

2012

71191

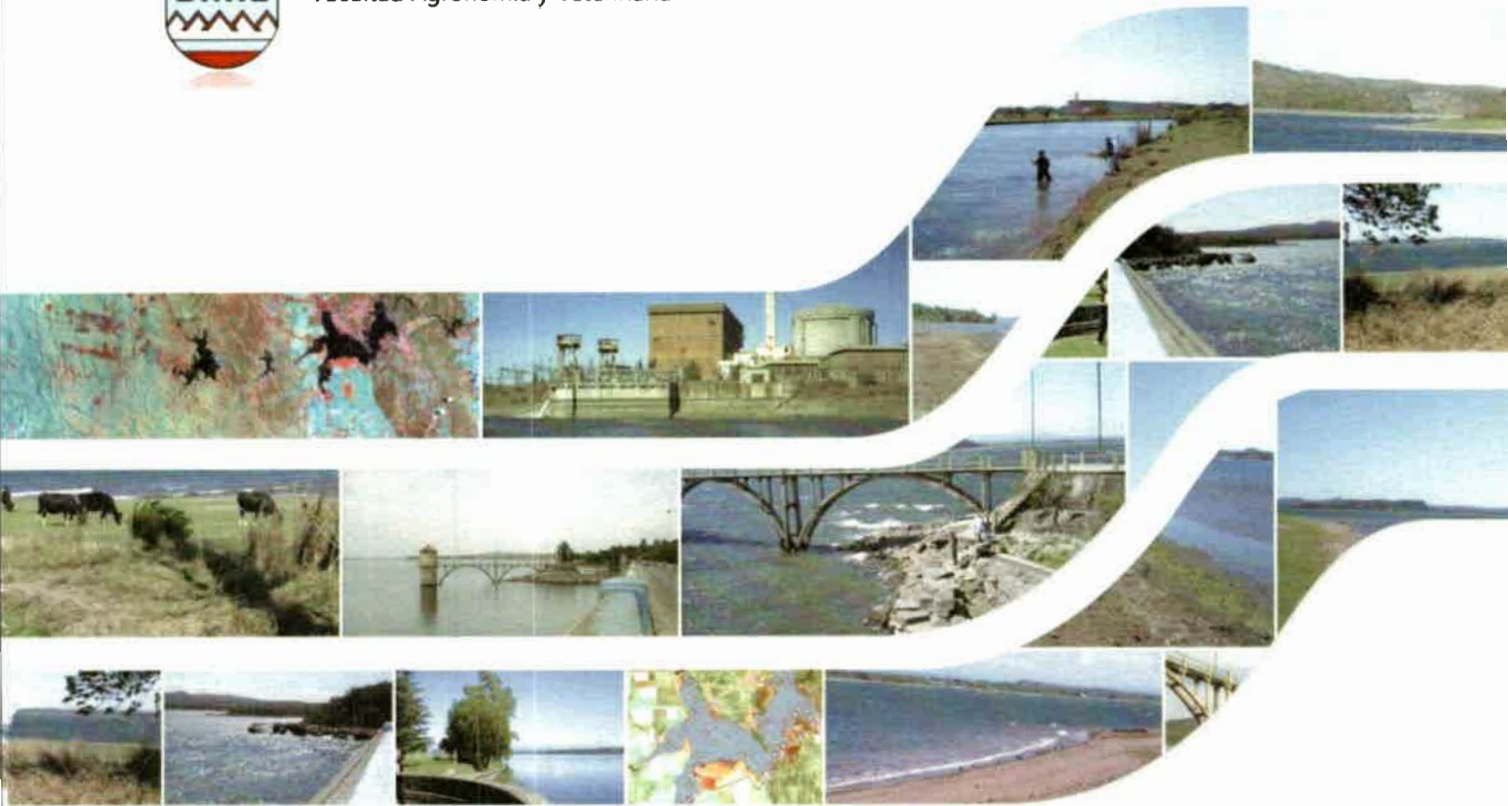
71191

REF:
71191
7-753



UNIVERSIDAD NACIONAL DE RÍO CUARTO
Facultad Agronomía y Veterinaria

71101



Modelos Geoestadísticos basados en Datos Satelitales para el Mapeo de Concentraciones de Clorofila-a en el embalse Rio Tercero, Argentina.

*Tesis presentada para la obtención del grado de
Magíster en Cs. Agropecuarias - Mención
Gestión Ambiental.*

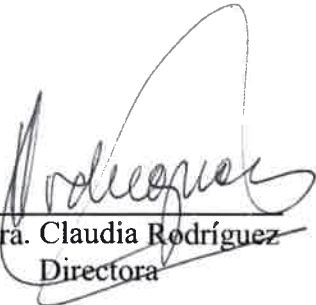
Ing. Qca. Claudia R. Ledesma

Director: Dra. María Claudia Rodríguez
Co-Director: Dra. Mónica Balzarini

**Modelos Geoestadísticos basados en Datos Satelitales para el
Mapeo de Concentraciones de Clorofila-a en el embalse Río
Tercero, Argentina**

Por

Ing. Claudia R. Ledesma



Dra. Claudia Rodríguez
Directora

Dra. Mónica Balzarini
Co-Directora

APROBADA POR:



Dra. Cecilia Bruno
Jurado

Dr. Américo Degioanni
Jurado



Dr. Carlos Prosperi
Jurado

-Noviembre 2012-

*A mi familia
y al recuerdo de mi papá Adolfo, presente en todo momento.*

AGRADECIMIENTOS

A la Facultad de Agronomía y Veterinaria de la Universidad Nacional de Río Cuarto, por permitirme realizar la Maestría en Ciencias Agropecuarias–Mención Gestión Ambiental.

A mi Directora y Co- Directora por su apoyo incondicional, sin el cual no hubiera sido posible desarrollar este trabajo.

Al Dr. Miguel Mancini por su ayuda para poder resolver mis dudas y entender la parte limnológica del presente trabajo.

Al Lic. Matías Bonansea por sus horas dedicadas al procesamiento de las imágenes.

A Miriam y Carlos por su apoyo.

A Viviana Reynoso por compartir las horas de estudio.

A Mario Lazarte por su ayuda en la parte informática.

A Matías D'Andrea por su aporte en el diseño gráfico.

A toda mi familia que siempre estuvo a mi lado para contenerme en esta etapa.

