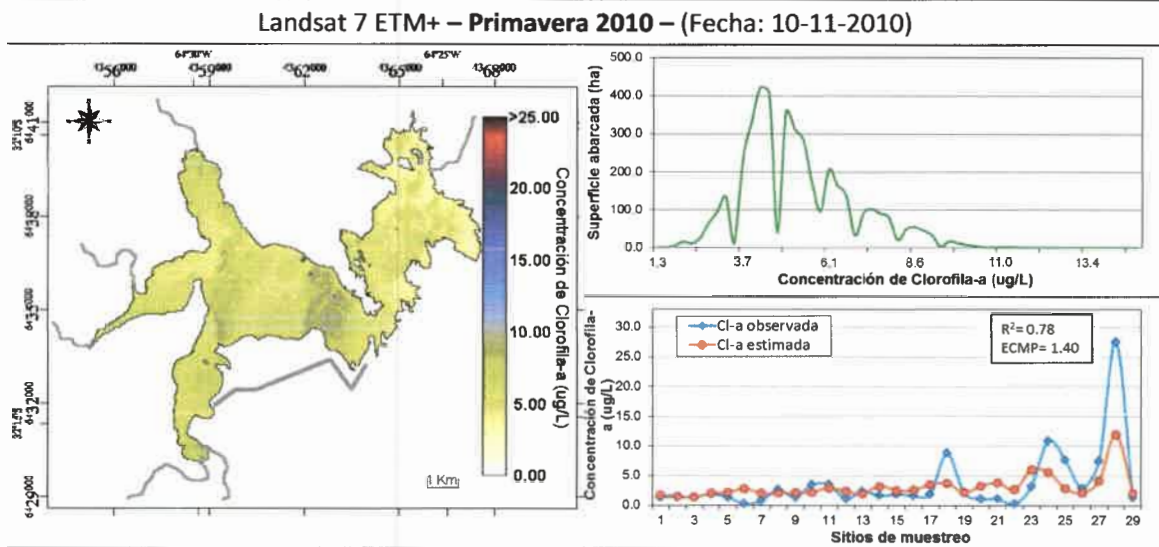


Figura 51: Mapas de distribución de la variable CI-a en el embalse Río Tercero, junto con sus correspondientes distribuciones de frecuencias estimadas y los perfiles de valores observados y esperados de los sitios de muestreo.

Al analizar la Figura 51, se observó que los mapas de CI-a presentaron en general concentraciones bajas y homogéneas, independientemente de la estación climática, variando entre los 7.2 a 15.8 $\mu\text{g/L}$.

Con respecto a las medidas de ajuste, estos mapas presentaron un R^2 promedio igual a 0.59 y un ECMP medio igual a 6.67, lo que supone una buena a media asociación entre los datos medidos y predichos. Se esperaba que de haberse presentado concentraciones más elevadas de CI-a, los valores de los coeficientes hubiesen sido mejores. Así como lo registrado por Fernández *et al.* (2012), que al realizar un estudio de la situación en el dique San Roque, encuentra una elevada asociación entre bandas TM y la variable CI-a, la cual presentó una variación de 0 a 400 mg/L.

Si bien mediante la técnica ANOVA aplicada a los valores medidos (Figura 38.c), se encontraron diferencias estadísticas significativas entre la primavera y el resto de las estaciones climáticas, éstas no pudieron observarse en los mapas de distribución. Lo que pudo deberse al efecto generado por las altas concentraciones registradas en la primavera de 2009 en el ANOVA, la cual genera una diferencia con respecto al resto.

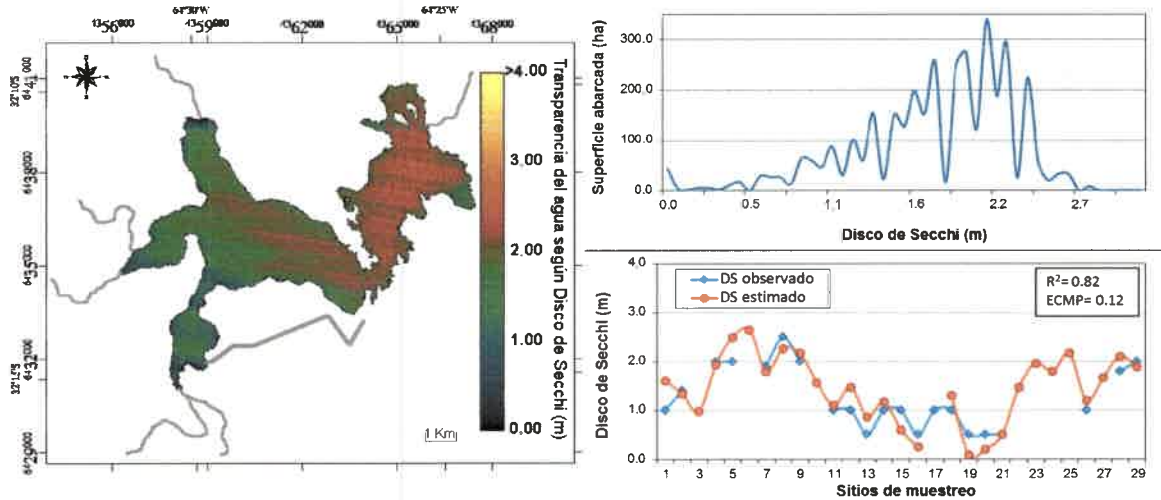
El mapa correspondiente a la primavera de 2010 fue el que presentó los valores más bajos de CI-a, coincidiendo con el bajo valor encontrado en el perfil multivariado de esta variable (Figura 38.a). En cambio, la primavera de 2009, fue la que se diferenció del resto, ya que presentó valores máximos extremos de CI-a, con concentraciones

predichas superiores a los 100.0 µg/L. Esto coincidió con el gráfico de perfil multivariado, donde se observó un drástico aumento en la concentración de esta variable y con Mancini *et al.* (2010), que detectó la presencia de un florecimiento de *Anabaena spiroides* y *Microcystis aeruginosa*, en el dique Piedras Moras, ubicado 11 Km aguas abajo de este reservorio y que generó mortandad de peces, aves y mamíferos que estuvieron en contacto directo con el reservorio.

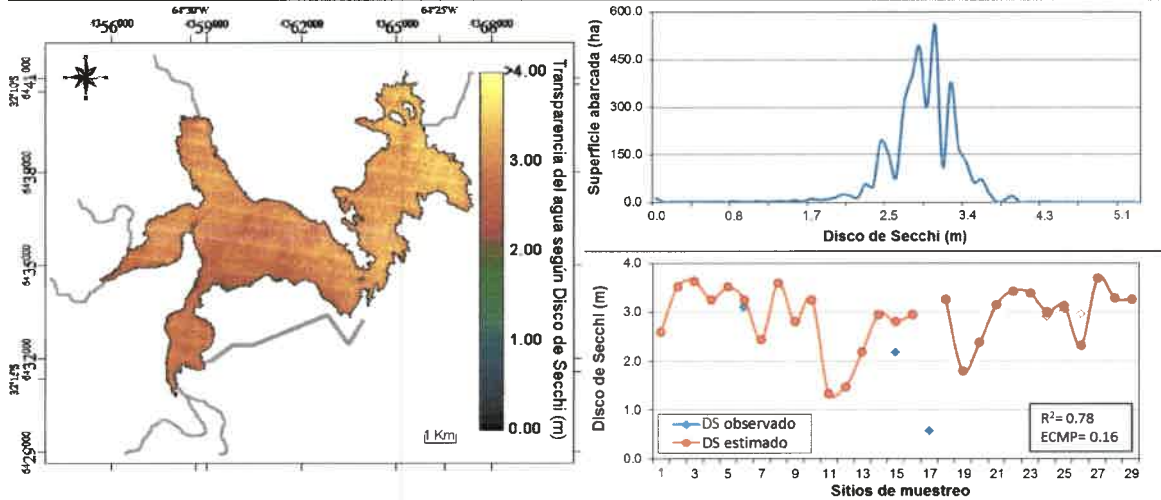
Analizando la variación espacial de esta variable, se observó que en la mayoría de los muestreos las concentraciones más elevadas se registraron en el lóbulo Oeste del embalse el cual se asoció con la entrada de los ríos y el canal de enfriamiento de la CNE. Este mismo resultado fue encontrado por Bonansea *et al.* (2012). Además, la región sur del embalse conocida como costa de la CNE, presentó también altas concentraciones de Cl-a. Esta zona, que está caracterizada por una muy baja pendiente, puede estar más expuesta a los cambios producidos por la cota del reservorio, siendo un área donde se acumulan sedimentos ricos en nutrientes los cuales son aprovechados por la vegetación para su crecimiento y desarrollo. En esta costa es común la presencia de animales de producción, tales como bovinos y ovinos, pastoreando generalmente cuando el embalse posee una cota baja. Esta situación contribuye al deterioro de la calidad del agua, ya que está directamente relacionada con la contribución de nutrientes al embalse por medio de sus heces.

En cuanto a la variable DS, la Figura 52 muestra los diferentes mapas de distribución espacial de este parámetro, junto con sus distribuciones de frecuencias estimadas y sus correspondientes perfiles de valores observados y esperados y medidas de ajuste.

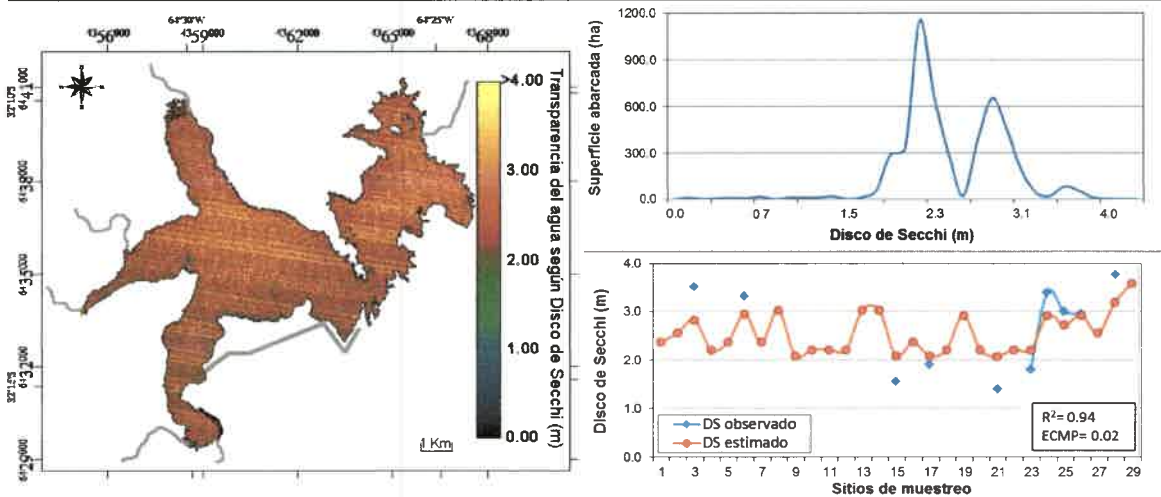
Landsat 5 TM – Primavera 2003 – (Fecha:15-11-2003)



Landsat 7 ETM+ – Verano 2004 – (Fecha: 14-03-2004)

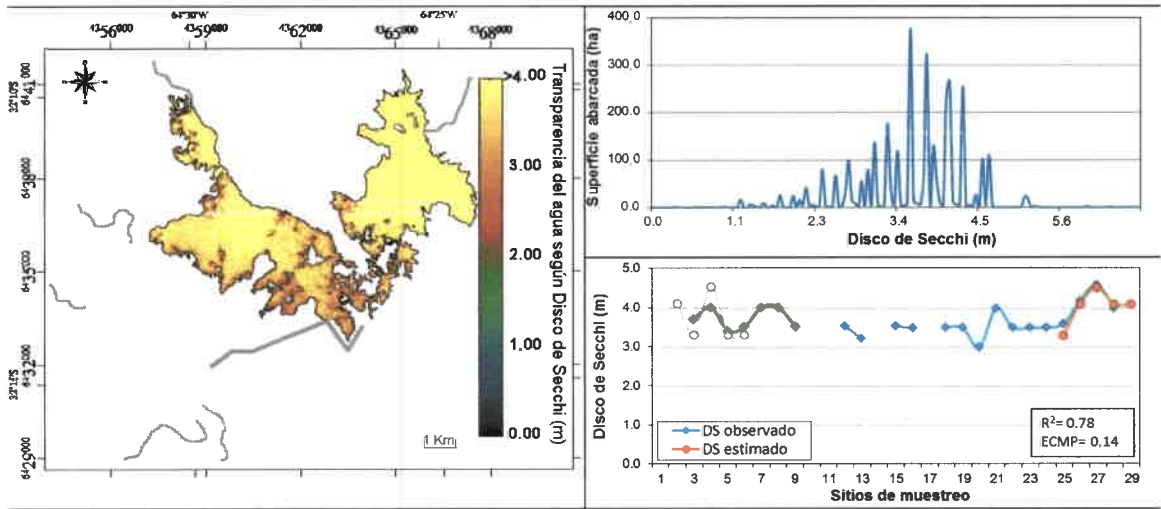


Landsat 5 TM – Otoño 2004 – (Fecha: 26-06-2004)

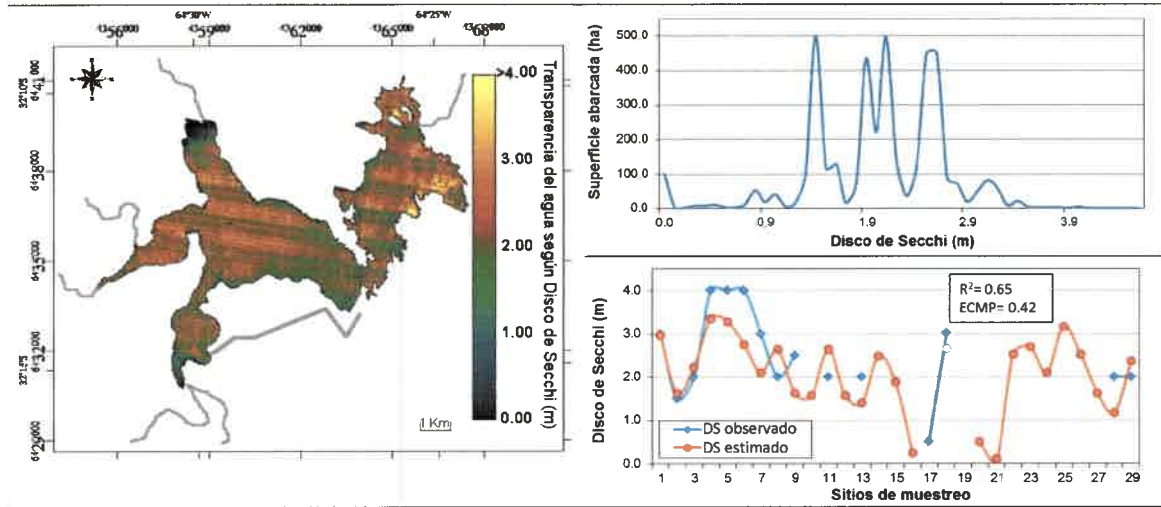


Continuación Figura 52

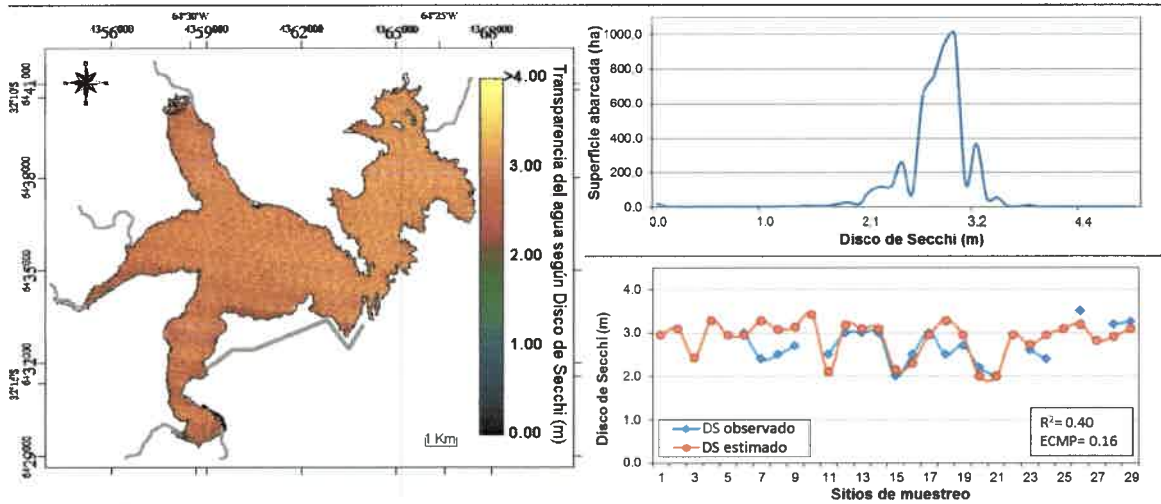
Landsat 7 ETM+ – Otoño 2005 – (Fecha: 20-05-2005)



Landsat 5 TM – Primavera 2005 – (Fecha: 03-10-2005)