RESUMEN

Los recursos hídricos en nuestro país han sufrido considerables alteraciones producto de la intervención antrópica en el ambiente. Los lagos y embalses de la zona centro-norte del país han acelerado sus procesos naturales de colmatación y eutrofización, presentando elevadas cargas de nutrientes, altas concentración de clorofila-a y recurrentes florecimientos algales. Distintos criterios se pueden adoptar para determinar el estado trófico y la calidad del agua de estos sistemas, tales como indicadores biológicos, índices tróficos y mediante la determinación de parámetros físico-químicos y biológicos. El objetivo de este trabajo fue generar modelos estadísticos a partir de datos georreferenciados de variables indicadoras de calidad de agua que permitieron determinar espacial y temporalmente el estado trófico del embalse Río Tercero, Córdoba. Se realizaron muestreos estacionales, donde se evaluaron parámetros físico-químicos y biológicos *in situ* y en laboratorio, durante los años 2006 a 2009 en fecha coincidente con el paso del satélite LANDSAT 5TM. En el embalse Río Tercero se consideraron siete sitios de muestreo, distribuidos en todo el embalse. Las variables físico-químicas y biológicas fueron analizadas estadísticamente para establecer el nivel de asociación con la concentración de clorofila-a en distintas estaciones del año. Se realizó, en primera instancia, la modelación temporo-espacial de la eutrofización de las aguas del embalse Río Tercero mediante el modelo clásico de análisis de la varianza ($R^2=0,91$; AIC=153,13; BIC=168,16). Posteriormente, se modelizó la eutrofización de las aguas del embalse Río Tercero en relación a la radiancia espectral ($R^2=0,77$; AIC=45,45; BIC=45,28). Se contemplaron las correlaciones espaciales entre los sitios de muestreo utilizando los modelos lineales mixtos ($R^2=0,77$; AIC=45,45; BIC=45,28; Range=1440,03). La integración de datos experimentales con datos provenientes de imágenes LANDSAT 5TM junto con la teoría del modelado estadístico permitió confeccionar mapas de distribución espacial de concentración de clorofila-a y predecir sus valores en sitios no muestreados del reservorio. Las herramientas y técnicas utilizadas en este trabajo podrán servir de líneas extrapolables a futuras investigaciones en otros reservorios, al mismo tiempo que podrán utilizarse para ampliar los estudios realizados en el embalse Río Tercero, Córdoba.

ABSTRACT

Water resources in our country have undergone considerable alteration product of human intervention in the environment. Lakes and reservoirs in the central-north of the country have stepped up their natural processes of sedimentation and eutrophication, presenting high nutrient loads, high concentration of chlorophyll-a and recurring algal blooms. Alternative approaches can be taken to determine the trophic status and water quality of these systems, such as biological indicators, indices and trophic parameters by determining physical, chemical and biological. The objective of this study was to generate statistical models using indicator variables for water quality georeferenced data which allowed determine spatially and temporally the trophic status of the embalse Río Tercero, Córdoba. Seasonal samples were taken, which evaluated physical-chemical parameters and biological in situ and in the laboratory, during the years 2006 to 2009 in date coinciding with the passage of the satellite Landsat 5TM. The Río Tercero reservoirs were seven sampling sites, distributed in the dam. The physico-chemical and biological properties were analyzed statistically to establish the level of association with the concentration of chlorophyll-a in different seasons. It was carried out, in the first instance, the modeling temporal-spatial of the eutrophication of the waters of the Río Tercero reservoir through the classic model of analysis of variance ($R^2 = 0.91$, $AIC = 153.13$, $BIC = 168.16$). Subsequently modeled the eutrophication of Río Tercero Reservoir in relation to spectral radiance ($R^2 = 0.77$, $AIC = 45.45$, $BIC = 45.28$). They looked spatial correlations between sampling sites using linear mixed models ($R^2 = 0.77$, $AIC = 45.45$, $BIC = 45.28$, $Range = 1440.03$). The integration of experimental data with data from LANDSAT images 5TM with statistical modeling theory allowed to map the spatial distribution of chlorophyll-a and predict their values at unsampled reservoir sites. The tools and techniques used in this study may serve as future research lines extrapolated to other reservoirs, while that may be used to expand the reservoir studies Río Tercero, Córdoba.

INDICE

1.- Resumen	5
2.- Introducción	16
2.1- <i>Introducción al Problema de la Eutrofización</i>	16
2.2- <i>Dinámica del Proceso de Eutrofización</i>	20
2.3- <i>Floraciones Algales</i>	24
2.4- <i>Modelación de la Eutrofización</i>	26
2.4.1- <i>Utilización de Imágenes Satelitales y Sistemas de Información Geográfica</i>	26
2.4.2- <i>Antecedentes Nacionales e Internacionales</i>	29
2.4.3- <i>El Concepto de las Variables Regionalizadas</i>	32
2.4.4- <i>Modelos Lineales y Generalizados Mixtos (MLM)</i>	34
3.- Hipótesis	36
4.- Objetivos	38
4.1- <i>Objetivo General</i>	38
4.2- <i>Objetivos Específicos</i>	38
5.- Materiales y Métodos	40
5.1- <i>Área de Estudio</i>	40
5.2- <i>Metodología</i>	43
5.2.1- <i>Toma de Muestras</i>	43
5.2.2- <i>Análisis Físicos-Químicos y Biológicos</i>	46
5.3- <i>Análisis Estadístico</i>	46
5.3.1- <i>Análisis Estadístico Descriptivo Univariado</i>	46
5.3.2- <i>Análisis Estadístico Descriptivo Multivariado</i>	47
5.3.2.1- <i>Diagrama de Perfiles Multivariados</i>	47
5.3.2.2- <i>Análisis de Componentes Principales</i>	47
5.3.2.3- <i>Análisis de Correlación</i>	49
5.3.2.4- <i>Análisis de Coordenadas Principales</i>	49
5.3.2.5- <i>Análisis de Conglomerados</i>	50
5.3.3- <i>Análisis de la Varianza (ANAVA)</i>	52
5.3.4- <i>Análisis de la Varianza Multivariado (MANOVA)</i>	54
5.4- <i>Imágenes Satelitales</i>	55
5.4.1- <i>Preprocesamiento de Imágenes Satelitales</i>	57
5.4.2- <i>Procesamiento de Imágenes Satelitales</i>	63

5.5- Modelos de Regresión Lineal Simples y Múltiples	64
5.6- Modelos Lineales Mixtos Utilizados para Modelar las Correlaciones Espaciales	66
6.- Resultados	72
6.1- Calidad de Agua del embalse Río Tercero	72
6.1.1- Análisis Físicos-Químicos y Biológicos	72
6.2- Dinámica Espacial y Temporal de Clorofila-a, Nutrientes y Transparencia.....	77
6.2.1- Análisis Exploratorio de Datos (EDA) con Técnicas Univariadas	77
6.2.2- Análisis Exploratorio de Datos (EDA) con Técnicas Multivariadas	93
6.2.2.1- Variación Temporal de Clorofila-a, Nutrientes y Transparencia	93
6.2.2.2- Variación Espacial y Temporal de Clorofila-a, Nutrientes y Transparencia.....	98
6.2.2.3- Correlación de Clorofila-a con Nutrientes y Transparencia	105
6.2.2.4- Ordenamiento y Agrupamiento de los Sitios de Muestreo	111
6.3- Modelación de la Eutrofización de las Aguas del embalse Río Tercero	117
6.3.1- Modelo de Análisis de Varianza para la Concentración de Cl-a.....	118
6.3.2- Modelación Témporo-Espacial de la Eutrofización de las Aguas del embalse Río Tercero mediante la Utilización de MLM Contemplando Correlaciones Espaciales	121
6.3.3- Modelo de Análisis de Varianza Multivariado para la Concentración de Cl-a en distintas estaciones del año.....	123
6.4- Modelación de la Eutrofización de las Aguas del embalse Río Tercero en Relación a la Radiancia Espectral Mediante Modelos Lineales de Regresión Simples y Múltiples	124
6.4.1- Valores de Radiancia de las Bandas del Satélite LANDSAT 5TM.....	124
6.4.2- Correlación entre Clorofila-a y Valores de Radiancia de las Diferentes Bandas.....	124
6.4.3- Modelos de Análisis de Regresión Lineal Simples y Múltiples para la Concentración de Clorofila-a.....	125
6.4.4- Modelación de la Eutrofización de las Aguas del embalse Río Tercero en Relación a las Bandas Espectrales Mediante Modelos Lineales de Regresión Simples y Múltiples Contemplando Correlaciones Espaciales.....	131
6.5- Mapas de Distribución Espacial de la Concentración de Clorofila-a.....	133