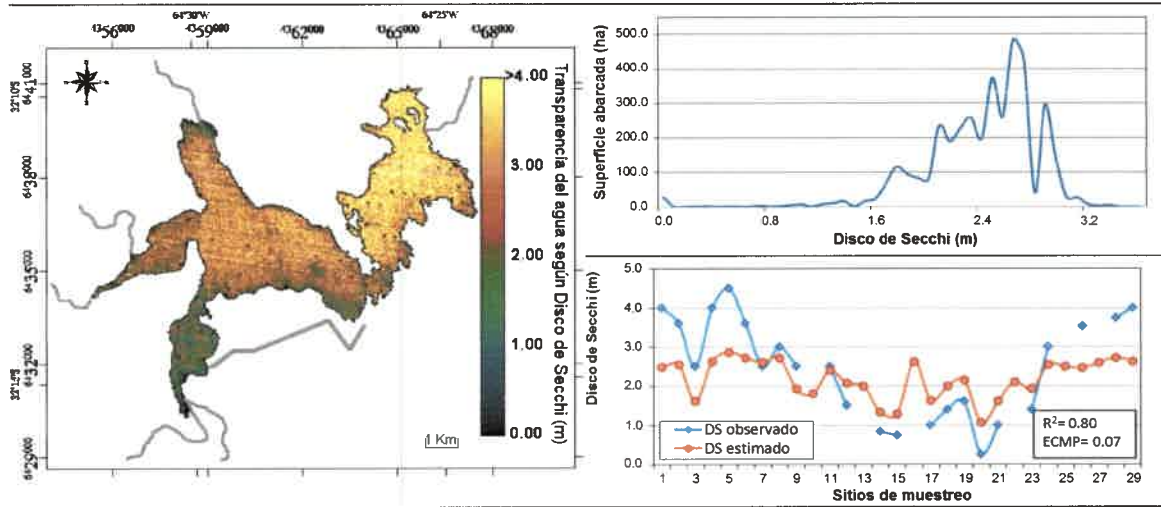


Landsat 5 TM – Verano 2006 – (Fecha: 12-03-2006)

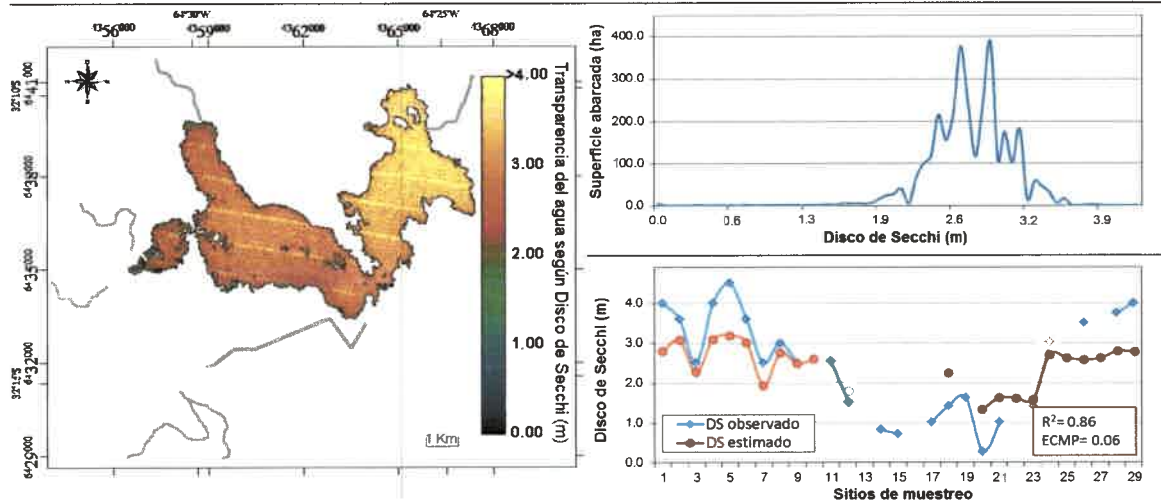


Continuación Figura 52

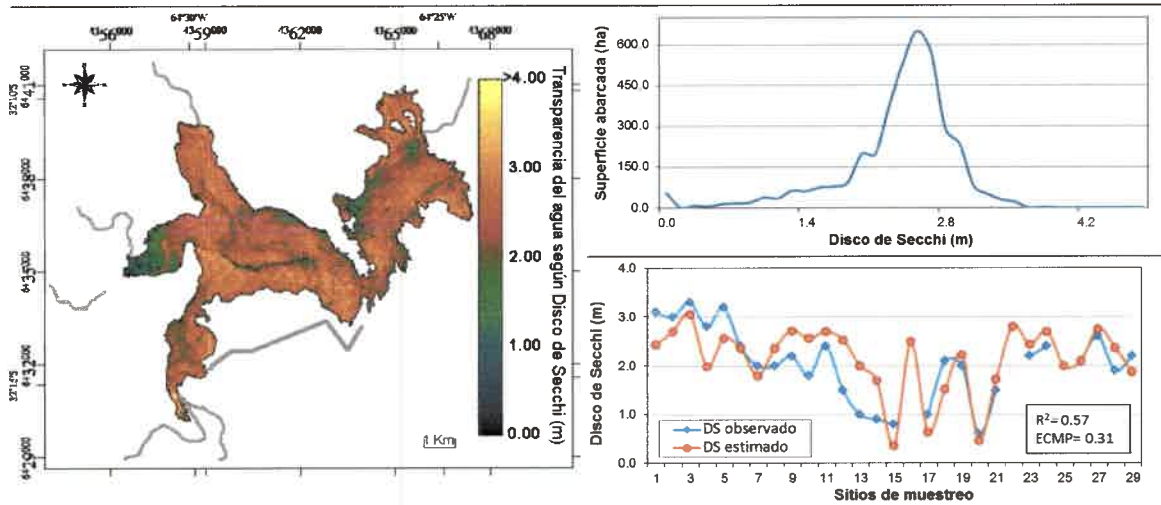
Landsat 5 TM – Invierno 2006 – (Fecha: 20-09-2006)



Landsat 7 ETM+ – Invierno 2006 – (Fecha: 28-09-2006)

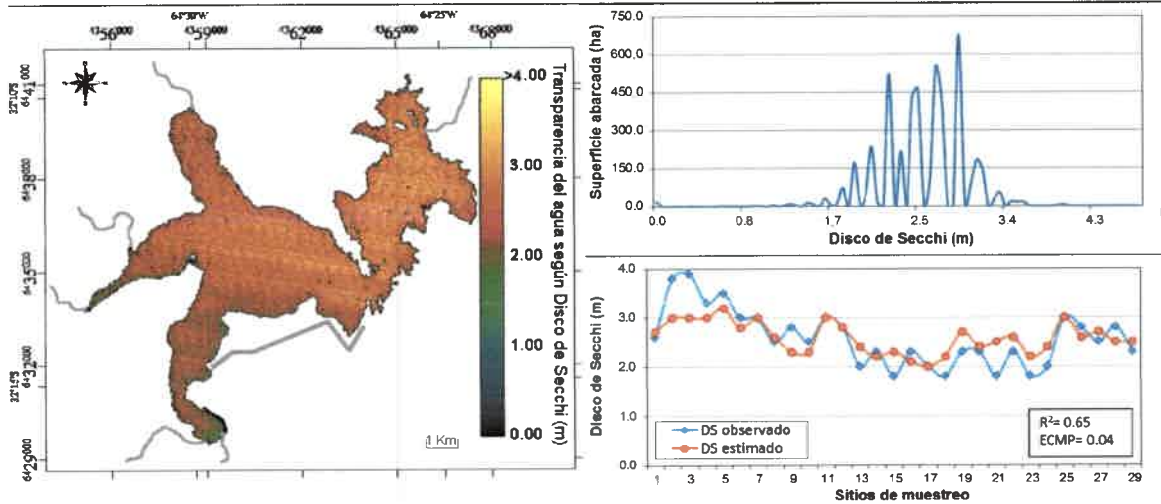


Landsat 5 TM – Primavera 2006 – (Fecha: 09-12-2006)

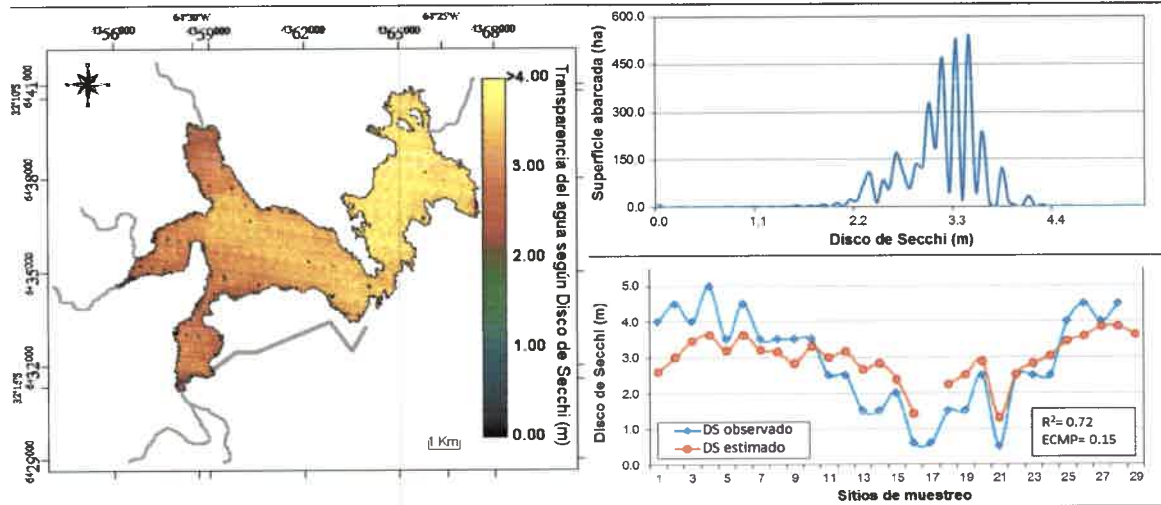


Continuación Figura 52

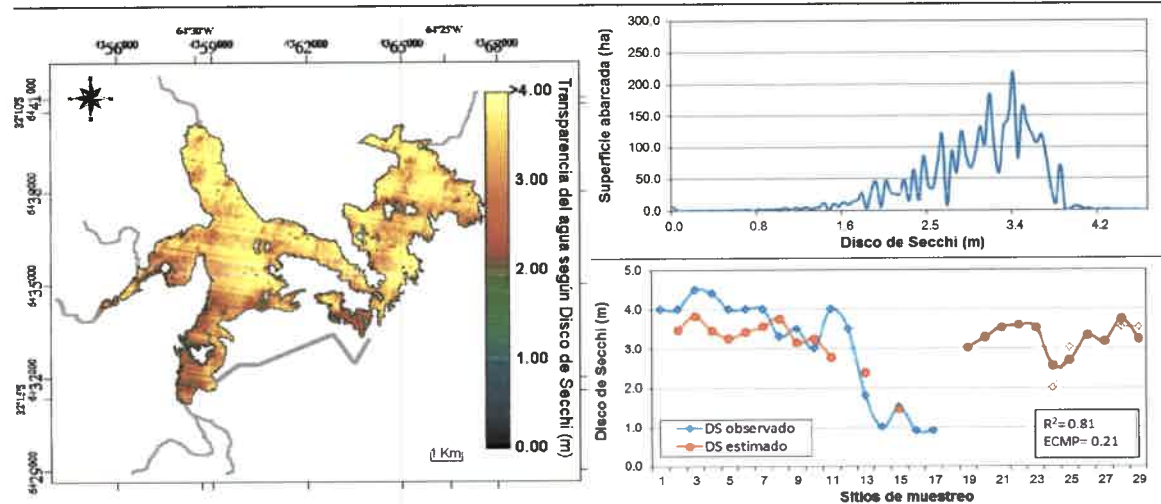
Landsat 5 TM – Verano 2009 – (Fecha: 20-03-2009)



Landsat 5 TM – Invierno 2009 – (Fecha: 28-09-2009)



Landsat 5 TM – Primavera 2009 – (Fecha: 17-12-2009)



Continuación Figura 52

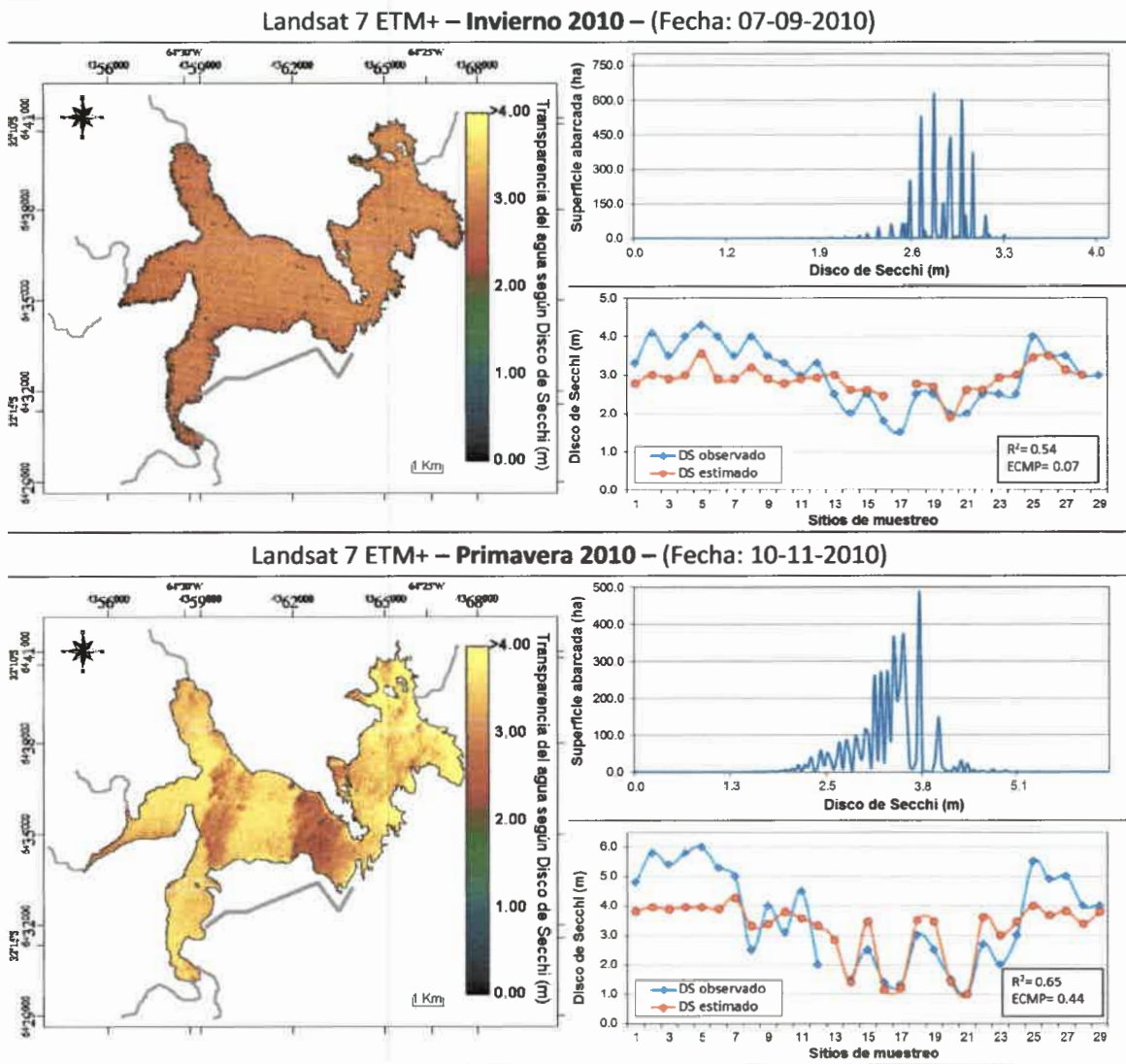


Figura 52: Mapas de distribución de la variable DS en el embalse Río Tercero, junto con sus correspondientes distribuciones de frecuencias estimadas y perfiles de valores observados y esperados de los sitios de muestreo.

Estos mapas presentaron un R^2 medio igual a 0.71 y un ECMP de 0.17, encontrándose una buena relación entre los datos observados y predichos. En cuanto a la distribución del DS dentro del embalse, los datos estimados presentaron una variación que osciló entre valores similares a los 0 m, en las regiones cercanas a las desembocaduras de los ríos, hasta los 5.0 m de profundidad en la zona de la presa. Esto demostró la presencia de una zonificación longitudinal con los valores más bajos en las áreas cercanas a los tributarios, los cuales son los que aportan la mayor cantidad de materiales en suspensión y sólidos disueltos, los que disminuyen la penetración de la luz y transparencia del agua. Por el contrario, los registros más altos se encontraron en el

lóbulo Este del dique donde se encontraron las zonas más profundas del embalse y donde predominó el menor movimiento del agua y los procesos de sedimentación más notorios. Una zonificación similar fue hallada por Bonansea *et al.* (2012) en este mismo embalse y por Bazán (2006) en el dique Los Molinos.

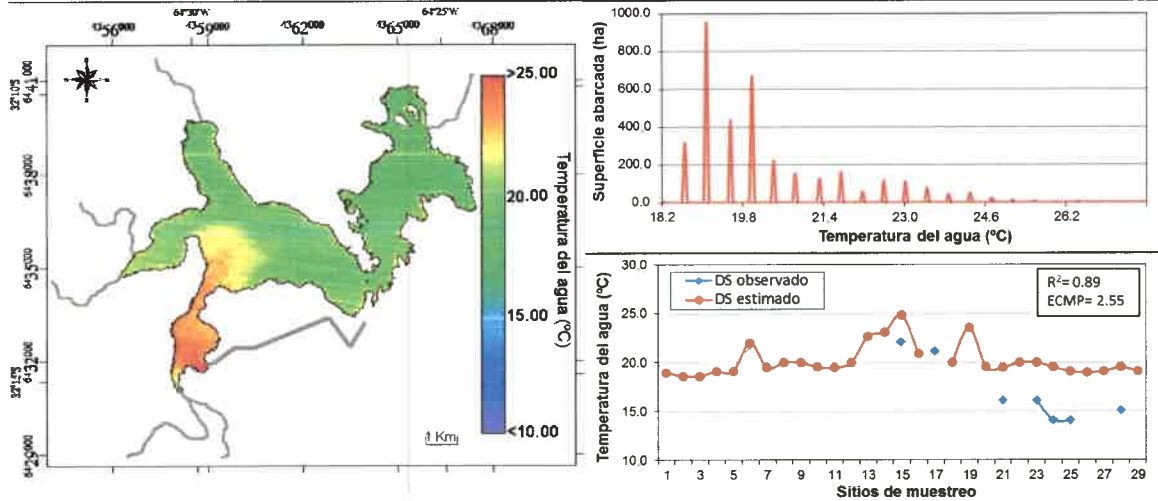
Con respecto a la variación estacional, al igual que con la técnica ANOVA construida a partir de los datos muestreados (Figura 34.e), se observó que en las estaciones climáticas donde predominaron las lluvias (primavera- verano) se encontraron los valores más bajos de DS. Mientras que en otoño e invierno (estaciones secas), los valores de DS fueron superiores. Esto, junto con la presencia de la zonificación longitudinal, fortalece la teoría de que los afluentes son los principales factores que afectan esta variable, debido al ingreso de material por los mismos.

En cuanto a la distribución temporal, se observó que desde los inicios de las campañas de muestreo hasta el año 2009, se encontraron los valores de DS más bajos. Así, la primavera de 2003 registró valores de transparencia entre los 0 y 2.7 m. A partir del año 2009, la transparencia del agua aumentó, encontrándose en la primavera de 2010 los valores más elevados, los cuales llegaron a los 5.5 m de profundidad del disco de Secchi. Estos resultados, que coinciden con el gráfico de perfil multivariado de esta variable (Figura 34.a), aportan más datos sobre el efecto de *Limnoperna fortunei* en el aumento de la transparencia del agua.

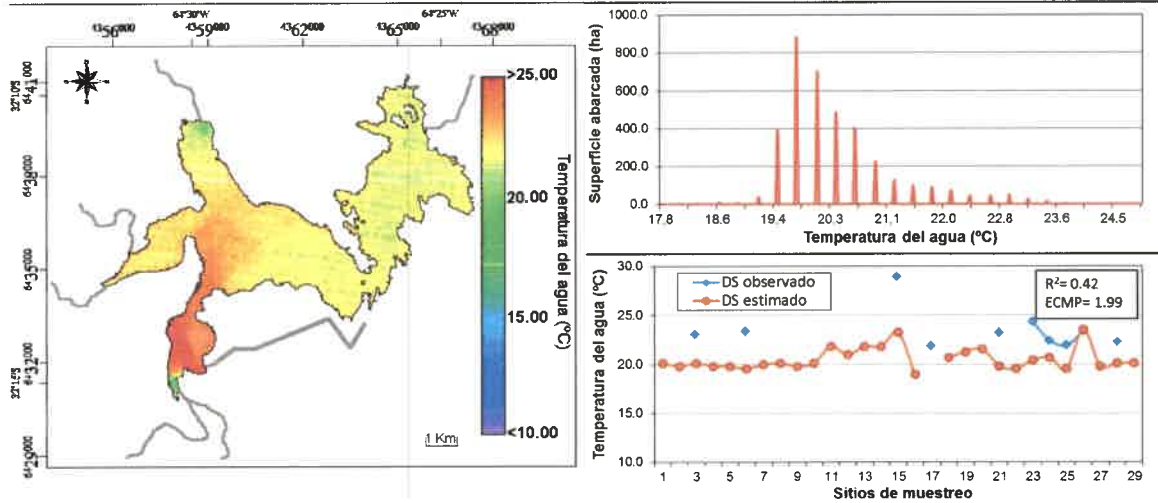
El poder generar un modelo de estimación para esta variable, puede ser útil para comprender el comportamiento del embalse en caso de producirse intensos incendios en su cuenca de recepción. Luego de un incendio se producen grandes cantidad de cenizas y desechos que pueden llegar a un embalse luego de un fenómeno de lluvias (Miller & Yool, 2002). Todos estos materiales, al ingresar al reservorio, generan una brusca disminución de la transparencia del agua y por lo general la presencia de una pluma de polución que se mueve por el reservorio dependiendo de las corrientes del mismo y causando distintos impactos negativos, tales como la obstrucción de filtros de toma de agua debido al alto grado de material en suspensión (Shukla *et al.*, 2008). Pudiendo mapear esta variable mediante sensores remotos, se facilita la toma de decisiones, logrando impedir consecuencias negativas, así como lo realizado por Bonansea & Fernandez (2013), luego de un incendio en el dique Los Molinos.

Para finalizar, se muestran los mapas obtenidos al simular el comportamiento de la temperatura del agua en este reservorio (Figura 53).

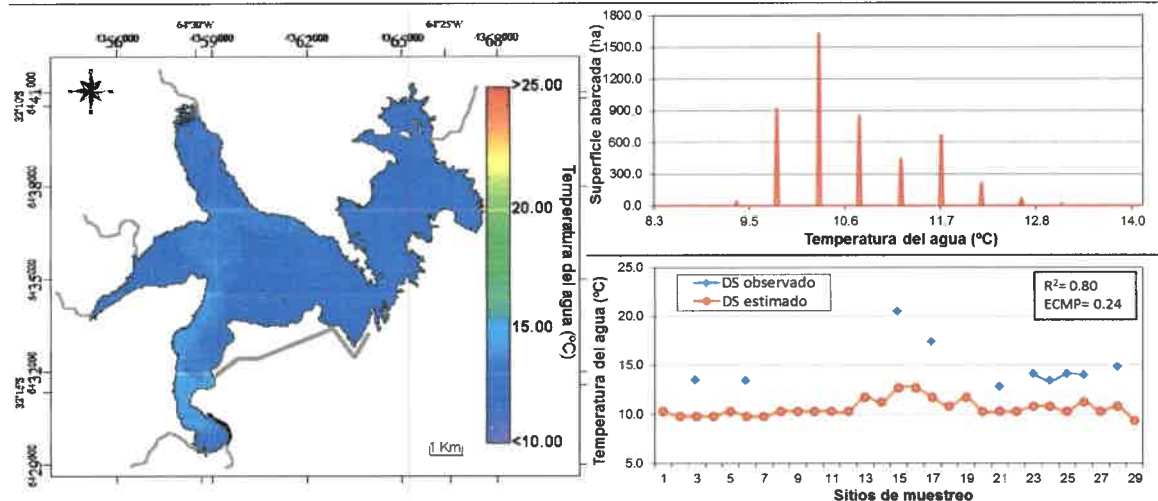
Landsat 5 TM – Primavera 2003 – (Fecha:15-11-2003)



Landsat 7 ETM+ – Verano 2004 – (Fecha: 14-03-2004)

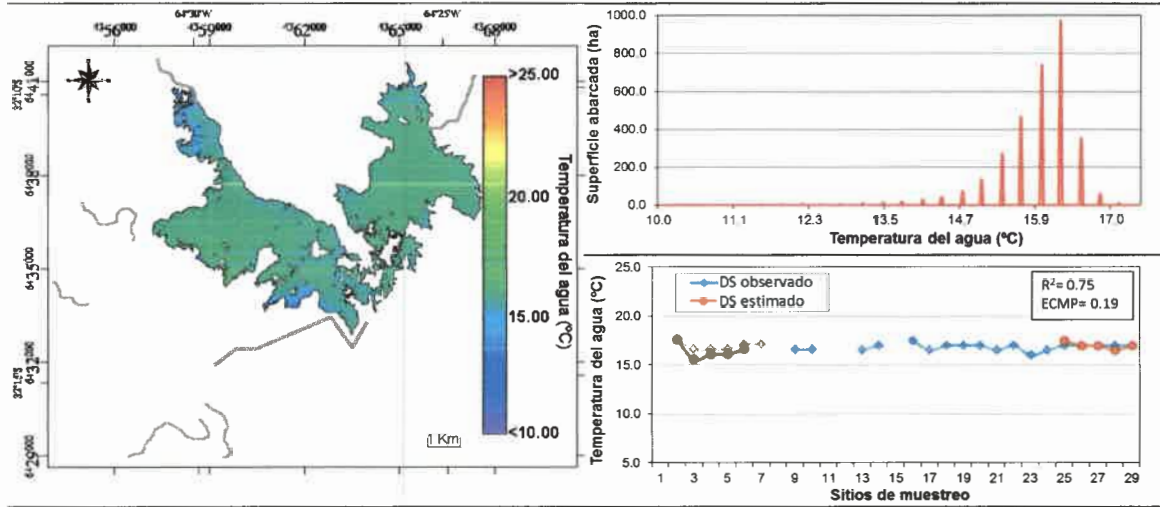


Landsat 5 TM – Otoño 2004 – (Fecha: 26-06-2004)

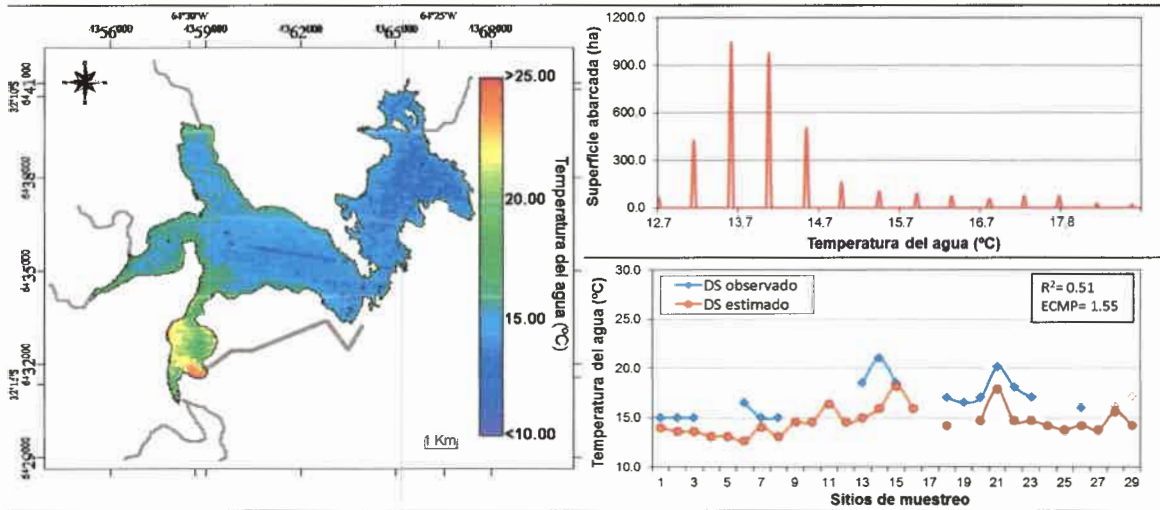


Continuación Figura 53

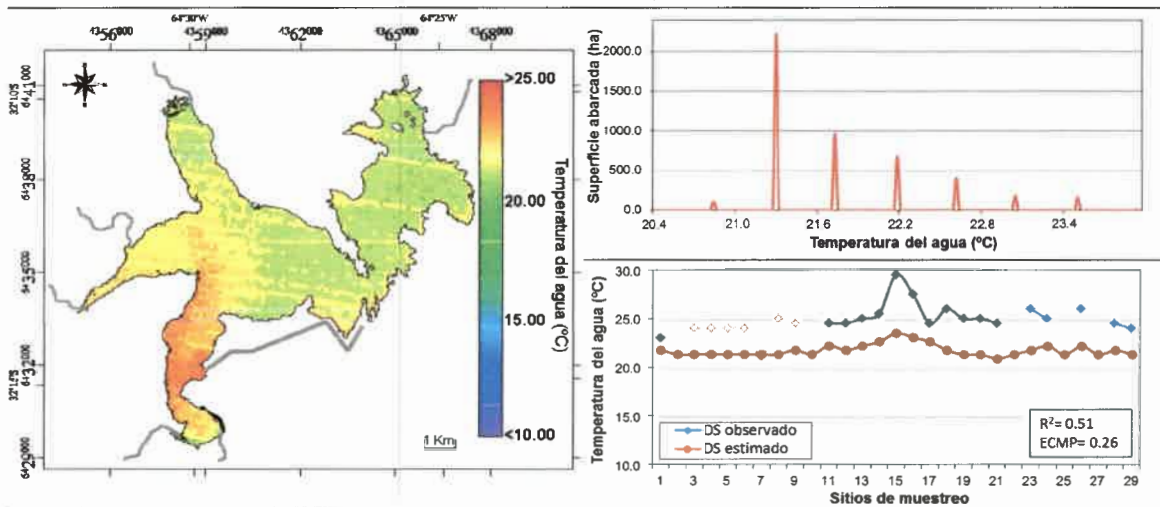
Landsat 7 ETM+ – Otoño 2005 – (Fecha: 20-05-2005)



Landsat 5 TM – Primavera 2005 – (Fecha: 03-10-2005)

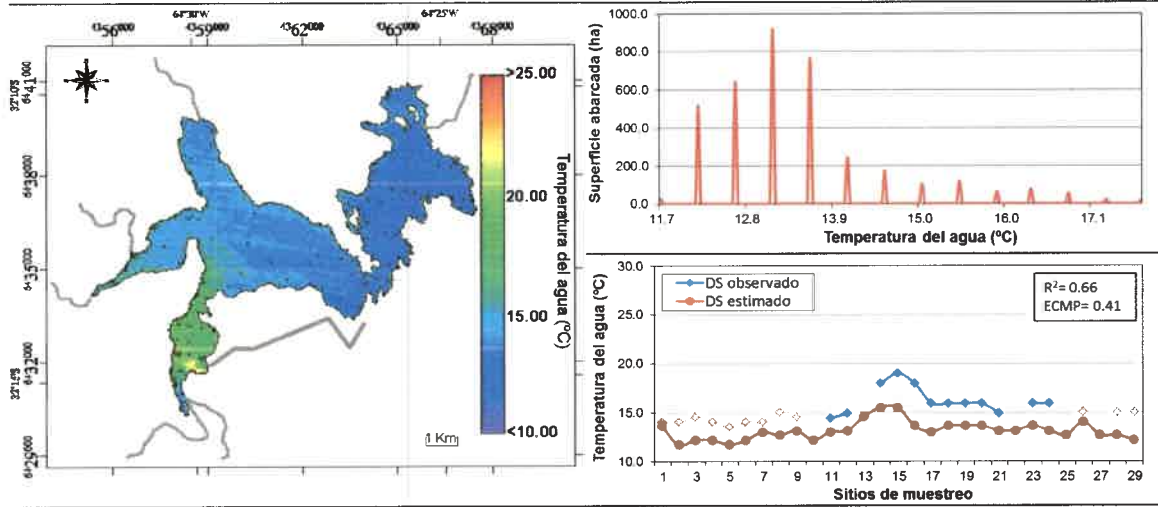


Landsat 5 TM – Verano 2006 – (Fecha: 12-03-2006)