7.- Discusión.....	136
8.- Conclusión	148
9.- Bibliografía	151
10.- Anexos.....	160
10.1- Anexo I.....	160
Tabla 28: Análisis de la varianza para la concentración de clorofila-a.....	160
Tabla 29: Comparación de concentraciones de clorofila-a entre los años de estudio.....	160
Tabla 30: Comparación de concentraciones de clorofila-a entre los sitios de muestreo.....	160
Tabla 31: Comparación de concentraciones de clorofila-a entre las estaciones del año, discriminadas por año	161
Tabla 32: Análisis de la varianza para el Log (clorofila-a).....	161
Tabla 33: Comparación del Log (clorofila-a) entre las estaciones del año, discriminadas por año.....	161
Tabla 34: Comparación del Log (clorofila-a) entre los sitios de muestreo, discriminados por año	162
10.2- Anexo II.....	163
Tabla 35: Modelación de la concentración de clorofila-a sin contemplar las correlaciones espaciales.....	163
Tabla 36: Modelación de la concentración de clorofila-a contemplando las correlaciones espaciales.....	164
10.3- Anexo III	165
Tabla 37: Análisis de la varianza multivariado para la concentración de clorofila-a en distintas estaciones del año.....	165
10.4- Anexo IV.....	166
Tabla 40: Relación entre la concentración de clorofila-a y B2 como variable predictora	166
Tabla 41: Relación entre la concentración de clorofila-a y B3 como variable predictora.	166
Tabla 42: Relación entre la concentración de clorofila-a y B4 como variable predictora.	167
Tabla 43: Relación entre la concentración de clorofila-a y múltiples	

bandas espectrales	167
Tabla 44: Modelación de la concentración de clorofila-a en relación a la reflectividad espectral contemplando las correlaciones espaciales	168

INDICE DE TABLAS

Tabla 1: Características generales del embalse Río Tercero.....	42
Tabla 2: Muestréos que componen el estudio observacional.....	44
Tabla 3: Ubicación de los sitios de muestreo.....	45
Tabla 4: Precalibración de Rangos Dinámicos para Datos L5TM con un Nivel de Procesamiento L1 (antes 2 Abril, 2007).....	60
Tabla 5: Precalibración de Rangos Dinámicos para Datos L5TM con un Nivel de Procesamiento L1 (después 2 Abril, 2007).....	60
Tabla 6: Rescalando Gains y Biases usados para la Conversión a un nivel de Procesamiento L1 de Datos Calibrados en Número Digital (Q_{cal}) a Radiancia Espectral (L_{λ}).....	61
Tabla 7: Valores límites establecidos por la OCDE para un sistema concreto de clasificación trófica.....	72
Tabla 8: Valores de los parámetros físico-químicos y biológicos del embalse Río Tercero medidos en cada sitio de muestreo en el Verano del año 2006.....	73
Tabla 9: Valores de los parámetros físico-químicos y biológicos del embalse Río Tercero medidos en cada sitio de muestreo en el Otoño del año 2006.....	73
Tabla 10: Valores de los parámetros físico-químicos y biológicos del embalse Río Tercero medidos en cada sitio de muestreo en el Invierno del año 2006.....	74
Tabla 11: Valores de los parámetros físico-químicos y biológicos del embalse Río Tercero medidos en cada sitio de muestreo en la Primavera del año 2006.....	74
Tabla 12: Valores de los parámetros físico-químicos y biológicos del embalse Río Tercero medidos en cada sitio de muestreo en el Verano del año 2008.....	75
Tabla 13: Valores de los parámetros físico-químicos y biológicos del embalse Río Tercero medidos en cada sitio de muestreo en el Invierno del año 2008.....	75
Tabla 14: Valores de los parámetros físico-químicos y biológicos del embalse Río Tercero medidos en cada sitio de muestreo en el Verano del año 2009.....	76
Tabla 15: Valores de los parámetros físico-químicos y biológicos del embalse	

<i>Río Tercero medidos en cada sitio de muestreo en el Invierno del año 2009.....</i>	<i>76</i>
Tabla 16: <i>Valores de los parámetros físico-químicos y biológicos en el embalse Río Tercero en los años 2006, 2008 y 2009.....</i>	<i>77</i>
Tabla 17: <i>Parámetros físico-químicos y biológicos del embalse Río Tercero, valores medios y desvíos estándar, según estación del año.....</i>	<i>78</i>
Tabla 18: <i>Parámetros físico-químicos y biológicos del embalse Río Tercero, valores medios y desvíos estándar, según sitio de muestreo en Verano.....</i>	<i>78</i>
Tabla 19: <i>Parámetros físico-químicos y biológicos del embalse Río Tercero, valores Medios y desvíos estándar, según sitio de muestreo en Invierno.....</i>	<i>79</i>
Tabla 20: <i>Matriz de Correlación para clorofila-a, nutrientes y transparencia del disco de Secchi en el Verano del 2006.....</i>	<i>106</i>
Tabla 21: <i>Matriz de Correlación para clorofila-a, nutrientes y transparencia del disco de Secchi en el Otoño del 2006.....</i>	<i>106</i>
Tabla 22: <i>Matriz de Correlación para clorofila-a, nutrientes y transparencia del disco de Secchi en el Invierno del 2006.....</i>	<i>107</i>
Tabla 23: <i>Matriz de Correlación para clorofila-a, nutrientes y transparencia del disco de Secchi en la Primavera del 2006.....</i>	<i>107</i>
Tabla 24: <i>Matriz de Correlación para clorofila-a, nutrientes y transparencia del disco de Secchi en el Verano del 2008.....</i>	<i>108</i>
Tabla 25: <i>Matriz de Correlación para clorofila-a, nutrientes y transparencia del disco de Secchi en el Invierno del 2008.....</i>	<i>109</i>
Tabla 26: <i>Matriz de Correlación para clorofila-a, nutrientes y transparencia del disco de Secchi en el Verano del 2009.....</i>	<i>110</i>
Tabla 27: <i>Matriz de Correlación para clorofila-a, nutrientes y transparencia del disco de Secchi en el Invierno del 2009.....</i>	<i>110</i>
Tabla 38: <i>Datos de concentración de clorofila-a y radiancia de las bandas del satélite LANDSAT 5TM en los 7 sitios de muestreo de la campaña del 20 de Marzo del 2009.....</i>	<i>124</i>
Tabla 39: <i>Correlación entre clorofila-a y valores de radiancia de las diferentes bandas en el Verano del 2009.....</i>	<i>125</i>
 <i>INDICE DE FIGURAS</i>	
Figura 1: <i>Esquema del proceso de eutrofización.....</i>	<i>18</i>
Figura 2: <i>Procesos de erosión en cárcavas en la cuenca de los ríos Quillinzo y La Cruz.....</i>	<i>23</i>