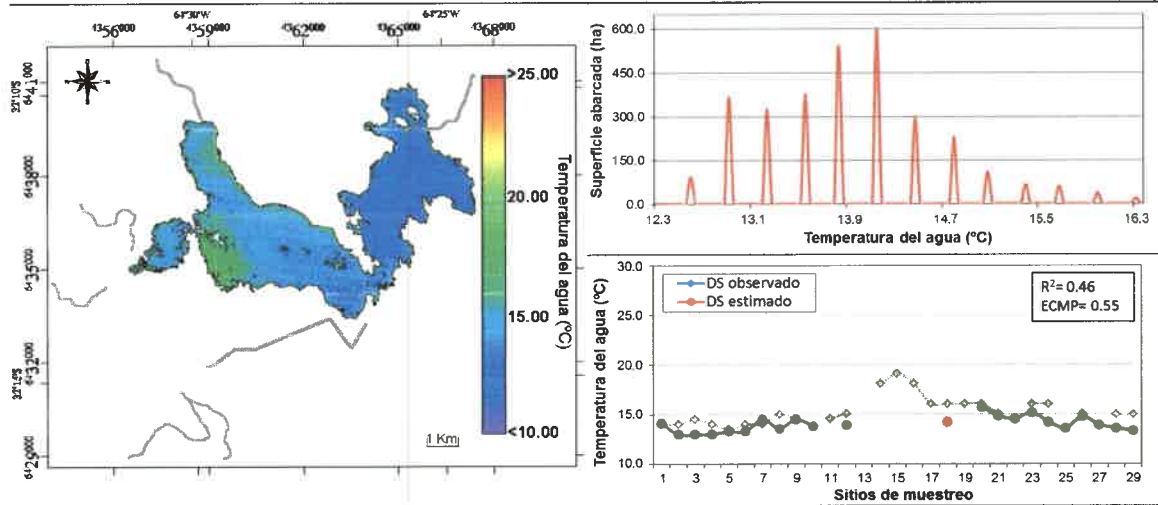


Continuación Figura 53

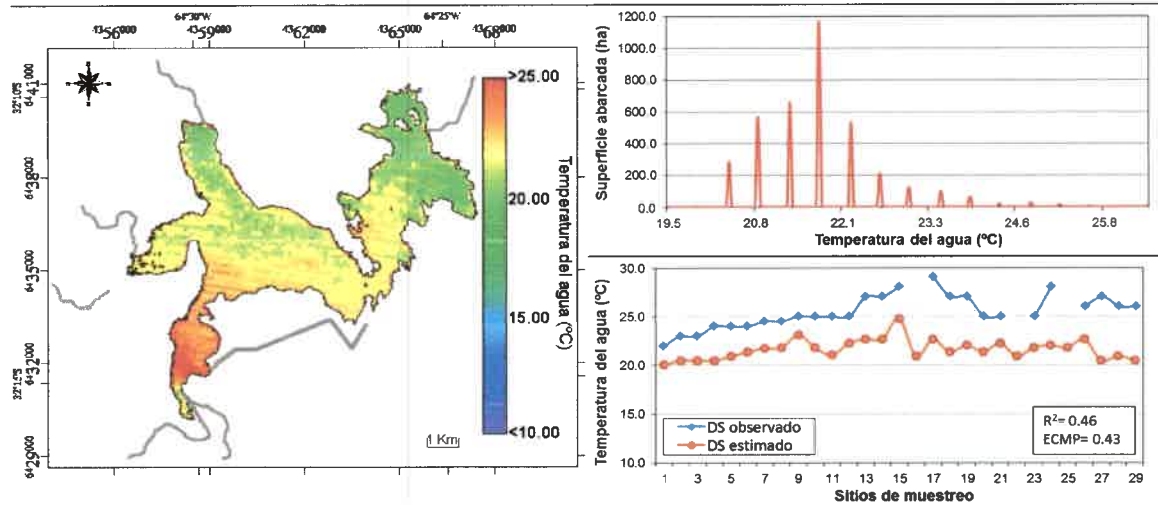
Landsat 5 TM – Invierno 2006 – (Fecha: 20-09-2006)



Landsat 7 ETM+ – Invierno 2006 – (Fecha: 28-09-2006)

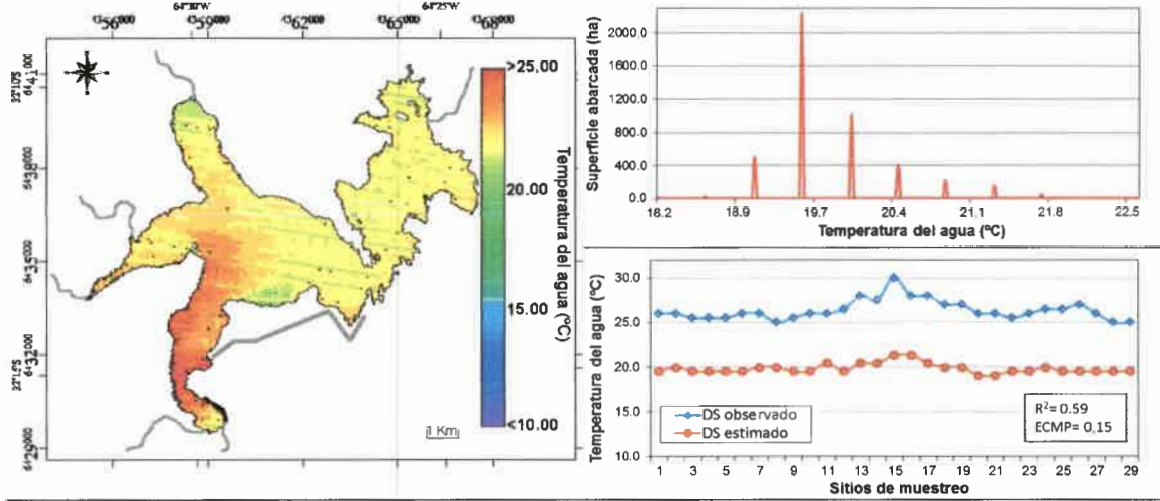


Landsat 5 TM – Primavera 2006 – (Fecha: 09-12-2006)

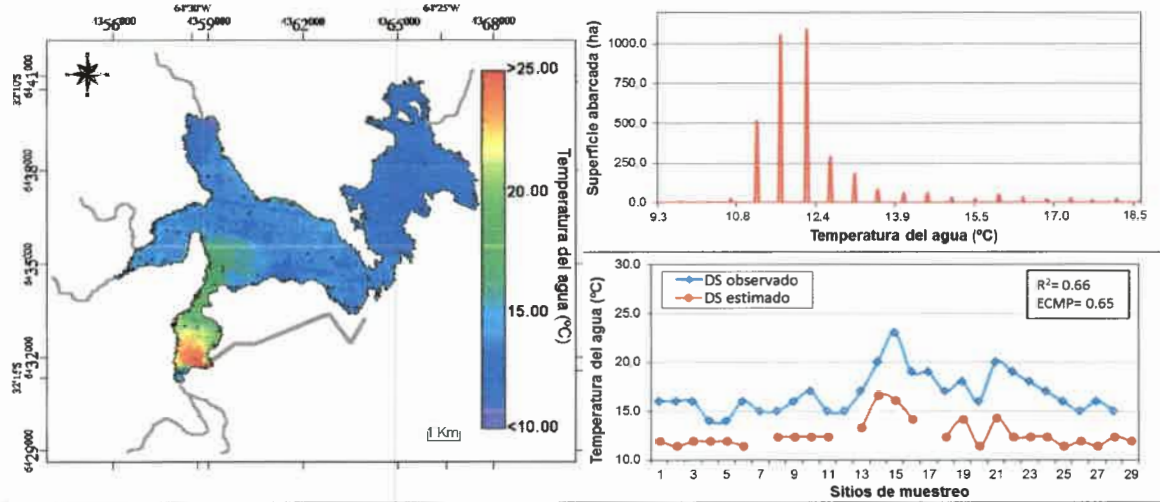


Continuación Figura 53

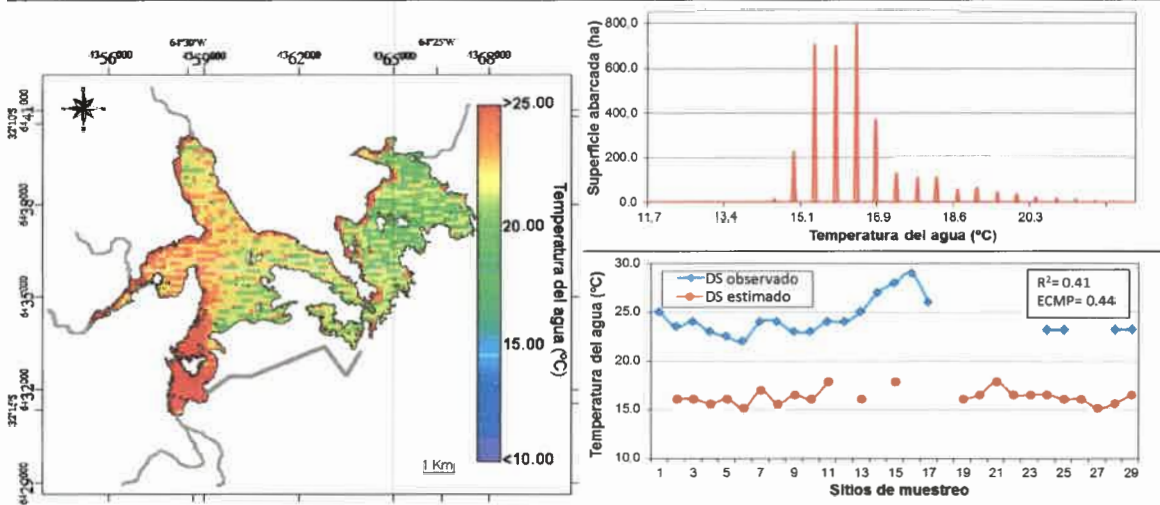
Landsat 5 TM – Verano 2009 – (Fecha: 20-03-2009)



Landsat 5 TM – Invierno 2009 – (Fecha: 28-09-2009)



Landsat 5 TM – Primavera 2009 – (Fecha: 17-12-2009)



Continuación Figura 53

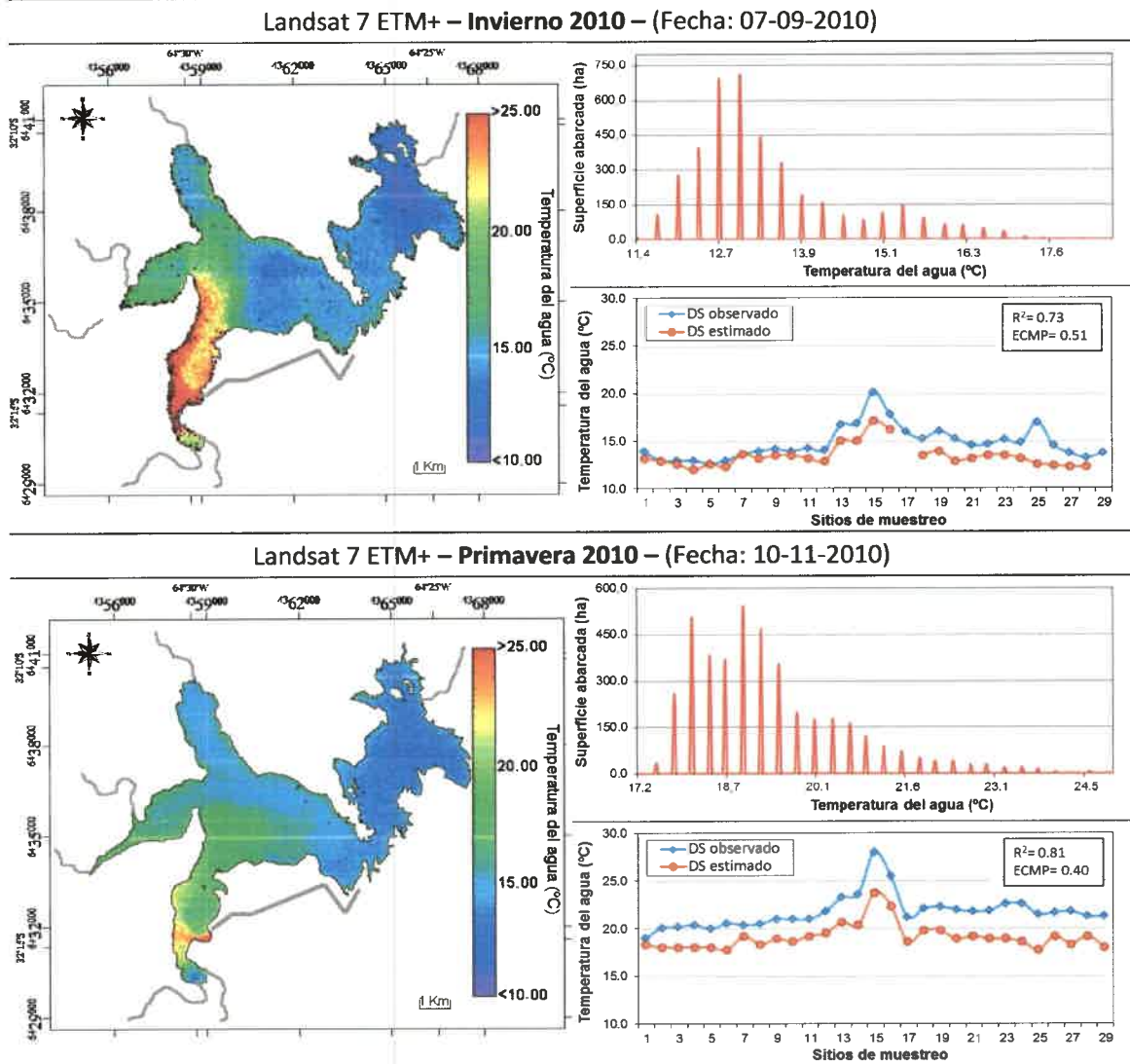


Figura 53: Mapas de distribución de la variable T en el embalse Río Tercero, junto con sus correspondientes distribuciones de frecuencias estimadas y los perfiles de valores observados y los perfiles de valores esperados de los sitios de muestreo.

A partir de la determinación de la temperatura del agua, se obtuvo un valor de R^2 medio igual al 61.0% y un ECMP de 0.78. Si bien estas medidas de ajuste se consideraron como aceptables, la mayoría de los mapas relacionados con esta variable presentaron una subvaloración de los valores medidos, es decir los valores estimados fueron inferiores a los observados.

Debido a la diferencia en la resolución espacial de las bandas térmicas de los sensores TM y ETM+, fue muy visible el pixelado o menor resolución de las imágenes TM. Aunque el mismo no modificó los resultados obtenidos.

Por otra parte, en las imágenes ETM+ la selección de la banda 6.1 sobre la 6.2, se debió a que la primera es más sensible a superficies tales como vegetación, agua y suelos en general. En cambio la banda 6.2 se utiliza para desiertos, playas de arena y superficies impermeables (MRLC, 2001).

Se logró evidenciar la tendencia estacional de esta variable, con los valores de T más elevada en verano, donde se alcanzaron temperaturas superiores a los 28.0 °C; y los más bajos en invierno, encontrándose en otoño de 2006 e invierno de 2009 registros inferiores a 9.0 °C.

En estos mapas lo más llamativo fue la presencia de una pluma térmica producto del agua liberada por el canal de enfriamiento de la CNE. En todas las imágenes se comprobó que independientemente de la estación climática, esta pluma presenta una T superior a la T del agua del embalse (aproximadamente entre 3 a 5 °C). A medida que se incorpora dentro del reservorio, la T de esta pluma tiende a disminuir. Esto además genera una diferenciación bien marcada entre el lóbulo Oeste del embalse, donde se registraron los valores más elevados y el lóbulo Este, donde se observaron los registros más bajos. Según Rodríguez *et al.* (1997), la descarga de agua proveniente de la central nuclear puede provocar un aumento de la T en más de 3.0 °C, con respecto a la T media del embalse. Esta última afirmación concuerda con este estudio. Sin embargo, se esperaría que si se produce un aporte externo y constante de calor al reservorio, la temperatura media del mismo ascendería con el tiempo, aunque esta situación no fue observada.

V.3.- Situación ambiental actual del embalse Río Tercero

En la actualidad, el embalse Río Tercero se encuentra atravesando una situación límite, en un estado de mesotrófia con tendencia al eutrofismo en el corto plazo. Esto además quedó evidenciado al comparar los resultados obtenidos con los registrados en la bibliografía.

Con respecto a los parámetros de calidad del agua, se observó que la temperatura ambiente tiene un efecto sobre la T y demás parámetros del cuerpo de agua. De esta manera, dependiendo de la estación climática se observaron características particulares. Así, en las estaciones secas y frías (otoño- invierno) predominaron los registros más bajos de T, concentraciones de nutrientes y Cl-a y los valores más

elevados de OD y DS. En cambio, en las estaciones húmedas y cálidas (primavera-verano), donde predominan las lluvias y las altas temperatura, se observó un aumento en la T del agua y un incremento en la concentración de nutrientes, junto con una disminución en la concentración de OD y DS. Además estas estaciones se caracterizaron por presentar un incremento en la concentración de Cl-a.

En relación a la variación dentro del reservorio, se podría considerar que el embalse está constituido por dos sistemas diferentes con características particulares, uno constituido por el lóbulo Oeste y el otro por el lóbulo Este. Esta zonificación quedó además demostrada al realizar un análisis de conglomerados de las variables limnológicas, donde se observó el correcto agrupamiento de los sitios de muestreo según el lóbulo al que correspondan (Figura 54).

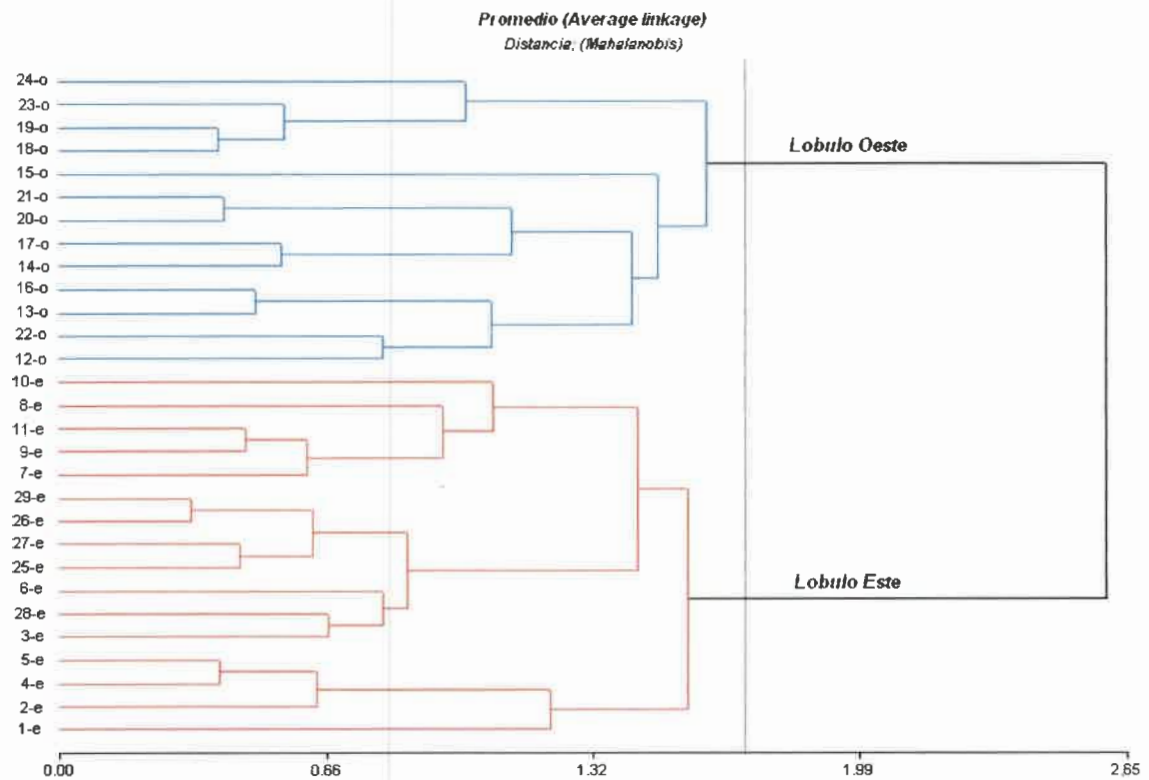


Figura 54: Analisis de conglomerados.

Las letras e y o hacen referencia al lóbululo al cual pertenece el sitio de muestreo

El lóbulo Oeste está caracterizado por el ingreso de los afluentes, el balneario de Villa Rumipal, la Central Nuclear y los mejores sitios para la pesca (Figura 55). En este lóbulo se registra un ingreso constante de calor de parte de la CNE, lo que genera una corriente constante de agua caliente (entre 3 y 5 °C superior a la temperatura media del

embalse) que ingresa desde el canal de enfriamiento y se desplaza hacia la parte central del reservorio. Por medio del monitoreo *in situ* y en base al análisis de imágenes satelitales, se observó que una porción menor de esta corriente de agua se desprende de la columna mayor, presentando características de recirculación, ya que se reincorpora al flujo principal.

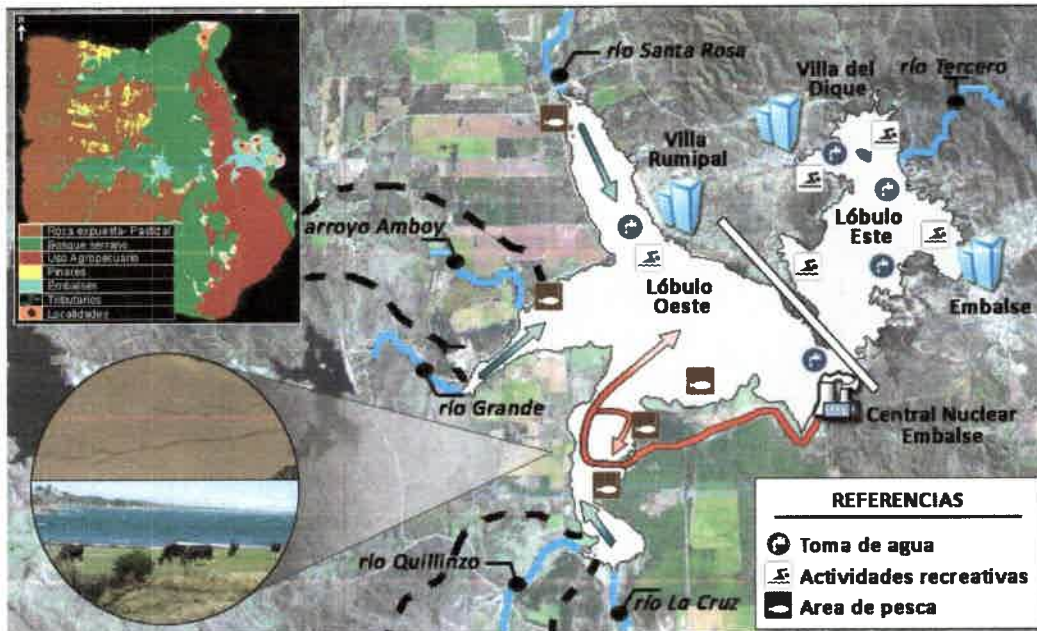


Figura 55: Situación actual del embalse, junto con la clasificación digital de su cuenca. En el recuadro se muestra la formación de cárcavas y animales pastando en el perillago. Las flechas rojas hacen referencia al flujo de temperatura. Mientras que las azules se refieren al ingreso de sólidos. La línea recta blanca separa al embalse en sus dos lóbulos.

Además, en este lóbulo se destaca, principalmente en la temporada de lluvias, el ingreso de sólidos desde los afluentes, los cuales reducen la transparencia del agua. Estos sólidos, cuyas concentraciones han aumentado con el tiempo, están relacionados con las actividades que se realizan en la cuenca de aporte. Así, el aumento de la población humana, junto con el avance de la frontera agrícola y prácticas agrícola-ganaderas que no son las adecuadas, tales como deforestación, aplicaciones incorrectas de fertilizantes y herbicidas, animales pastoreando en el perillago, cultivos en zonas cercanas al reservorio y afluentes y en el mismo sentido de la pendiente del terreno, han generado erosión, la formación de cárcavas y la pérdida de suelo que por acción de las lluvias y tormentas ingresa al embalse por medio de sus afluentes o escorrentía directa.

Los sólidos que ingresan al embalse, además se caracterizan por presentar una alta concentración de nutrientes, lo cual junto con la mayor T del agua observada en este

lóbulo, producen un aumento en la productividad primaria que se refleja en un incremento de la concentración de Cl-a.

En base a la clasificación de la cuenca, se pone de manifiesto que los mayores aportes de sólidos y nutrientes provengan de los ríos Santa Rosa y La Cruz, ya que sus sub-cuencas presentaron las mayores superficies cultivadas y los asentamientos humanos más poblados.

En este sentido, se recomienda la aplicación de una agricultura sustentable junto a buenas prácticas de manejo del recurso suelo en toda la cuenca del embalse Río Tercero, ya que estas actividades pueden influenciar de manera negativa en la calidad del agua y el estado trófico del embalse. Además, se recomienda la producción y generación de bosques nativos a partir de acciones que instalen en la población el valor de las plantas nativas y la forestación con estas especies y no con especies exóticas.

Por su parte, el lóbulo Este, está relacionado con la usina hidroeléctrica, el dique o murallón donde se origina el río Tercero, las costas de Embalse y Villa del Dique, las tomas de agua de estas localidades y varios balnearios donde se realizan distintas actividades de recreación tales como natación, windsurf, buceo y el uso de embarcaciones a remo y motor. En este lóbulo se registran las mayores profundidades y al presentar bajo movimiento de sus aguas predominan los procesos de sedimentación. Por otra parte, en esta zona se observa una mayor transparencia del agua, la cual ha aumentado en los últimos años; y una menor concentración de clorofila-a, ya que se observa una menor concentración de nutrientes y T del agua. Las características y propiedades del agua registradas favorecen la localización de tomas de agua y la realización de las distintas actividades recreativas en este lóbulo.

V.4.- Landsat 8 LDCM, la continuidad del Programa Landsat

Una de las desventajas que se observó al trabajar con imágenes Landsat 5 y 7, fue que la disponibilidad de las mismas fue disminuyendo debido a diferentes problemas o anomalías que estos satélites han sufrido con el paso del tiempo, producto de que han sobrepasado su vida útil (Markham *et al.*, 2004; Abdel Moniem & Holland, 2011; Wulder *et al.*, 2011). Esta problemática podrá ser resuelta en el corto plazo con la puesta en funcionamiento del nuevo satélite Landsat 8 LDCM (*Landsat Data Continuity Mission*), cuyo lanzamiento está programado para enero de 2013 (Irons *et al.*, 2012).

El satélite LDCM (Figura 56) presentará la misma órbita que las anteriores misiones Landsat y será utilizado como plataforma de dos nuevos sensores: el sensor OLI (*Operational Land Imager*) que tendrá las mismas características y resoluciones que los sensores TM y ETM+, aunque con una mejora en la sensibilidad de su resolución radiométrica, coincidiendo con el satélite MODIS (Xiong *et al.*, 2005); y el sensor TIRS (*Thermal Infrared Sensor*) que será utilizado para medir T de superficie por medio de dos bandas térmicas que presentarán una resolución espacial de 100 m (Wulder *et al.*, 2011) y estarán ubicadas en las mismas regiones del espectro que el sensor térmico de ETM+ (Jhabvala *et al.*, 2009).



Figura 56: Construcción del satélite Landsat 8 LDCM (Fuente: http://landsat.usgs.gov/about_ldcm.php)

Por otra parte, el satélite LDCM mostrará una mejora en las características de recepción, grabación y almacenamiento de la información, aumentando la cobertura global y generando 400 imágenes por día, a diferencia de las 250 a 300 escenas diarias que proporcionan Landsat 5 y 7. De esta manera, la probabilidad de encontrar una imagen despejada sin la presencia de nubes será mayor (Ju & Roy, 2008). Al igual que las misiones anteriores, las imágenes generadas por este satélite, podrán adquirirse de manera regular y gratuita por medio del portal web USGS, potenciando los usos de esta información en diferentes disciplinas (Wulder *et al.*, 2012; Loveland & Dwyer, 2012)

Como el nuevo satélite LDCM presenta características similares al resto de los satélites Landsat, con la incorporación de esta nueva tecnología, se espera poder ampliar los alcances del programa de monitoreo generado para el embalse Río Tercero en este trabajo de Tesis. Así, en un estudio futuro, se espera poder extrapolar a imágenes LDCM los modelos geoestadísticos construidos para determinar y predecir la distribución de las variables concentración de clorofila-a, transparencia y temperatura del agua en este embalse.



Universidad Nacional de Río Cuarto

Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales

Tesis Doctoral: Lic. Matias Bonansea



VII.- CONCLUSIONES y PERSPECTIVAS FUTURAS

VI.- CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS FUTURAS

Este trabajo de Tesis constituye el primer estudio sistemático y a largo plazo de la calidad del agua del embalse Río Tercero, el cual permitió obtener datos adecuados para una correcta evaluación de la calidad del agua y su clasificación trófica.

Las determinaciones de la calidad del agua y del estado trófico son consideradas la parte central de cualquier estudio de valoración o clasificación de un lago o embalse. Se lograron relacionar las variables limnológicas medidas en el embalse a lo largo del tiempo, las cuales sirvieron para analizar y comprender el comportamiento del reservorio, pudiendo además predecir la tendencia en el futuro.

En este trabajo, se evidencia un leve a moderado deterioro de la calidad del agua del embalse Río Tercero, situación que de no revertirse a corto o mediano plazo podría afectar el uso y sustentabilidad del sistema en general.

Con respecto a las variables limnológicas, se comprobó el comportamiento de las mismas a lo largo del tiempo.

Se determinó que la temperatura del agua está relacionada de manera directa con la temperatura ambiente, encontrándose una tendencia estacional, ya que en verano se registraron las temperaturas más elevadas y en invierno las mínimas.

Si bien la CNE desde hace más de 20 años genera un ingreso constante de calor al reservorio, no se observa un incremento de la temperatura media del embalse a lo largo del tiempo, ya que no se encontraron diferencias significativas al comparar esta variable con los antecedentes. Sin embargo, es importante continuar monitoreando esta variable debido al alto impacto que podría tener un aumento de la temperatura del agua.

El pH presenta una condición ligeramente básica, aunque dentro de los parámetros normales. Al igual que la temperatura esta variable no presenta diferencias con los antecedentes aunque si respecto a las estaciones climáticas. Se debería continuar estudiando 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.

Respecto al oxígeno disuelto, se observa un aumento en la concentración de esta variable al compararla con los antecedentes, encontrándose además una asociación negativa con la temperatura. El monitoreo del oxígeno disuelto es de suma importancia ya que afecta la solubilidad de muchos nutrientes inorgánicos que pueden almacenarse en el fondo del reservorio tales como el fósforo, lo que favorecería la eutroficación. Para obtener una conclusión más contundente acerca de esta variable, se debe generar un gradiente vertical de concentración de oxígeno disuelto, pudiéndose conocer su comportamiento en todas las profundidades del embalse.

Se observa un aumento en la transparencia del agua, lo que pudo deberse a la invasión del bivalvo *Limnoperna fortunei* o mejillón dorado que se ha observado tanto en este como en otros reservorios de la provincia y el país. Esta variable, además, está influenciada por las precipitaciones que se registraron en la cuenca de aporte del embalse, ya que en las estaciones secas, cuando la frecuencia e intensidad de las lluvias fueron bajas y por lo tanto las cargas de sólidos que ingresaron por los ríos disminuyeron, se determinaron los valores más altos. En cambio, en las estaciones húmedas, al registrarse grandes precipitaciones y un aumento en la concentración de sólidos que ingresan al reservorio, la transparencia del agua disminuye. Esto demuestra la presencia de una tendencia estacional inversa a la de la temperatura.

En cuanto a los nutrientes, el nitrógeno total presenta las mayores diferencias al compararlo con los datos históricos, siendo la media muestral muy superior a los valores encontrados en la bibliografía. Se asume que el aumento en la concentración de esta variable está asociado al cambio en el uso del suelo y a las actividades que se realizan en la cuenca, ya que en las últimas décadas, en toda la provincia de Córdoba se ha observado una mayor deforestación y un avance de la frontera agrícola. Esto, asociado con procesos de erosión y técnicas de labranza del suelo que no son las apropiadas, han disminuido el reciclaje de nutrientes en toda la cuenca, incrementándose su ingreso al cuerpo de agua.

Se determina que el fósforo fue el nutriente limitante por excelencia del crecimiento de la biomasa del embalse. Este elemento, junto con el nitrógeno, presentan las concentraciones más elevadas en el verano. Al registrarse un incremento en las precipitaciones durante esta estación climática, se favorecen las escorrentías y el lavado de los suelos, lo que puede generar un incremento en el aporte de nutrientes por los afluentes. Al producirse un aumento en los nutrientes, se esperaría que la condición trófica empeore con el tiempo, produciendo los impactos negativos que conlleva la eutroficación.

Respecto a la concentración de clorofila-a, se observa una leve variación en su concentración, lo que queda demostrado tanto en los perfiles multivariados, como en los mapas obtenidos por sensoramiento remoto. En la primavera de 2009 se midió el máximo valor de esta variable, lo que coincidió con un florecimiento de *Anabaena spiroides* y *Microcystis aeruginosa* registrado en varios reservorios de la provincia. Debido a este fenómeno y a una elevada concentración de fósforo total, esta estación presentó la máxima condición trófica registrada, clasificándose como hiper-eutrófico.

El año 2009 además presentó la temperatura y las concentraciones de nutrientes más elevadas. Estos factores fueron claves, ya que al asociarse en forma positiva con la clorofila-a, presentaron un importante papel en el metabolismo biológico, estimulando el crecimiento y desarrollo de algas y aumentando la productividad de todo el sistema. La relación entre este conjunto de variables también se observa en el Análisis de Componentes Principales, el cual es una técnica que permitió identificar tendencias y agrupamiento entre las variables medidas.

En base al comportamiento de las variables medidas, es posible determinar, en el corto a mediano plazo, la ocurrencia de florecimientos de algas, similares al registrado en la primavera de 2009 y ocasionando las mismas consecuencias negativas en la salud pública y animal que fueron registradas en otros reservorios.

El proceso de eutroficación es un fenómeno afectado por un número variable de factores físicos, químicos, biológicos y sociales. Desde la construcción de este reservorio, se han apreciado diferentes situaciones referidas a la eutroficación, con causas y consecuencias de diversos tipos.

En la actualidad, se determina que el embalse Río Tercero se encuentra en una situación límite entre un estado de mesotrofia y un proceso de eutrofia. Estos 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 nivel o estado trófico superior, con elevada concentración de nutrientes y biomasa, similar a otros cuerpos de agua de la provincia de Córdoba, como el dique San Roque y el dique Los Molinos.

Por otra parte, se demuestra el uso potencial de integrar datos experimentales con sensores remotos de observación de la superficie terrestre como una herramienta para el estudio y monitoreo de ecosistemas acuáticos. Se comprueba que las características y resoluciones de los satélites Landsat 5TM y Landsat 7 ETM+ pueden ser

utilizadas exitosamente para determinar y estimar la distribución espacio-temporal de las variables concentración de clorofila-a, transparencia y temperatura del agua.

Las tareas de pre-procesamiento en las imágenes TM y ETM+, que consistieron en correcciones radiométricas, atmosféricas y geométricas, lograron reducir el efecto o ruido producido por la atmósfera, presentando toda la información satelital en una misma escala, haciéndolas comparables entre todas ellas. Al trabajar con imágenes provenientes de dos satélites diferentes se logra reducir la resolución temporal, obteniendo información del área de estudio cada ocho días.