Figura 3: Procesos de erosión en surcos y mantiforme en la cuenca del río Santa Rosa	24
Figura 4: Ubicación del área de estudio. Embalse Río Tercero, Córdoba, Argentina	41
Figura 5: Ubicación de los siete sitios de muestreo en el embalse Río Tercero	45
Figura 6: Esquema de un diagrama de caja	47
Figura 7: Firmas espectrales y bandas espectrales del satélite LANDSAT 5TM	63
Figura 8: Variación temporal de la temperatura del agua en los años 2006 (arriba), 2008 (abajo izquierda) y 2009 (abajo derecha)	80
Figura 9: Variación espacial de la temperatura del agua en distintas estaciones del año	81
Figura 10: Variación temporal del pH del agua en los años 2006 (arriba), 2008 (abajo izquierda) y 2009 (abajo derecha)	82
Figura 11: Variación espacial del pH del agua en distintas estaciones del año	83
Figura 12: Variación temporal del OD en los años 2006 (arriba), 2008 (abajo izquierda) y 2009 (abajo derecha)	84
Figura 13: Variación espacial del OD en distintas estaciones del año	85
Figura 14: Variación temporal de la transparencia del disco de Secchi en los años 2006 (arriba), 2008 (abajo izquierda) y 2009 (abajo derecha)	86
Figura 15: Variación espacial de la transparencia del disco de Secchi en distintas estaciones del año	87
Figura 16: Variación temporal de la clorofila-a en los años 2006 (arriba), 2008 (abajo izquierda) y 2009 (abajo derecha)	88
Figura 17: Variación espacial de la clorofila-a en distintas estaciones del año	89
Figura 18: Variación temporal de PT en los años 2006 (arriba), 2008 (abajo izquierda) y 2009 (abajo derecha)	90
Figura 19: Variación espacial del PT en distintas estaciones del año	91
Figura 20: Variación temporal de NT en los años 2006 (arriba), 2008 (abajo izquierda) y 2009 (abajo derecha)	92
Figura 21: Variación espacial del NT en distintas estaciones del año	93
Figura 22: Tendencias para la variable temperatura del agua en los distintos sitios de muestreo	94
Figura 23: Tendencias para la variable pH del agua en los distintos	

<i>sitios de muestreo</i>	94
Figura 24: <i>Tendencias para la variable OD en los distintos sitios de muestreo</i>	95
Figura 25: <i>Tendencias para la variable transparencia del disco de Secchi en los distintos sitios de muestreo</i>	96
Figura 26: <i>Tendencias para la variable clorofila-a en los distintos sitios de muestreo</i>	96
Figura 27: <i>Tendencias para la variable PT en los distintos sitios de muestreo</i>	97
Figura 28: <i>Tendencias para la variable NT en los distintos sitios de muestreo</i>	98
Figura 29: <i>Asociaciones entre variables y sitios de muestreo en el año 2006.</i> Gráficos Biplot de ACP, según estación del año.....	100
Figura 30: <i>Asociaciones entre variables y sitios de muestreo en el año 2008.</i> Gráficos Biplot de ACP, según estación del año.....	102
Figura 31: <i>Asociaciones entre variables y sitios de muestreo en el año 2009.</i> Gráficos Biplot de ACP, según estación del año.....	103
Figura 32: <i>Asociaciones entre variables y años en estudio.</i> Gráficos Biplot de ACP, según estación del año.....	104
Figura 33: <i>Correlaciones entre variables físico-químicas y biológicas en el año 2006.</i> Diagramas de dispersión, según estación del año.....	105
Figura 34: <i>Correlaciones entre variables físico-químicas y biológicas en el año 2008.</i> Diagramas de dispersión, según estación del año.....	108
Figura 35: <i>Correlaciones entre variables físico-químicas y biológicas en el año 2009.</i> Diagramas de dispersión, según estación del año.....	109
Figura 36: <i>Ordenamiento y agrupamiento multivariante de sitios de muestreo en el año 2006. Coordenadas principales y dendogramas, según estación del año</i>	112
Figura 37: <i>Ordenamiento y agrupamiento multivariante de sitios de muestreo en el año 2008. Coordenadas principales y dendogramas, según estación del año</i>	114
Figura 38: <i>Ordenamiento y agrupamiento multivariante de sitios de muestreo en el año 2009. Coordenadas principales y dendogramas, según estación del año</i>	115
Figura 39: <i>Ordenamiento y agrupamiento multivariante de sitios de muestreo. Coordenadas principales y dendogramas, para la estación del año Verano</i>	116
Figura 40: <i>Ordenamiento y agrupamiento multivariante de sitios de muestreo. Coordenadas principales y dendogramas, para la estación del año Invierno</i>	117
Figura 41: <i>Análisis de homogeneidad de varianzas y normalidad de los residuos</i>	

<i>del ANAVA para la concentración de clorofila-a</i>	118
Figura 42: <i>Análisis de homogeneidad de varianzas y normalidad de los residuos del ANAVA para el Log (clorofila-a)</i>	120
Figura 43: <i>Exploración del modelo estimado mediante los MLM</i>	122
Figura 44: <i>Perfiles a través de los años de la variable concentración de clorofila-a, en Verano e Invierno</i>	123
Figura 45: <i>Diagrama de dispersión entre clorofila-a y valores de radiancia de las diferentes bandas para el Verano del 2009</i>	125
Figura 46: <i>Modelo de regresión estimado para la B2</i>	127
Figura 47: <i>Análisis de homogeneidad de varianzas y normalidad de los residuos para el modelo de regresión lineal simple de clorofila-a en función de los valores de radiancia de la B2</i>	128
Figura 48: <i>Residuos parciales de clorofila-a en función de las variables regresoras del modelo propuesto</i>	130
Figura 49: <i>Valores predichos vs. observados para el modelo de regresión lineal simple de clorofila-a en función de los valores de radiancia de la banda 2</i>	131
Figura 50: <i>Exploración del modelo estimado mediante los MLM</i>	132
Figura 51: <i>Modelación de la distribución espacial de la concentración de clorofila-a en el embalse Río Tercero</i>	133
Figura 52: <i>Mapa de valores discretos para la distribución espacial de la concentración de clorofila-a en el embalse Río Tercero</i>	134



Introducción

2.- Introducción

2.1- Introducción al Problema de la Eutrofización

En la actualidad, los recursos hídricos han sufrido considerables alteraciones producto de la intervención antrópica en el ambiente. Los lagos, cuyo rol es fundamental como moderadores del régimen de los ríos, ven acelerados sus procesos naturales de colmatación por aporte de sedimentos y de eutrofización por aporte de nutrientes, debido al mal manejo de las cuencas (Vargas Baecheler *et al.*, 1998).

El asentamiento humano en una cuenca de drenaje, la desaparición de bosques, la construcción de granjas y ciudades, pueden acelerar de forma dramática el proceso de envejecimiento o eutrofización de un lago natural y reducir significativamente su tiempo de vida. Este proceso va acompañado con un cambio en la calidad del agua lo cual puede interferir con sus usos (Sven-Olof & Walter Rast, 1992).

La calidad del agua de los recursos hídricos se ve afectada por la descarga, a los cursos de aguas superficiales, de líquidos cloacales y pluviales, el vertido de efluentes industriales con nulo o escaso tratamiento, el aporte del arrastre de suelo con contenido de plaguicidas y fertilizantes, el vertido de desechos orgánicos pecuarios y otras sustancias, que aportan gran cantidad de nutrientes, principalmente fósforo y nitrógeno (Rodríguez *et al.*, 1997), ocasionando en las aguas cambios físicos, químicos y biológicos que aceleran el proceso de eutrofización que ocurre de manera natural en todos los lagos y embalses, afectando, de esta manera, a las comunidades que en ellos viven.