Ejecutando la herramienta "Landsat_gapfill.sav", la cual es una aplicación que utiliza un método de triangulación, se lograron corregir la fallas *scan line corrector: off* de las imágenes ETM+. Esta técnica, que simula la reflectancia de los pixeles faltantes, permite incorporar a las imágenes ETM+ en este estudio.

Se define como máximo aceptable una diferencia menor o igual a cinco días entre el paso del satélite por la zona de estudio y la fecha de realización del muestreo para encontrar asociación entre sus datos. Esta condición se mantendría de no ocurrir fuertes lluvias en este período de tiempo, tanto en el embalse como en su cuenca o algún otro acontecimiento que modifique las condiciones de los sitios de muestreo.

Relacionando datos obtenidos a campo e información satelital, se determina que las bandas 2 y 3 de los sensores TM y ETM+, sirven para conocer la distribución espacio-temporal de la concentración de clorofila-a. En el mismo sentido, se utilizaron las bandas 1 y 4 de dichos sensores para conocer y estimar la transparencia del agua. Estas relaciones son útiles para plantear y validar algoritmos que explican la distribución espacio-temporal de estas variables en el embalse.

Se determina que, para ambas variables, los modelos lineales mixtos con correlación espacial exponencial que tienen en cuenta las distintas estaciones climáticas son los que mejor explican la relación entre dichas variables y la información satelital.

La implementación de los modelos mixtos en el estudio de parámetros de calidad del agua puede ser considerada una novedad, ya que en la búsqueda bibliográfica realizada no se registran estudios similares previos. Además al tener en cuenta las

campañas de muestreo como una variable regresora extra, se adiciona información que modifica de manera directa el comportamiento de las variables dependientes.

Para conocer la distribución de la variable temperatura del agua, se utiliza un modelo pre-establecido, el cual fue construido como una inversión de la ley de Planck. Este modelo, junto con los modelos lineales mixtos de CI-a y DS, fueron validados y utilizados para construir mapas de distribución, que fueron útiles para conocer la variabilidad de estos parámetros tanto dentro del reservorio como entre las distintas campañas de muestreo.

Por medio de estos mapas se encuentra una buena asociación entre los datos medidos y los predichos. Así, se observa que el mapa correspondiente a la primavera de 2010 fue el que presenta los valores más bajos de clorofila-a, Mientras que la primavera de 2009, fue la estación que se diferencia del resto, ya que presenta valores máximos extremos de CI-a, lo que coincide con el gráfico del perfil multivariado de esta variable. En cuanto a los mapas de transparencia del agua, se observa un aumento de este parámetro a partir del año 2009, junto a una zonificación longitudinal con los valores más bajos en las áreas cercanas a los tributarios y los registros más altos en las zonas profundas del embalse, donde predomina el menor movimiento del agua y los procesos de sedimentación. Además se observa que las estaciones invierno y otoño presentan los valores de transparencia más altos. Mientras que la primavera y verano los más bajos. Esta condición, junto con la zonificación longitudinal, está relacionada con las precipitaciones y el ingreso de material por los afluentes.

Con respecto a los mapas de temperatura del agua se demuestra el ingreso de calor por parte del canal de enfriamiento de la Central Nuclear, el cual genera un flujo de agua caliente con una temperatura entre 3 y 5 °C mayor a la media evaluada del embalse.

Todos estos mapas además sirven para identificar áreas con características particulares dentro del embalse. De esta manera, se determina que el embalse está constituido por dos sistemas o lóbulos distintos y con características particulares. El lóbulo Oeste presenta las mayores temperaturas, debido a la desembocadura de la Central Nuclear y los menores registros de transparencia del agua, ya que este sistema está asociado a los afluentes, los cuales aportaron una alta cantidad de sólidos y nutrientes desde la cuenca de aporte. Las condiciones mencionadas producen que este lóbulo presente las concentraciones de clorofila-a más elevadas. Esto demuestra el efecto directo que tiene tanto la cuenca de recepción como las actividades que en ella se

realizan sobre el reservorio. Mientras que la asociación positiva entre productividad primaria, nutrientes y temperatura es además demostrado en el Análisis de Componentes Principales.

Por otro lado, el lóbulo Este, registra las mayores profundidades, las cuales son cercanas a los 46 m en la zona del dique o murallón. Además presenta, las temperatura y nutrientes más bajas y los valores de transparencia más altos, lo que genera que se registren bajas concentraciones de clorofila-a.

Resulta imprescindible disponer de datos limnológicos, de calidad y cantidad suficiente para la realización de cualquier estudio o programa vinculado con el uso y manejo de los recursos hídricos. De esta manera y de acuerdo a la importancia social, económica y ecológica del embalse Río Tercero, es importante seguir monitoreando la calidad del agua y estado trófico del reservorio, ya sea para obtener un mejor conocimiento del mismo, como para detectar o predecir cualquier modificación leve en las variables estudiadas, lo que podría traducirse en un desequilibrio del sistema y en un incremento o cambio brusco de la condición trófica.

Además, al continuar integrando información satelital se podrá seguir contrastando y validando los modelos aplicados para determinar la distribución espacio-temporal de variables limnológicas. Esto servirá para disponer, en el largo plazo, de un sistema de monitoreo de alerta temprana útil para predecir la ocurrencia de procesos no deseados como florecimientos de algas potencialmente tóxicas para la salud sistémica.

Toda la información referida al embalse debe ser accesible, gratuita y de dominio público, ya que el sector público debe ser participe y actuar como decisor en la gestión del embalse. En este sentido, debe existir una incorporación gradual y sostenida de la población y los gobiernos locales y provinciales en las acciones de ordenamiento y manejo del reservorio, como también en otras actividades tendientes a la preservación de los recursos naturales.

Es necesaria la existencia de una "Autoridad de Cuenca", que monitoree el desarrollo de la misma y proponga las modificaciones necesarias para no poner en peligro el desarrollo sostenible de este recurso, el cual es utilizado para diversos fines.

Es imprescindible generar programas de monitoreo y evaluación orientados no sólo a la fiscalización del recurso, sino también que sean útiles como instrumento fundamental para la planificación y toma de decisiones, haciendo compatible las

estrategias de desarrollo económico y social de las poblaciones implicadas con las de preservación ambiental.

Es necesario elaborar programas de capacitación y educación ambiental que involucre a todos los actores que interaccionan con el embalse, tales como municipios, instituciones educativas, organizaciones gubernamentales y sin fines de lucro, empresas, productores agrícola-ganaderos y público en general, con el fin de generar mecanismos de incorporación progresiva de la problemática ambiental en la vida diaria de todos los sectores de la población. Estos programas deben tener como objetivo principal incentivar a la comunidad para modificar sus conductas sobre el medio ambiente.

Por otra parte, como el embalse es un sistema abierto que forma parte de su cuenca de aporte, esta última influenciará en él y viceversa. De esta manera, resulta bastante difícil manejar el embalse como un sistema independiente de su cuenca y entorno, ya que las características físico-químicas y ecológicas de los sistemas acuáticos dependen en gran medida de los sistemas terrestres naturales que los rodean, así también como de las poblaciones y actividades humanas que se realizan en sus cuencas. De esta forma, se considera conveniente:

- Restringir el acceso de animales a la zona del perilago, en especial el área conocida como costa de la CNE, realizando un permanente y estricto control, en especial cuando el embalse tiene una baja cota.
- Exigir la adecuación de la infraestructura de disposición de líquidos cloacales de los asentamientos que, en la actualidad, cuentan con permisos precarios.
- No permitir nuevos asentamientos en el perilago sin que cuenten con la infraestructura de saneamiento adecuada.
- Controlar las actividades de deforestación y quema, tanto en la cuenca como en las márgenes de los tributarios y del embalse, ya que su remoción produce cambios en los procesos ecológicos y la pérdida del sistema de filtro de nutrientes y material en suspensión. Además con los incendios se produce la incorporación al cuerpo de agua de una gran carga de materiales ricos en nutrientes que favorecen los procesos de eutrofización.
- Realizar un control de las actividades agropecuarias y uso de agroquímicos, según las normativas vigentes, tendiente a: reducir el uso de agroquímicos, prohibir determinados ingredientes activos, capacitar a los productores que utilizan y aplican estos productos,

reducir la dosis y mejorar la programación en las aplicaciones, reducir las pulverizaciones preventivas y limitar las pulverizaciones aéreas.

- Evitar la pérdida de suelo, teniendo en cuenta que el principio fundamental para el control de la pérdida del suelo es que el manejo de la tierra debe atenerse en la medida de lo posible al sistema natural. Así, la conservación de la cubierta vegetal debe considerarse como un objetivo de buen manejo del suelo. El arado es esencial para muchos cultivos, pero solo debe hacerse antes de la siembra y nunca antes del inicio de la temporada de lluvias.
- Prevenir la erosión del suelo, ya que este es un paso indispensable en el control de las fuentes difusas de nutrientes y agroquímicos que terminan incorporándose al reservorio.

En base a lo anterior, se debe evaluar la incorporación de utilizar el conjunto de imágenes satelitales para conocer los usos del suelo y actividades que se desarrollan en la cuenca, pudiendo relacionar de esta manera al reservorio con el sistema terrestre.

- Perspectivas futuras:

El conocimiento generado puede suministrar una base para planificar futuros esfuerzos de control en cuerpos de agua, tanto en lo que respecta al control de la eutrofización como al monitoreo de las variables implicadas.

Sería de gran importancia poder comprobar si los modelos geoestadísticos generados pueden ser aplicados y validados en otros reservorios de la provincia, tales como la serie de embalses encadenados del río Tercero, el dique Los Molinos y San Roque. Los cuales, si bien tienen características particulares, presentan condiciones limnológicas similares. De esta manera, se obtendría un programa comparativo de monitoreo, gestión y control de la calidad del agua, en embalses de la región central de Córdoba, el cual serviría para identificar, documentar y reducir los riesgos potenciales de contaminación de las cuencas hídricas locales, determinando áreas críticas de riesgo para a nivel provincial y permitiendo la creación de un sistemas de alerta temprana para la salud humana y animal. Este programa debería involucrar a todos los actores que interaccionan con el embalse, a objeto de utilizar de manera más efectiva y menos agresiva los sistemas acuáticos en general.

Al mismo tiempo, los alcances de este trabajo podrán ser ampliados al utilizarse como base para la incorporación de imágenes satelitales obtenidas por otros sensores tales como el nuevo Landsat 8 LDCM que presentará un avance en este Programa; o los satélites MODIS y ASTER, los cuales al presentar una mayor sensibilidad y ventajas en cuanto a sus resoluciones son idóneas para detectar cambios en las características de los cuerpos de agua, habiendo escasas referencias del uso de esta tecnología en sistemas acuáticos continentales a nivel país.-





Universidad Nacional de Río Cuarto

Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales

Tesis Doctoral: Lic. Matias Bonansea



VIII.- REFERENCIAS

BIBLIOGRÁFICAS

VII.- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdel Moniem, H. & J. Holland. 2011. Spatial replacement corrects for Landsat 7 ETM+ missing data patterns. *International Journal of Remote Sensing*. En prensa.
- Aguirre, M.; S. Miquel; C. González; D. Kröhling; A. Zucol; M. Brea & C. Eastoe. 2011. Malacofauna continental holocena y paleoambientes en Villa Valle María (Diamante, Entre Ríos, Argentina). *Geobios 44* (1): 1–17.
- Ahtiainen, H. & J. Vanhatalo. 2012. The value of reducing eutrophication in European marine areas. A Bayesian meta-analysis. *Ecological Economics 83*: 1-10.
- Amé, M.; M. Díaz & D. Wunderlin. 2003. Occurrence of toxic cyanobacterial blooms in San Roque reservoir (Córdoba, Argentina): a field and chemometric study. *Environmental Toxicology 18* (3): 192-201.
- APHA, AWWA, WEF. 2000. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 18th edition. Washington, Estados Unidos.
- ArcGIS. Versión 9.1. 2005. Environmental Systems Research Institute, Inc
- Baban, S. 1993. Detecting water quality parameters in norfolk broads, UK, using Landsat imagery. *International Journal of Remote Sensing 14* (7): 1247–1267.
- Balzarini M.; L. Gonzalez; M. Tablada; F. Casanoves; J. Di Rienzo & C. Robledo. 2008. Manual del Usuario, Ed. Brujas. Córdoba, Argentina.
- Barchuk, A.; F. Barri; A. Britos; M. Cabido; J. Fernandez & D. Tamburini. 2010. Diagnóstico y perspectivas de los bosques en Córdoba. *Revista HOY la Universidad 4*, 53-57.
- Barredo, J. 1996. *Sistemas de Información Geográfica y Evaluación multicriterio en la ordenación del territorio*. Ed. RA-MA. Madrid, España.
- Bavera G. 2001. *Manual de aguas y aguadas para ganado*. 2^{da} edición. Ed. Hemisferio Sur S.A. Buenos Aires y Marca Liquida SRL. Córdoba, Argentina.
- Bazan, R. 2006. *Evaluación de la calidad del agua, nivel de eutroficación y su consecuencia en el embalse Los Molinos (Córdoba)*. Tesis de magíster Universidad Nacional de Córdoba.
- Bazán, R.; M. Corral; M. Pagot; A. Rodríguez; M. Rodríguez; N. Larrosa; A. Cossavella; S. del Olmo; E. Bonfanti & F. Busso. 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.

- Becker, M. & A. Daw. 2005. Influence of lake morphology and clarity on water surface temperature as measured by EOS ASTER. *Remote Sensing of Environment* 99 (3): 288-294
- Bendoricchio, G. & G. De Boni. 2005. A water-quality model for the Lagoon of Venice, Italy. *Ecological Modelling* 184 (1): 69-81.
- Bergamino, N.; S. Horion; S. Stenuite; Y. Cornet; S. Loiselle; P. Plisnier & J. Descy. 2010. Spatio-temporal dynamics of phytoplankton and primary production in Lake Tanganyika using a MODIS based bio-optical time series. *Remote Sensing of Environment* 114 (4): 772-780.
- Boltovskoy, A. & M. Foggetta. 1985. Limnología física del embalse Río III. *Biología Acuática* 7: 1-26.
- Boltovskoy, D.; A. Karatayev; L. Burlakova; D. Cataldo; V. Karatayev; F. Sylvester & A. Mariñelarena. 2009. Significant ecosystem-wide effects of the swiftly spreading invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei*. *Hydrobiologia* 636 (1): 271-284.
- Boltovskoy D.; N. Correa; D. Cataldo & F. Sylvester. 2006. Dispersión and ecological impact of the invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei* in the Río de la Plata watershed and beyond. *Biological Invasions* 8 (4): 947-963.
- 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. Rodríguez & A. Sanchez 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): 61-71.
- Bonansea, M. & R. Fernandez. 2013. Remote sensing of suspended solid concentration in a reservoir with frequents wildland fires on its watershed. *Water Science and Technology* 67 (1): 217-223.
- Bonnetto, A.; D. Di Persia; R. Maglianesi & M. Corigliano. 1976. Caracteres limnológicos de algunos lagos eutróficos de embalse de la región central de Argentina. *Ecosur* 3 (5): 47-120.
- Bordalo, A. & J. Savva-Bordalo. 2007. The quest for safe drinking water: An example from Guinea-Bissau (West Africa). *Water Research* 41 (13): 2978-2986.
- Boschi, E. & M. Fuster de Plaza. 1959. Estudio ecológico pesquero del pejerrey del Embalse Río III (*Basilichthys bonaeriensis*). Una contribución al conocimiento limnológico del embalse. *Secretaría de Agricultura y Ganadería Nacional, Departamento Investigaciones Pesqueras* 8: 1-61.