Smith & Smith (2001), consideraron que las diversas actividades que realiza el hombre añaden aún mayores cantidades de nutrientes a los cuerpos de agua, los que enriquecen los sistemas acuáticos, causando la eutrofización. Durante los últimos veinte años, este proceso, ha sido utilizado cada vez más, para referirse al aporte artificial e indeseable de nutrientes. No obstante, la eutrofización se conoce más comúnmente como el estado de una masa de agua que se manifiesta por un aumento de la producción primaria. Esta acumulación, excesivamente elevada de nutrientes, puede producir cambios en la calidad del agua (Sven-Olof & Walter Rast, 1992).

La provisión de agua segura y el manejo del consumo de la misma cumplen un rol importante a los efectos de reducir la incidencia de ciertas patologías de origen hídrico (Prosperi, 1994). Los efectos de la eutrofización se consideran negativos en

muchos lugares del mundo, el excesivo crecimiento de algas y de plantas acuáticas, claramente perceptibles, interfieren significativamente con los usos y en la calidad estética del recurso hídrico. Una consecuencia de tal crecimiento puede ser la aparición de problemas en el sabor y el olor del agua potable, incluso aunque el agua se trate y filtre antes de su uso (Sven-Olof & Walter Rast, 1992).

Para describir la cantidad de nutrientes de una masa de agua, o para denotar los efectos de la calidad general del agua, se usa el estado trófico, frase que se define como la tasa de materia orgánica que es proporcionada por o para el lago. El estado trófico es un indicador de la "salud" del sistema.

Los sistemas ecológicos se pueden clasificar, en base a la productividad, en las clases: *oligotróficos*, *mesotróficos* y *eutróficos* (Vallentyne, 1978; McNaughton & Wolf, 1984; Ryding & Rast, 1992). El sufijo *trofia* proviene de la palabra griega "alimento", y los prefijos *oligo*, *meso* y *eu* significan "poco", "medio" y "bueno o bien" respectivamente. Por lo tanto, la secuencia desde oligotrófico a eutrófico va desde condiciones con baja concentración de nutrientes a situaciones de gran abundancia de ellos (McNaughton & Wolf, 1984). Dicha clasificación es utilizada para denotar la cantidad de nutrientes de una masa de agua o para describir los efectos de los mismos en la calidad del agua y/o de las condiciones tróficas de una masa de agua (Ryding & Rast, 1992).

Los sistemas *oligotróficos* tienen una reducida relación superficie-volumen, las aguas son claras y tienen una tonalidad azulada o turquesa a la luz del sol. El contenido en nutrientes es bajo y, aunque el nitrógeno puede ser abundante, la disponibilidad de fósforo es muy limitada. La baja disponibilidad de nutrientes desemboca en una baja producción de materia orgánica, en concreto del fitoplancton, debido a esa baja producción, la disponibilidad de materia orgánica para la descomposición es reducida, con lo que la concentración de oxígeno permanece en niveles elevados. Estas elevadas concentraciones son las responsables de la reducida liberación de nutrientes desde el sedimento. La falta de materia orgánica descomponible significa una baja producción bacteriana y bajas tasas de metabolismo microbiano (Smith & Smith, 2001).

Los sistemas *eutróficos* presentan una elevada relación superficie-volumen, es decir, su área es grande en comparación con su profundidad. La abundancia de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, estimula un intenso crecimiento de las

algas y plantas acuáticas. El fitoplancton se concentra en la capa superficial del agua, más caliente, dándole una tonalidad verde oscura. La turbidez reduce la penetración de la luz, restringiendo la productividad biológica a una delgada capa superficial. Los restos de algas y plantas acuáticas, junto con los aportes de sedimentos y desechos orgánicos, se depositan en el fondo adicionándose a los sedimentos ricos en materia orgánica. Las bacterias convierten parte de esa materia orgánica en sustancias inorgánicas, lo que agota el suministro de oxígeno en los sedimentos y aguas profundas, hasta el punto de que estas zonas del lago no pueden sostener vida aeróbica (Smith & Smith, 2001).

Los sistemas *mesotróficos* presentan sus aguas en estado de transición, entre la oligotrofia y la eutrofia (Figura 1).

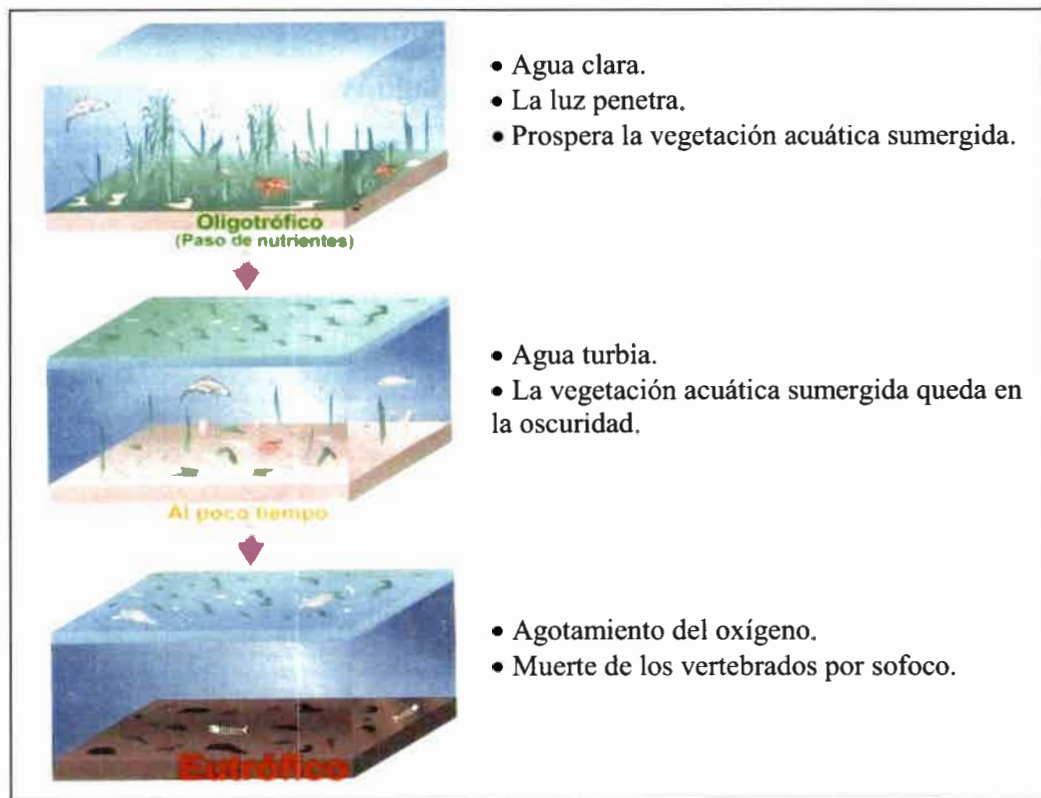


Figura 1: Esquema del proceso de eutrofización.

Fuente: Bernard & Wright, 1999

En la República Argentina, la mayoría de los embalses ubicados en la zona centro-norte se encuadran dentro de la clasificación eutrófica-hipereutrófica, con

elevadas cargas de nutrientes, elevada concentración de clorofila y floraciones algales recurrentes.

Calcagno (1996), define a los crecimientos masivos e intensos de algas y microorganismos planctónicos producto del proceso de eutrofización de un cuerpo de agua, como "blooms" o "floraciones". Si bien pueden ser procesos de origen natural, frecuentemente son acelerados por el aporte de nutrientes derivados de las actividades antrópicas. Los blooms están asociados a determinadas condiciones físico-químicas, condiciones de iluminación, temperatura y nutrientes.

Considerando la utilización creciente de los recursos acuáticos destinados a distintos usos, se hace necesaria la evaluación y reducción de la contaminación de estos ambientes (Rodríguez *et al.*, 2001). Tradicionalmente, el estado trófico de un reservorio ha sido determinado por medio de índices simples o multivariados que establecen una clasificación trófica de la masa de agua de los lagos. Carlson (1977), propuso un Índice de Estado Trófico (TSI) como una herramienta para determinar el grado de trofia basado en tres variables: concentración de clorofila-a, profundidad del disco de Secchi y concentración de fósforo total. El TSI transforma los datos medidos de estas variables a una escala numérica de 0-100. A través del valor obtenido se establece el grado trófico (Carlson, 1977 en Cheng & Lei, 2000; Iwashita *et al.*, 2004). Este índice es ampliamente utilizado en distintos cuerpos de agua pero requiere importantes ajustes y/o modificaciones para su aplicación en cada caso.

Particularmente, las técnicas de análisis multivariado denominadas técnicas de reducción de dimensión, suelen ser usadas para seleccionar un número mínimo de variables, físico-químicas y biológicas, usadas para caracterizar el estado trófico y sanitario de un cuerpo de agua. Este conjunto mínimo de variables permite realizar diagnósticos de degradación medioambiental minimizando los costos de muestreo (De Ceballos *et al.*, 1998).

Durante los últimos años, se ha intentado relacionar los términos tróficos descriptivos con valores "límites específicos" de ciertos parámetros de la calidad del agua. El Programa Internacional de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico para la Supervisión de Aguas Interiores, proporciona valores límites específicos de fósforo total, clorofila-a y profundidad del disco de Secchi, para las

distintas condiciones tróficas, en el ámbito de los sistemas acuáticos de zonas templadas (OCDE, 1982).

Todos estos procedimientos proveen información de los sitios de muestreo, pero no permiten predecir la calidad del agua en sitios no muestreados (Polvorino *et al.*, 2005).

2.2- Dinámica del Proceso de Eutrofización

Los lagos y embalses son sistemas abiertos que intercambian masa y energía con su entorno. Su estado depende entonces de estos procesos de intercambio que pueden ser descritos por variables externas, como flujos de entrada y salida de nutrientes, sustancias tóxicas, precipitaciones, viento o radiación solar y por variables internas como fitoplancton, nutrientes y concentraciones de peces. Por lo tanto, resulta bastante difícil manejar a los lagos y embalses como un sistema independiente de la cuenca, una buena estrategia de gestión implica que el problema sea analizado en su totalidad (Lampert & Sommer, 1997).

La eutrofización es un proceso natural y/o antropogénico que consiste en el enriquecimiento de las aguas con nutrientes, a un ritmo tal que no puede ser compensado por la mineralización total, de manera que la descomposición del exceso de materia orgánica produce una disminución del oxígeno en las aguas profundas (Valentyne, 1978). Sus efectos pueden interferir de modo importante con los distintos usos que el hombre puede hacer de los recursos acuáticos (abastecimiento de agua potable, riego, recreación, etc.).

Los factores que afectan el grado de eutrofización son (Margalef, 1991):

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

Las causas de la eutrofización pueden ser:

a) naturales:

- aportes atmosféricos: precipitación.
- resuspensión de los sedimentos del fondo.
- liberación desde los sedimentos anóxicos.
- descomposición y excreción de organismos.
- fijación de nitrógeno por microorganismos.

b) antropogénicas:

- vertidos de residuos industriales, agrícolas y urbanos.
- deforestación que aumenta la erosión y disminuye el reciclaje de nutrientes en la cuenca, aumentando su ingreso al cuerpo de agua.
- fertilizantes aplicados en exceso.
- aguas residuales de granjas (silos, tambos).
- uso de detergentes con grandes cantidades de fósforo.
- aporte de contaminantes por agua de lluvia.
- sistema de alcantarillado de ciudades y pueblos.

Las medidas para controlar la eutrofización incluyen:

❖ Control de la entrada de nutrientes:

- tratamiento de residuos antes de ser volcados al cuerpo de agua.
- restricción del uso de detergentes fosfatados.
- control del uso de la tierra.
- preplantanos: eliminan nutrientes de las aguas residuales que quedan fijados en la biomasa de algas y macrófitas.
- tratamiento físico y químico de aguas residuales.

❖ Control de la eutrofización dentro del cuerpo de agua:

- dragado.
- recolección de malezas acuáticas.
- agregado de productos químicos que precipiten el fósforo.
- control biológico que disminuya el crecimiento de malezas acuáticas.

Algunos efectos producidos por la eutrofización son:

- Deterioro o disminución de la calidad del agua para diversos usos.

- Disminución de la biodiversidad.
- Incremento en la productividad y en la biomasa en todos los niveles tróficos.
- 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 acción de bacterias reductoras.
- Mortandad masiva de peces y de la biota en general.
- 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.
- 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 hay florecimientos ó blooms de cianobacterias, que tienen la capacidad de producir toxinas.
- Pérdida de los usos potenciales del agua, color, olor y sabor desagradables, trastornos de la salud y disminución de las cualidades estéticas del paisaje.
- 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.

El síntoma más evidente de la eutroficación es el incremento en el desarrollo y la manifestación de floraciones de algas que interfieren con las actividades de pesca, recreación, industria, agricultura y potabilización. Algunas de las consecuencias más severas de estas floraciones o “blooms” algales son la sorpresiva muerte de peces en verano, la presencia de malos olores, la disminución en la calidad estética del recurso y de la calidad del agua destinada al consumo (Lampert & Sommer, 1997).

Los embalses son ecosistemas eutróficos, ya que tanto por su carácter reciente como por el régimen de funcionamiento a que están sometidos, no tienen ni el tiempo ni las condiciones necesarias para evolucionar hacia sistemas oligotróficos. Puede decirse, de manera bastante generalizada, que los embalses que se encuentran en zonas densamente pobladas o cercanas a la desembocadura de los ríos son algo más eutróficos que los situados en áreas poco urbanizadas o cercanas al nacimiento de los ríos.

El uso de fertilizantes y las malas prácticas agrícolas en la cuenca de los ríos aportan gran cantidad de nutrientes que aceleran el proceso natural de eutrofización de los lagos y embases. En nuestro caso de estudio, el embalse Río Tercero, es posible identificar procesos activos de erosión hídrica en las zonas bajo uso agrícola de las cuencas de los ríos La Cruz y Santa Rosa, que son una importante fuente de aporte de materiales minerales y orgánicos.

La cuenca de los ríos Quillinzo y La Cruz posee, aproximadamente, una superficie de 66.000 ha y una población de 1.420 habitantes. El 45% de su superficie, en el área de llanura, está bajo uso agrícola sin prácticas de conservación de suelos y presenta evidentes procesos de erosión hídrica. El resto de la superficie corresponde al área de sierras con uso pastoril y forestal. La Figura 2, ilustra la evidencia de severos procesos de erosión hídrica para este sector de la cuenca.



Figura 2: Procesos de erosión en cárcavas en la cuenca de los ríos Quillinzo y La Cruz.