- Burnham, K. & D. Anderson. 2004. Multimodel inference: understanding AIC and BIC in Model Selection. *Sociological Methods and Research* 33 (2): 261-304.
- Cabrera, A. 1976. *Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería*. 2^{da} Edición. Tomo II. Fascículo I. Ed. ACME S.A.I.C. Buenos aires, Argentina.
- Campos Gómez, I. 2003. *Saneamiento ambiental*. 1^o Edición. Ed. Universidad Estatal a Distancia. San José, Costa Rica.
- Capitanelli, R. 1979. III. Clima. 45-138. En: Vázquez J.; R. Miatello & M. Roqué. *Geografía Física de la Provincia de Córdoba*. Ed. Boldt. Buenos Aires, Argentina.
- Carlson, R. 1984. The trophic condition concept: A lake management perspective. Lake and reservoir management. *Proceeding of 3rd Annual Conference North American Lake Management Society*. Estados Unidos.
- Carmichael, W.; S. Azevedo; J. An; R. Molica; E. Jochimsen; S. Lau; K. Rinehart; G. Shaw & G. Eaglesham. 2001. Human fatalities from cyanobacteria: Chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environmental Health Perspectives* 109 (7): 663-668.
- Cataldo, D.; A. Vinocur; I. O. Farrell; E. Paolucci; V. Leites & D. Boltovskoy. 2012. The introduced bivalve *Limnoperna fortunei* boosts microcystis growth in Salto Grande reservoir (Argentina): evidence from mesocosm experiments. *Hydrobiologia* 680 (1): 25-38.
- Chacon-Torres, A.; L. Ross; M. Beveridge & A. Watson. 1992. The application of SPOT multispectral imagery for the assessment of water quality in lake Patzcuaro, Mexico. *International Journal of Remote Sensing* 13 (4): 587-603.
- Chander, G. & B. Markham. 2003. Revised Landsat-5 TM radiometric calibration procedures and postcalibration dynamic ranges. *IEEE Transactions on geoscience and remote sensing* 41 (11): 2674-2677.
- Chander, G.; B. Markham & J. Barsi. 2007. Revised Landsat-5 Thematic Mapper Radiometric Calibration. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters* 4 (3): 490-494.
- Chávez, P. 1996. Image-based atmospheric corrections-revisited and improved. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 62 (9): 1025-1036.
- Chávez Martínez, L. 2003, Año internacional del agua dulce: 2003. *Revista Digital Universitaria*. Disponible en Web: <http://www.revista.unam.mx/vol.4/num6/art15/art15-1.html>

- Chavula, G.; P. Brezonik; P. Thenkabail; T. Johnson & M. Bauer. 2009. Estimating the surface temperature of Lake Malawi using AVHRR and MODIS satellite imagery. *Physics and Chemistry of the Earth* 34 (13-16): 749–754
- Chen, Z.; C. Hu & F. Muller-Karger. 2007. Monitoring turbidity in Tampa Bay using MODIS/Aqua 250-m imagery. *Remote Sensing of Environment* 109 (2): 207–220.
- Chen, F.; L. Tang; C. Wang & Q. Qiu. 2011_a. Recovering of the thermal band of Landsat 7 SLC-off ETM+ image using CBERS as auxiliary data. *Advances in Space Research* 48 (6): 1086-1093.
- Chen, J.; X. Zhu; J. Vogelmann; F. Gao & S. Jin. 2011_b. A simple and effective method for filling gaps in Landsat ETM+ SLC-off images. *Remote Sensing of Environment* 115 (4): 1053-1064.
- Cheng, K. & T. Lei. 2001. Reservoir Trophic State Evaluation Using Landsat TM images. *Journal of the American Water Resources Association* 37 (5): 1321-1334.
- Chuvieco, E. 2008. *Teledetección Ambiental. La observación de la Tierra desde el espacio*. 3ª Edición. Ed. Ariel S. A. Madrid, España.
- Cloern, J. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210: 223–253.
- Código Alimentario Argentino. Capítulo XII: Bebidas hidricas, agua y agua gasificada. Artículos 982 al 1079. Ley 18284. Decreto 2126/71. Actualizado en junio 2007.
- Cohen, W. & S. Goward. 2004. Landsat's role in ecological applications of remote sensing. *BioScience* 54 (6): 535–545.
- Contardo-Jara, V.; L. Galanti; M. Amé; M. Monferrán; D. Wunderlin & C. Wiegand. 2009. Biotransformation and antioxidant enzymes of *Limnoperna fortunei* detect site impact in water courses of Córdoba, Argentina. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72 (7): 1871–1880.
- Cordini, J. 1950. Contribución al conocimiento limnológico del embalse Río Tercero (Córdoba). *Ministerio de Agricultura de la Nación, Dirección General de Pesca y Conservación de Fauna* 331: 1-36. En: Boltovskoy, A. & M. Foggetta. 1985. Limnología física del embalse Río III. *Biología Acuática* 7: 1-26.
- Corral M.; A. Rodríguez; C. Oroná; R. Bazán; A. Cossavella; S. Del Olmo; M. Rodríguez; N. Larrosa; E. Bonfanti & F. Busso. 2004. Simulación numérica de procesos de transporte y de calidad del agua en el embalse Los Molinos. *Mecánica Computacional* 23: 1215-1232

- Corigliano, M. & R. Fondacaro. 1986. Dinámica de una población de *Bosmina Longirostris* (O. F. Muller) (Crustacea: Cladocera) en el embalse del Río Tercero (Calamuchita, Córdoba). *Revista UNRC* 6 (1): 79-86.
- Cossavella, A. 2002. *Influencia de efectos antrópicos y naturales en el proceso de eutrofización de las aguas del embalse Los Molinos I*. Tesis de Maestría, Universidad Tecnológica Nacional.
- Crozman, E. & J. Horel. 2009. MODIS-derived surface temperature of the Great Salt Lake. *Remote Sensing of Environment* 113 (1): 73-81.
- Dall'Olmo, G.; A. Gitelson; D. Rundquist; B. Leavitt; T. Barrow & J. Holz. 2005. Assessing the potential of SeaWiFS and MODIS for estimating chlorophyll concentration in turbid productive waters using red and near-infrared bands. *Remote Sensing of Environment* 96 (2): 176-187.
- Degioanni, A.; J. Reynero; J. Cisneros & A. Cantero. 2002. Batimetría de lagunas mediante teledetección: ajuste de un modelo empírico en el sureste de Córdoba, Argentina. *Revista de Teledetección* 17: 89-95.
- Di Tada, I. & E. Bucher (Eds.). 1996. *Biodiversidad de la Provincia de Córdoba. Argentina*. Volumen 1: Fauna. Universidad Nacional de Río Cuarto.
- DiPAS (Dirección Provincial de Agua y Saneamiento). 2010. Disponible en Web: <http://www.cba.gov.ar/vercanal.jsp?idCanal=2495>
- Di Rienzo J.; F. Casanoves; M. Balzarini; L. Gonzalez; M. Tablada & C. Robledo. InfoStat versión 2009. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Dolbeth, M.; M. Pardal; A. Lilleblo; U. Azeiteiro & J. Marques. 2003. Short- and long-term effects of eutrophication on the secondary production of an intertidal macrobenthic community. *Marine Biology* 10 (1007): 1133-1135.
- Doron, M.; M. Babin; O. Hembise; A. Mangin & P. Garnesson. 2011. Ocean transparency from space: Validation of algorithms estimating Secchi depth using MERIS, MODIS and SeaWiFS data. *Remote Sensing of Environment* 115 (12): 2986–3001.
- ENA (Encuesta Nacional Agropecuaria). 2001. Disponible en Web: <http://www.indec.mecon.ar/>
- ENVI Versión: 4.7. 2005. Programa de análisis y procesamiento de imágenes satelitales. Research Systems a Kodak Company.

- EPA. 2000. A framework for an integrated and comprehensive monitoring plan for the estuaries of the Gulf of Mexico. Environmental Protection Agency, GMP Monitoring Subcommittee Report. EPA/620/R-00/006. 87 pp.
- EPEC (Empresa Provincial de Energía Eléctrica). 2012. Disponible en Web: <http://www.epec.gov.ar>
- ESDI (Earth Science Data Interface). 2012. Disponible en Web: <http://glcfapp.umiacs.umd.edu:8080/esdi/index.jsp>
- Fernandez, R.; M. Bonansea; A. Testa & Subsecretaría de Recursos Hídricos. 2011. The Interaction Between a Bubble Plume and the Near-field in a stratified medium: Implications for Water Quality Amelioration. International Symposium on Outfall Systems.
- Fernandez, R.; M. Bonansea; A. Cosavella; F. Monarde & J. Bresciano. 2012. Effects of bubbling operations on a thermally stratified reservoir: Implications for Water Quality Amelioration. *Water Science and Technology* 66 (12):2722-2730.
- Ferreira, J.; J. Andersen; A. Borja; S. Bricker; J. Camp; M. Cardoso da Silva; E. Garcés; A. Heiskanen; C. Humborg; L. Ignatiades; C. Lancelot; A. Menesguen; P. Tett; N. Hoepffner & U. Claussen. 2011. Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 93 (2): 117-131.
- Freyre, L.; L. Protogino & J. Iwaszkiw. 1983. Demografía del pejerrey *Basilichthys bonaerensis bonaerensis* (Pisces Atherinidae) en el embalse Río Tercero, Córdoba. Descripción de los artes de pesca. *Biología Acuática* 4: 1-39.
- Gao, B.; M. Montes; C. Davis & A. Goetz. 2009. Atmospheric correction algorithms for hyperspectral remote sensing data of land and ocean. *Remote Sensing of Environment* 113 (1): 517-524.
- Giardino, C.; M. Pepe; P. Brivio; P. Ghezzi & E. Zilioli. 2001. Detecting chlorophyll, Secchi disk depth and surface temperature in a sub-alpine lake using Landsat imagery. *The Science of the Total Environment* 268 (1-3): 19-29.
- Gomez, N. 1995. Changes in the phytoplankton of Embalse Río Tercero reservoir (Prov. Córdoba, Argentina) as result of the influence of the nuclear power plant operating there. *Hydrobiologica* 37 (3): 129-139.

- Gons, H.; M. Auer & S. Effler. 2008. MERIS satellite chlorophyll mapping of oligotrophic and eutrophic waters in the Laurentian Great Lakes. *Remote Sensing of Environment* 112 (11): 4098-4106.
- Granéli, E.; M. Weberg & P. Salomon. 2008. Harmful algal blooms of allelopathic microalgal species: The role of eutrophication. *Harmful Algae* 8 (1): 94–102.
- Hadjimitsis, D.; C. Clayton & L. Toullos. 2010. A New Method for Assessing the Trophic State of Large Dams in Cyprus Using Satellite Remotely Sensed Data. *Water and Environment Journal* 24 (3): 200–207.
- Harashina, K.; K. Takeuchi; A. Tsunekawa & H. Arifin. 2003. Nitrogen flows due to human activities in the Cianjur–Cisokan watershed area in the middle Citarum drainage basin, West Java, Indonesia: a case study at hamlet scale. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 100 (1): 75-90.
- Hein, L. 2006. Cost-efficient eutrophication control in a shallow lake ecosystem subject to two steady states. *Ecological Economics* 59 (4): 429-439.
- Hernández Bartolome, J. & L. Hernández Calvento. 2003. Aplicación de técnicas de teledetección al estudio de la turbidez de las aguas litorales en la costa oriental de Gran Canaria mediante un modelo teórico. *Vegueta* 7: 229-240.
- Holben, B. 1986. Characteristics of maximum value composite images from temporal AVHRR data. *International Journal of Remote Sensing* 7 (2): 1417-1434.
- Hu, C.; F. Muller-Karger; S. Andrefouet & K. Carder. 2001. Atmospheric correction and cross-calibration of LANDSAT-7/ETM+ imagery over aquatic environments: A multiplatform approach using seaWiFS/ MODIS. *Remote Sensing of Environment* 78 (1-2): 99-107.
- Hu, C.; Z. Chen; T. Clayton; P. Swarzenski; J. Brock & F. Muller-Karger. 2004. Assessment of estuarine water-quality indicators using MODIS medium-resolution bands: Initial results from Tampa Bay, FL. *Remote Sensing of Environment* 93 (3): 423-441.
- Huguenin, R.; M. Karaska; D. Blaricom & J. Jensen. 1997. Subpixel classification of bald cypress and tupelo gum trees in Thematic Mapper imagery. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 63 (6): 717–725.
- Huang, C.; S. Kim; A. Altstatt; J. Townshend; P. Davis; K. Song; C. Tucker; O. Rodas; A. Yanosky; R. Clay & J. Musinsky. 2007. Rapid loss of Paraguay's Atlantic forest and the status of protected areas - A Landsat assessment. *Remote Sensing of Environment* 106 (4): 460-466.

- Huang, C.; Z. Zhang; L. Yang; B. Luylie & C. Homer. 2002. MRLC 2000. Image Preprocessing Procedure, USGS. White paper. Disponible en Web: http://www.landcover.usgs.gov/pdf/image_preprocessing.pdf.
- Hunter, P.; A. Tyler; L. Carvalho; G. Codd & S. Maberly. 2010. Hyperspectral remote sensing of cyanobacterial pigments as indicators for cell populations and toxins in eutrophic lakes. *Remote Sensing of Environment* 114 (11): 2705-2718.
- INFOSTAT/ Profesional. Version: 2012. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Estadística y Diseño. Universidad Nacional de Córdoba.
- Irons, J. J. Dwyer & J. Barsi. 2012. The next Landsat satellite: The Landsat Data Continuity Mission. *Remote Sensing of Environment* 122: 11-21.
- Iztueta, E. 2011. *Orientación y navegación terrestre: El arte de no perderse*. Ed. Alsina. Argentina.
- Jhabvala, M.; D. Reuter; K. Choi; C. Jhabvala & M. Sundaram. 2009. QWIP-based thermal infrared sensor for the Landsat Data Continuity Mission. *Infrared Physics & Technology* 52 (6): 424-429.
- Jie, G.; W. Yuchun & H. Jiazhu. 2006. A model for the retrieval of suspended sediment concentrations in Taihu Lake from TM images. *Journal of Geographical Sciences* 16 (4): 458-464.
- Ju, J. & D. Roy. 2008. The availability of cloud-free Landsat ETM+ data over the conterminous United States and globally. *Remote Sensing of Environment* 112 (3): 1196-1211.
- Kagalou, I.; E. Papastergiadou & I. Leonardos. 2008. Long term changes in the eutrophication process in a shallow Mediterranean lake ecosystem of W. Greece: Response after the reduction of external load. *Environmental Management* 87: 497-506.
- Kamara, A. & H. Sally. 2003. Water for food, livelihoods and nature: simulations for policy dialogue in South Africa. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 28 (20-27): 1085-1094.
- Karatayev, A.; D. Padilla; D. Minchin; D. Boltovskoy & L. Burlakova. 2007. Changes in global economies and trade: the potential spread of exotic freshwater bivalves. *Biological Invasions* 9: 161-180.
- Kaufman, Y. 1989. *The atmospheric effect on remote sensing and its correction. The Theory and Application of Optical Remote Sensing*. Ed. G. Asrar. New York, Estados Unidos.
- Klapper, E. 1991. *Control of eutrophication in Irland waters*. Ed. Ellis Horwood. Estados Unidos.

- Kloiber, S.; P. Brezonik; L. Olmanson & M. Bauer. 2002. A procedure for regional lake water clarity assessment using Landsat multispectral data. *Remote Sensing of Environment* 82 (1): 38-47.
- Krizanich, G. & M. Finn. 2009. Table Rock Lake Water-Clarity Assessment Using Landsat TM Satellite Data. *US Geological Survey Scientific Investigations Report 5162*: 9.
- Kulkarni, A. 2011. Water Quality Retrieval from Landsat TM Imagery. *Procedia Computer Science* 6: 475-480.
- Lathrop, R. & T. Lillesand. 1989. Monitoring water quality and river plume transport in Green Bay, lake Michigan with SPOT-1 imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 55 (3): 349-354.
- Ledesma, C.; M. Bonansea; C. Rodríguez & A. Sánchez Delgado. 2012. Determinación de la variabilidad trófica del embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Revista Ciência Agronômica*. En prensa.
- Liu, X.; X. Lu & Y. Chen. 2011. The effects of temperature and nutrient ratios on Microcystis blooms in Lake Taihu, China: An 11-year investigation. *Harmful Algae* 10 (3): 337-343.
- Lord, W. & 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.
- Loveland, C. & J. Dwyer. 2012. Landsat: Building a strong future. *Remote Sensing of Environment* 122: 22-29.
- Lozano, F.; S. Suárez-Seoane & E. Luis. 2007. Assessment of several spectral indices derived from multi-temporal Landsat data for fire occurrence probability modeling. *Remote Sensing of Environment* 107 (4): 533-544.
- Lucero, M. 2010. *Distribución y abundancia del mejillón dorado Limnoperna fortunei en el embalse de Río Tercero, Córdoba, Argentina*. Tesis de grado. Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Maldonado, G.; L. Espizua & S. Delgado. 2005. Different methods of detection of glacier surface in the central Andes, Argentina. *Actas de resúmenes Congreso Internacional de la Comisión para la Sustentabilidad del agua de la Unión Geográfica Internacional (UGI)*. Buenos Aires, Argentina.
- Mancini, M.; A. Larriestra & J. Sanchez. 2000. Estudio ictiopatólogico en poblaciones silvestres de la región centro-sur de la provincia de Córdoba, Argentina. *Medicina Veterinaria* 2 (81): 104-108.