Fuente: Google Earth, 2012

La cuenca del río Santa Rosa posee, aproximadamente, una superficie de 62.000 ha y una población de 12.500 habitantes. Solo el 8% de su superficie, en el área de llanura en el tramo entre la localidad de Santa Rosa y el ingreso al embalse, está bajo uso agrícola sin prácticas de conservación de suelos y con evidentes procesos de erosión hídrica. El resto de la superficie corresponde al área de sierras con uso pastoril y forestal presumiblemente con menor incidencia en el proceso de eutrofización. La Figura 3, ilustra el proceso de erosión hídrica para este sector de la cuenca.



Figura 3: Procesos de erosión en surcos y mantiforme en la cuenca del río Santa Rosa.

Fuente: Google Earth, 2012

La condición trófica y la calidad de las aguas de un lago o embalse son indicativas de las sociedades que habitan sus orillas y cuenca y que hacen uso del recurso. La existencia de planes de gestión de recursos hídricos, la aplicación de normativas vigentes por parte de los organismos de control, los estudios científicos y monitoreos conducidos, junto con el grado de conciencia social, son algunos aspectos que se reflejan en la evolución de la calidad del agua del lago.

2.3- Floraciones Algales

Los ambientes acuáticos eutrofizados son aquellos en los que se produce un incremento importante en la biomasa de microalgas a causa de una acumulación de nutrientes, principalmente el nitrógeno y el fósforo (Prosperi, 2007).

Las cianobacterias son organismos que contienen pigmentos azul-verdosos o verdes y por lo tanto, realizan la fotosíntesis, por ello, también se las denomina algas azul-verdosas. Muchas especies de cianobacterias se pueden acumular en las espumas superficiales, generalmente denominados florecimientos por encontrarse en densidad celular sumamente elevada. Las floraciones algales, también conocidas como “blooms”, son eventos de multiplicación y acumulación de microalgas que viven libres en los sistemas acuáticos o fitoplancton, y que representan un incremento significativo de la biomasa de una o pocas especies, en períodos de horas a días; estos eventos ocurren naturalmente (Prosperi,2000).

Ciertos grupos de algas son importantes dentro del ecosistema, ya que producen materia orgánica a partir de compuestos inorgánicos, constituyendo el primer eslabón dentro de la cadena trófica. Sirven de alimento para el zooplancton, que es a su vez el componente alimenticio más importante para una adecuada biomasa de peces. El rol de las cianobacterias ó cianofíceas ha sido muy debatido, muchas especies tienen la capacidad de producir sustancias altamente tóxicas, otros autores sugieren que las cianofíceas tienen pobre significado para el zooplancton y aún cuando son ingeridas, son pobremente utilizadas por este (De Bernardi & Guissani, 1990; Codd, 1995; Pizzolon, 1996). El resultado sería un escaso rendimiento, lo que determinaría un bajo desarrollo de especies zooplanctónicas como el pejerrey (*Odontesthes bonariensis*), la especie íctica más importante del Centro del país (Mancini *et al.*, 2011).

Durante el proceso de eutrofización, las algas juegan un rol muy importante como productores primarios, siendo también utilizadas como indicadoras de polución, pudiendo además ser peligrosas sus floraciones para el ganado y para el consumo humano (Rodríguez *et al.*, 2001). Las floraciones son indicadoras de un proceso de eutrofización acelerada, a la vez que ocasionan perjuicios diversos con relación al uso del recurso. Estos perjuicios están relacionados principalmente con la síntesis de cianotoxinas y su eliminación al medio acuático, con la presencia de organismos patógenos incluidos en el mucilago de las colonias de cianobacterias, con un alto consumo de oxígeno por respiración algal, con un incremento de la actividad bacteriana durante la degradación de la materia orgánica que sedimenta cuando la floración desaparece, con olor y sabor desagradables del agua y con efectos mecánicos o químicos sobre los organismos acuáticos debido al incremento de microalgas, ya sea

colmatando las agallas de los peces e impidiendo el intercambio gaseoso o intoxicando, directa o indirectamente, a los organismos a través de la cadena trófica.

La temperatura óptima para el desarrollo de estos blooms es de aproximadamente 25°C, lo que permite que se den con mayor frecuencia a finales de primavera, verano y principios del otoño. Además de la estabilidad de las poblaciones, otro factor que incidirá sobre la formación de blooms, es la capacidad que poseen las cianobacterias para formar vesículas de gas, útiles para situarse a distintas alturas en la columna de agua, asegurándose condiciones óptimas de crecimiento. El bloom de especies capaces de producir toxinas en aguas destinadas al consumo o uso recreativo puede generar graves problemas para la salud. No deben usarse algicidas, pues se produciría la destrucción de las cianobacterias y la liberación de las toxinas al agua que ocurre cuando ésta muere (Forján Lozano *et al.*, 2008). El crecimiento desmedido de algas verde-azuladas o cianobacterias genera múltiples problemas siendo uno de los más graves el efecto sobre la salud humana debido a su capacidad de producir toxinas. Los metabolitos tóxicos producidos por las algas son causantes de problemas de salud leves y de corto plazo (dermatitis y alteraciones gastrointestinales) como también problemas de toxicidad más graves con efectos agudos y crónicos (hepatotóxico, neurotóxico y daño hepático crónico) (Ruibal Conti *et al.*, 2006).

No existen tratamientos para estas intoxicaciones, pero sí medidas preventivas y correctivas. Una vez que se registra la intoxicación no hay antídoto para neutralizar sus efectos. Por tal motivo en los países que atienden este serio problema, se determinan políticas de prevención y control de la eutrofización así como estrictos monitoreos de la calidad del agua. Estas medidas tienden a evitar el contacto de la población con las toxinas (De León, 2002).

2.4- Modelación de la Eutrofización

2.4.1- Utilización de Imágenes Satelitales y Sistemas de Información Geográfica

Desde 1980, con el aumento de las resoluciones espaciales y espectrales de los sensores remotos, se comenzó a usar el sensoramiento satelital como herramienta para monitorear el interior de un cuerpo de agua en un continuo (Wang *et al.*, 2004). Los satélites de observación de la tierra proveen información esencial sobre el medio

ambiente y los recursos naturales y son un camino accesible para obtener gran cantidad de datos.

Los sensores remotos han sido valiosos auxiliares de los ecólogos en las últimas décadas. Desde entonces, el sistema científico-técnico ha puesto a disposición de la sociedad herramientas y modelos conceptuales que traducen los datos registrados en conocimiento útil para la toma de decisiones en múltiples áreas incluyendo las ciencias ambientales y la conservación. La teledetección permite disponer de una cobertura completa del territorio y no es necesario, por lo tanto, definir protocolos de intra o extrapolación de observaciones puntuales. La creciente disponibilidad de sensores y plataformas, que proveen los datos espectrales necesarios para el cálculo de atributos funcionales del ecosistema, permite el estudio de un mismo proceso a distintas escalas espacio-temporales (Paruelo, 2008).

Las diferentes coberturas de la superficie terrestre reflejan la radiación electromagnética (REM) que les llega desde el sol, con distintas intensidades o niveles digitales (ND) de acuerdo a la región del espectro electromagnético. El sensoramiento remoto involucra la detección y medición de la energía electromagnética reflejada o emitida por las distintas cubiertas u objetos que se encuentran en la superficie terrestre (Short, 1999).

Cada tipo de cobertura (agua, suelo desnudo, suelo cultivado, nieve, bosque, vegetación y construcciones, entre otros) refleja selectivamente la energía electromagnética proveniente del sol u otra fuente en un patrón espectral particular que permite identificarlo. Estos patrones se llaman firmas espectrales y se basan en que los procesos de absorción, emisión, dispersión y reflexión de la energía electromagnética son selectivos respecto a la longitud de onda y específicos para cada tipo de material. Los sensores montados en el vehículo satelital registran la REM en diferentes regiones del espectro electromagnético, permitiendo distinguir o diferenciar los elementos sobre la superficie terrestre en función de sus firmas espectrales.