- Mancini, M. & C. Rodríguez. 1999. Informe Estudio embalse Río Tercero. Facultad Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto. Com. Pers.
- Mancini, M.; C. Rodríguez; G. Bagnis; A. Liendo; C. Prospero; M. Bonansea & J. Galizia Tundisi. 2010. Cyanobacterial bloom and animal mass mortality in a reservoir from Central Argentina. *Brazilian Journal of Biology* 70: 841-845.
- Mancini, M.; C. Rodríguez; M. Bonansea; A. Astoreca; G. Bagnis; C. Rocha Rosa & A. Dalcerro. 2008. Saprolegniasis en poblaciones silvestres de *Astyanax eigenmanniorum* y *A. fasciatus* (PISCES, CHARACIDAE) de Argentina. *Revista Brasileira de Medicina Veterinaria* 30 (2): 115-122.
- Margalef, R. 2002. *Teoría de los sistemas ecológicos*. Ed. Alfaomega. Barcelona, España.
- Mariazzi, A. & M. Romero. 1983. Estimación de la actividad heterotrófica en tres ecosistemas acuáticos con distintos nivel de tropismo. *Ecosur* 10: 61-77.
- Mariazzi, A.; M. Romero; V. Conzonno & A. Mariñelarena. 1989. Results of a limnological study in a reservoir previous the functioning of a nuclear power plant (Embalse del Río III, Argentina). *Asociación de Ciencias Naturales del Litoral* 20 (1 y 2): 57-68.
- Mariazzi, A.; J. Donadelli; P. Arenas; M. Di Siervi & C. Bonetto. 1992. Impact of a nuclear power plant on water quality of Embalse del Río Tercero reservoir (Córdoba, Argentina). *Hidrobiología* 246: 129-140.
- Marini, T. 1939. Trabajos de piscicultura en el Embalse del Río Tercero. *Physis* 18 (50): 497-510. En: Boltovskoy, A. & M. Foggetta. 1985. Limnología física del embalse Río III. *Biología Acuática* 7: 1-26.
- Markham, B.; J. Storey; D. Williams & J. Irons. 2004. Landsat sensor performance: History and current status. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 42 (12): 2691-2694.
- Martill, D.; P. Brito & J. Evans. 2008. Mass mortality of fishes in the Santana Formation (Lower Cretaceous, Albian) of northeast Brazil. *Cretaceous Research* 29 (4): 649-658.
- Massol, A. 2012. *Manual de ecología microbiana*. Disponible en Web: <http://www.uprm.edu/biology/profs/massol/manual/>
- Mayo, M.; A. Gitelson; Y. Yacobi & Z. Ben-Avraham. 1995. Chlorophyll distribution in lake Kinneret determined from Landsat Thematic Mapper data. *International Journal of Remote Sensing* 16 (1): 175-182.

- Mendoza Roca J.; M. Montañés Sanjuán & A. Palomares Gimeno. 1998. *Ciencia y tecnología del medio ambiente*. Ed. Universidad Politécnica Valencia. España.
- Mengui, M. & R. Luti. 1982. Mapa fisonómico de vegetación de la cuenca de alimentación del embalse Río Tercero. Escala 1:250.000. *Ecología Argentina* 7: 185-194.
- Miller, J. & S. Yool. 2002. Mapping forest post-fire canopy consumption in several overstory types using multi-temporal Landsat TM and ETM data. *Remote Sensing of Environment* 82 (2-3): 481-496.
- Molden; D.; M. Vithanage; C. de Fraiture; J. Faures; L. Gordon; F. Molle & D. Peden. 2011. Water Availability and Its Use in Agriculture. *Treatise on Water Science* 4: 707-732.
- Montgomery, D. & E. Peck. 1982. *Introduction to linear regression analysis*. Ed. John Wiley & Sons. Nueva York, Estados Unidos.
- Natale, O. 1997. Monitoring of Argentine reservoirs water quality and environmental impact assessment: current state and issues. ILEC.
- Nas, B.; H. Karabork; S. Ekercin & A. Berkday. 2009. Mapping chlorophyll-a through In-situ measurements and Terra ASTER satellite data. *Environment Monitoring Assessment* 157 (1-4): 375-382.
- NASA (National Aeronautics and Space Administration). 2012. Disponible en Web: <http://landsat.gsfc.nasa.gov/>
- Nelder, J. 1994. The Statistics of Linear Models: Back to Basics. *Statistics and Computing* 4 (4): 243-256.
- OECD (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico). 1982. *Eutrophication of Waters. Monitoring, Assesment and Control*. Final Report. OECD. Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control), Environment Directorate, OECD Paris, Francia.
- Odermatt, D.; C. Giardino & T. Heege. 2010. Chlorophyll retrieval with Meris Case-2-Regional in perialpine lakes. *Remote Sensing of Environment* 114 (3): 607-617.
- OMS (Organización Mundial de la Salud). 1992. *Guía Operativa GEMS/ AGUA*. Ginebra. 3ra Edición.
- O'Neil, J.; T. Davis; M. Burford & C. Gobler. 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae* 14: 313-334.

- Oustlund, C.; P. Flink; N. Strombeck; D. Pierson & T. Lindell. 2001. Mapping of the water quality of Lake Erken, Sweden, from Imaging Spectrometry and Landsat Thematic Mapper. *The Science of the Total Environment* 268 (1-3): 139-154.
- Oyama, Y.; B. Matsushita; T. Fukushima; K. Matsushige & A. Imai. 2009. Application of spectral decomposition algorithm for mapping water quality in a turbid lake (Lake Kasumigaura, Japan) from Landsat TM data. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 64 (1): 73-85.
- Painting, S.; M. Devlin; S. Malcolm; E. Parker; D. Mills; C. Mills; P. Tett; A. Wither; J. Burt; R. Jones & K. Winpenny. 2007. Assessing the impact of nutrient enrichment in estuaries: Susceptibility to eutrophication. *Marine Pollution Bulletin* 55 (1-6): 74-90.
- Paolucci, E.; D. Cataldo; C. Fuentes & D. Boltovskoy. 2007. Larvae of the invasive species *Limnoperna fortunei* (Bivalvia) in the diet of fish larvae in the Paraná River, Argentina. *Hydrobiologia* 589 (1): 219-233.
- Papousa, C.; D. Hadjimitsis; A. Retalis & L. Toullos. 2012. Defining the LANDSAT TM/ETM+ and PROBA / CHRIS spectral regions in which turbidity can be retrieved in the Asprokremmos Dam in Paphos, Cyprus: Spectro-radiometric measurements campaign 2010-2011. *International Journal of Remote Sensing*. En prensa.
- Parish, E.; E. Kodra; K. Steinhäuser & A. Ganguly. 2012. Estimating future global per capita water availability based on changes in climate and population. *Computers & Geosciences* 42: 79-86.
- 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 Pública* 11 (1): 55-63.
- Pizzolon, L.; B. Tracanna; C. Prosperi & J. Guerrero. 1999. Cyanobacterial blooms in Argentinian lakes. *International Association of Theoretical and Applied Limnology* 23: 647-658.
- PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente). 2002. *Perspectivas del medio ambiente mundial GEO-3, 2002*. Grupo Mundi-Prensa, España.
- Qu, Z.; B. Kindel & A. Goetz. 2003. The high accuracy atmospheric correction for hyperspectral data (HATCH) model. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 41: 1223-1231.
- Quirós, R., 2000. La eutrofización de las aguas continentales de Argentina. 43-47. En Fernández, A. (ed.) *El Agua en Iberoamérica: Acuíferos, Lagos y Embalses*. CYTED. Subprograma XVII. Aprovechamiento y Gestión de Recursos Hídricos.



- Ramírez J.; F. Gutierrez & A. Vargas. 2005. Respuesta de la comunidad fitoplanctónica a experimentos de eutrofización artificial realizados en la represa La Fe, El Retiro, Antioquia, Colombia. *Caldasia* 27 (1): 103-115.
- Reinart, A. & T. Kutser. 2006. Comparison of different satellite sensors in detecting cyanobacterial bloom events in the Baltic Sea. *Remote Sensing of Environment* 102 (1-2): 74–85.
- Reynoso, V.; M. Bonansea; F. Bonatto; M. Mancini; C. Prospero & C. Rodríguez. 2005. Temporal and spatial variations in water quality parameters of Rio Tercero dam, Cordoba, Argentina. *Biocell* 29 (2): 234-234.
- Rodríguez, C.; M. Mancini; A. Weyers & G. Alcantú. 1997. Estudio bacteriológico y químico del embalse Río Tercero. Córdoba. *Ciencia Veterinaria* 27: 3-8.
- Rodríguez, C. 2001. *Variaciones temporales y espaciales en la calidad del agua del dique Piedras Moras (Córdoba)*. Tesis de doctorado. Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Rodríguez, M. 2003. *Estudio de la Problemática Ambiental de Eutrofización del embalse San Roque (Córdoba)*. *Aportes para la Gestión del Recurso*. Tesis de Maestría Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Rodríguez C.; M. Bonansea; F. Bonatto; V. Reynoso; C. Prospero; M. Mancini & C. Ledesma. 2006. Remote sensing–GIS to predict on the risk of eutrophication in Aquatic systems. *Proceedings Med-e-Tel* 12: 343-345.
- Rodríguez C.; M. Bonansea; F. Bonatto; V. Reynoso; C. Prospero; M. Mancini & C. Ledesma. 2007. Remote Sensing- GIS to Predict on the Risk of Eutrophication in Aquatic Systems. Space Technology-based tele-health project initiatives in Latin America and the Caribbean. *United Nations Programme on Space Applications*: 28-30.
- Rojas Molina, F. 2010. *Efectos del molusco invasor Limnoperna fortunei (Dunker) sobre el zooplancton del Paraná Medio*. Tesis Doctoral, Universidad de Buenos Aires.
- Roy, D.; J. Ju; P. Lewis; C. Schaaf; F. Gao & M. Hansen. 2008. Multi-temporal MODIS-Landsat data fusion for relative radiometric normalization, gap filling, and prediction of Landsat data. *Remote Sensing of Environment* 112 (6): 3112–3130.
- Ryding, S. & W. Rast. 1992. *El control de la eutrofización en lagos y pantanos*. Ed. Pirámide. España.
- Sanches Menendez, F. 2004. *Geodesia y cartografía: Los conceptos y su aplicación práctica*. Ed. EOSGIS. España

- Sass, G.; I. Creed; S. Bayley & K. Devito. 2007. Understanding variation in trophic status of lakes on the Boreal Plain: A 20 year retrospective using Landsat TM imagery. *Remote Sensing of Environment* 109 (2): 127-141.
- Scaramuzza, P.; E. Micijevic & G. Chander. 2004. SLC Gap-Filled Products, Phase One Methodology. Disponible en Web: http://landsat.usgs.gov/documents/SLC_Gap_Fill_Methodology.pdf
- Schmugge T.; W. Kustas; J. Ritchie; T. Jackson & A. Rango. 2002. Remote sensing in hydrology. *Advances in Water Resources* 25 (8-12): 1367-1385.
- Sharma, A.; K. Badarinath & P. Roy. 2009. Comparison of ground reflectance measurement with satellite derived atmospherically corrected reflectance. A case study over semi-arid landscape. *Advances in Space Research* 43 (1-5): 56–64.
- Sheela, A.; J. Letha; S. Joseph; K. Ramachandran & S. Sanalkumar. 2011. Trophic state index of a lake system using IRS (P6-LISS III) satellite imagery. *Environmental Monitoring Assessment* 177 (1-4): 575–592.
- Shukla, J., A. Misra, P. Chandra. 2008. Modeling and analysis of the algal bloom in a lake caused by discharge of nutrients. *Applied Mathematics and Computation* 196 (2): 782–790.
- SMN (Servicio Meteorológico Nacional). 2012. Disponible en Web: <http://www.smn.gov.ar>
- Song, C.; C. Woodcock; K. Seto; M. Lenney & S. Macomber. 2001. Classification and change detection using Landsat TM data: when and how to correct atmospheric effects?. *Remote Sensing of Environment* 75 (2): 230-244.
- Sriwongsitanon, N.; K. Surakit & S. Thianpopirug. 2011. Influence of atmospheric correction and number of sampling points on the accuracy of water clarity assessment using remote sensing application. *Journal of Hydrology* 401 (3-4): 203-220.
- Straskraba, M. & J. Tundisi. 1999. *Guidelines of lake management. Reservoir Water Quality Management*. Vol. 9. International Lake Environment Committee Foundation. Japon.
- Stefouli, M.; D. Dimitrakopoulos; J. Papadimitrakis & E. Charou. 2005. Monitoring and assessing internal waters (lakes) using operational space born and field measures. *European Water Publications* 9-10: 25-33.
- Stevaux, J.; F. Corradini & S. Aquino. 2012. Connectivity processes and riparian vegetation of the upper Paraná River, Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*. En prensa

- Suharyanto, J. 2011. A preliminary assessment towards integrated BBWQM through priority analysis in the UCR Basin, Indonesia. *Procedia Environmental Sciences* 4: 331-335.
- Sulis, A.; P. Buscarinu & G. Sechi. 2011. Using reservoir trophic-state indexes in optimisation modelling of water-resource systems. *Environmental Modelling & Software* 26 (6): 731-738.
- Tett, P.; R. Gowen; D. Mills; T. Fernandes; L. Gilpin; M. Huxham; K. Kennington; P. Read; M. Service; M. Wilkinson & S. Malcolm. 2007. Defining and detecting undesirable disturbance in the context of marine eutrophication. *Marine Pollution Bulletin* 55 (1-6): 282–297.
- Thiemann, S. & H. Kaufmann. 2000. Determination of chlorophyll content and trophic state of lakes using field spectrometer and IRS-1C satellite data in the Mecklenburg lake district, Germany. *Remote Sensing of Environment* 73 (2): 227–235.
- Tokola, T.; S. Lofman & A. Erkkila. 1999. Relative calibration of multitemporal landsat data for forest cover change detection. *Remote Sensing of Environment* 68 (1): 1–11.
- Torbick, N.; F. Hu; J. Zhang; J. Qi; H. Zhang & B. Becker. 2008. Mapping chlorophyll-a concentrations in West Lake, China using Landsat 7 ETM+. *Journal of Great Lakes Research* 34 (3): 559-565.
- Trivero, P.; M. Borasi; W. Biamino; M. Cavagnero; C. Rinaudo & M. Bonansea. 2013. River pollution remediation monitored by optical and infrared high-resolution satellite images. *Environmental Monitoring and Assessment*. En prensa.
- USGS (U. S. Geological Survey). 2012. Disponible en Web: <http://edc.usgs.gov/products/satellite/tm.html>
- Van Dijk, A.; S. Callis; C. Sakamoto & W. Decker. 1987. Smoothing vegetation index profiles: An alternative method for reducing radiometric disturbance in NOAA/AVHRR data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 53: 1059–1067.
- van Katwijk, M.; A. Bos; P. Kennis & R. De Vries. 2010. Vulnerability to eutrophication of a semi-annual life history: A lesson learnt from an extinct eelgrass (*Zostera marina*) population. *Biological Conservation* 143 (1): 248-254.
- Varol, M.; B. Gökot; A. Bekleyen & 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.
- Vasconcelos, V. 2006. Eutrophication, toxic cyanobacteria and cyanotoxins: when ecosystems cry for help. *Limnetica* 25: 425-432.

- Vicente-Serrano, S.; F. Pérez-Cabello & T. Lasanta. 2008. Assessment of radiometric correction techniques in analyzing vegetation variability and change using time series of Landsat images. *Remote Sensing of Environment* 112 (10): 3916-3934.
- Vincent, R.; X. Qin; R. McKay; J. Miner; K. Czajkowski; J. Savino & T. Bridgeman. 2004. Phycocyanin detection from LANDSAT TM data for mapping cyanobacterial blooms in Lake Erie. *Remote Sensing of Environment* 89 (3): 381-392.
- Wetzel, R. 1981. *Limnology*. Ed. Saunders College Publishing. Estados Unidos.
- WHO (World Health Organization). 2004. *Guidelines for drinking-water quality* (Rep. No. Vol. 1).
- Wulder, M.; J. White; J. Masek; J. Dwyer & D. Roy. 2011. Continuity of Landsat observations: Short term considerations. *Remote Sensing of Environment* 115 (2): 747-751.
- Wulder M.; J. Masek; W. Cohen; T. Loveland & C. Woodcock. 2012. Opening the archive: How free data has enabled the science and monitoring promise of Landsat. *Remote Sensing of Environment* 122: 2-10.
- Xiong, X.; N. Che & W. Barnes. 2005. Terra MODIS on-orbit spatial characterization and performance. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 43 (2): 355-365.
- Xu, F.; S. Tao; R. Dawson & B. Li. 2001. A GIS-based method of lake eutrophication assessment. *Ecological Modelling* 144 (2-3): 231-244.
- Zhang, Y.; W. Rossow; A. Lacis; V. Oinas & M. Mishchenko. 2004. Calculation of radiative fluxes from the surface to top of atmosphere based on ISCCP and other global data sets: Refinements of the radiative transfer model and the input data. *Journal of Geophysical Research* 109 (19): 191-205.
- Zhao, D.; Y. Cai; H. Jiang; D. Xu; W. Zhang & S. An. 2011. Estimation of water clarity in Taihu Lake and surrounding rivers using Landsat imagery. *Advances in Water Resources* 34 (2): 165-173.
- Zhu, L.; S. Wang; Y. Zhou; F. Yan & L. Wang. 2005. Geoscience and Remote Sensing Symposium, IGARSS'05. *IEEE International* 7: 4535-4538.
- Zhu, Z. & C. Woodcock. 2012. Object-based cloud and cloud shadow detection in Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment* 118: 83-94.
- Zonneveld, K.; L. Chen; R. Elshanawany; H. Fischer; M. Hoins; M. Ibrahim; D. Pittauerova & G. Versteegha. 2012. The use of dinoflagellate cysts to separate human-induced from natural

variability in the trophic state of the Po River discharge plume over the last two centuries. *Marine Pollution Bulletin* 64 (1): 114–132.

- Zunino, R. & S. Migliori. 1983. Algunos aspectos hidrológicos del Río Tercero y registros térmicos en el embalse del mismo. Estudio ambiental en la zona de emplazamiento de la Central Nuclear en Embalse. Córdoba. CNEA. Gerencia de protección radiológica y seguridad. División estudios de emplazamiento 1-226. En Boltovskoy, A. & M. Foggetta. 1985. Limnología física del embalse Río Tercero (térmica, hidrológica y derivaciones biológicas). *Biología Acuática* 7: 1-26.