La mayor reflectividad del agua clara se produce en la banda que capta la longitud de onda correspondiente al color azul dentro del espectro visible, reduciéndose paulatinamente hacia el infrarrojo cercano y medio. La variabilidad del agua es más fácilmente detectable en las longitudes de onda más cortas (azul y verde) y está relacionada con la profundidad, contenido de materiales en suspensión y rugosidad de la

superficie. En aguas poco profundas la reflectividad aumenta, en consecuencia el grado de absorción será mayor cuanto más profunda sea la capa de agua. Si el agua ofrece importantes concentraciones de clorofila-a, la reflectividad relativa en el azul tiende a descender, aumentando en el verde (Chuvienco, 2002).

El sensoramiento satelital suele integrarse a técnicas SIG (Sistema de Información Geográfica). Un SIG es un sistema de información que es utilizado para ingresar, almacenar, recuperar, manipular, analizar y obtener datos referenciados geográficamente o datos georeferenciados espacialmente. Involucra e integra diversas disciplinas: geografía, cartografía, sensores remotos, estadística, agrimensura, ingeniería civil y ciencias de la computación, entre otras (Murai, 1999).

Los SIG constituyen una herramienta para integrar información georreferenciada, que conjuntamente con el procesamiento digital de imágenes de satélite pueden utilizarse satisfactoriamente para completar los monitoreos realizados en un cuerpo de agua, como así también desarrollar modelos de distribución espacial de variables de calidad en función de la reflectividad (Rodríguez, 2001; Bazán *et al.*, 2005).

En investigaciones realizadas por Degioanni *et al.* (2002), se determinó la batimetría de una laguna en Argentina, mediante el procesamiento de imágenes LANDSAT 5TM generando un mapa batimétrico por correlación entre profundidades medidas y niveles digitales. A partir de modelos empíricos se puede establecer una relación lineal entre la profundidad y la radiancia del agua en las bandas del visible.

Debido a la extensión e importancia socioeconómica y ecológica que presenta el embalse Río Tercero en la provincia de Córdoba (Argentina) se justifica la aplicación e integración de sensores remotos y SIG y el desarrollo de técnicas que permitan predecir la calidad del agua en sitios no muestreados.

El embalse Río Tercero cumple con múltiples propósitos, por ello es necesario realizar monitoreos en distintos momentos de tiempo de la calidad del agua analizando variables, su distribución espacial y temporal. Los modelos espaciales construidos pueden servir como componentes de un sistema de alerta temprana ya que podrían sugerir no solo áreas críticas sino también indicar la necesidad de establecer programas de gestión que permitan mitigar riesgos para la salud pública y/o animal (Rodríguez *et al.*, 2006).

2.4.2- Antecedentes Nacionales e Internacionales

Entre los antecedentes bibliográficos de estudios realizados en el embalse Río Tercero se encuentran trabajos que describen las características generales y ubicación del reservorio y detallan los valores esperados para diferentes variables físicas, químicas y biológicas relacionadas con la calidad del agua (Bonetto *et al.*, 1976, Mariazzi & Conzonno (1980), Mariazzi *et al.* (1981), Zunino & Migliori (1983), Mariazzi *et al.*, 1989, Mariazzi *et al.*, 1992).

A partir del año 2006 se encontraron trabajos relacionados a la utilización de sensores remotos y SIG en el embalse de Río Tercero, para determinar valores de parámetros biológicos de calidad del agua en sitios no muestreados, o para establecer la calidad del agua en todo el reservorio (Rodríguez *et al.*, 2006).

Existen algunos trabajos realizados en el embalse Río Tercero muy antiguos, que datan desde principios de siglo XX. Entre ellos encontramos un estudio en el cual se presenta la distribución vertical de la temperatura hasta 35 m de profundidad para el mes de diciembre con un máximo de 7,2 °C de diferencia entre la superficie y el fondo, del que se infiere un perfil térmico (Marini, 1939 en Boltovskoy & Foggetta, 1985).

Mariazzi *et al.* (1989) describen en su estudio algunos aspectos limnológicos del embalse Río Tercero. El propósito de su investigación fue obtener información básica de características físico y químicas, producción primaria, clorofila-a y otras variables, anterior al funcionamiento de la central nuclear. Mariazzi *et al.* (1992) llevaron a cabo una investigación para estudiar la calidad del agua del embalse Río Tercero después de la puesta en marcha de la central nuclear y comparar los resultados con la información disponible del período anterior al comienzo de las operaciones de la planta.

Rodríguez *et al.* (1997) realizaron un estudio bacteriológico y químico del embalse Río Tercero de Córdoba. Como objetivos se plantearon evaluar las fluctuaciones bacteriológicas y químicas del embalse, determinando los riesgos para la salud pública y los recursos ictícolas. Para ello analizaron la composición química a través de mediciones de pH, dureza, cloruros, sulfatos, carbonatos, bicarbonatos, Mg, Ca, Na y K, alcalinidad y sales totales, nitritos y arsénico y evaluaron la composición de microorganismos presentes en las muestras de agua tomadas en diferentes estaciones de muestreo.

Mancini & Rodríguez (1999) llevaron adelante una investigación de las características del lago y de la población de peces. Su trabajo consistió en la medición de diferentes variables in situ (pH, temperatura, oxígeno disuelto y transparencia por medio del disco de Secchi) y la recolección de muestras de agua para análisis de variables físico-químicas, bacteriológicas y la extracción de peces.

Rodríguez *et al.* (2004) realizaron un trabajo cuyo objetivo fue evaluar estacionalmente el estado trófico del Embalse Río Tercero y determinar la calidad del agua superficial para distintos usos. Efectuaron análisis físico-químicos, bacteriológicos y ficológicos, con dos muestreos estacionales en 10 sitios de muestreos durante los años 2003 y 2004.

Reynoso *et al.* (2005) analizaron las variaciones estacionales del estado trófico del Embalse Río Tercero, determinando la calidad del agua superficial para diferentes usos por medio de análisis físicos-químicos y ficológicos valorando los riesgos potenciales para la salud pública y animal. En dicho trabajo se consideraron 6 estaciones de muestreo y dos muestreos estacionales para cada sitio elegido, durante los años 2003 y 2004. Se evaluó in situ, temperatura, pH, oxígeno disuelto y transparencia a través del disco de Secchi y en laboratorio: nitrógeno Kjeldhal, nitritos+nitratos, fósforo total, conductividad, dureza, cloruros, sulfatos, carbonatos y bicarbonatos, alcalinidad, sales totales, arsénico, DBO₅, DQO y clorofila-a.

Rodríguez *et al.* (2005) llevaron a cabo el monitoreo de la calidad del agua del embalse Río Tercero evaluando los riesgos potenciales para la salud pública y animal. En dicho estudio se realizaron muestreos estacionales durante los años 2003 a 2005, evaluando características in situ y en laboratorio, con el objetivo de determinar el grado de eutrofización del embalse y la calidad del agua para distintos usos.

Rodríguez *et al.* (2006) llevaron a cabo monitoreos de rutina para determinar la calidad del agua y evaluar el grado trófico del reservorio. Consideraron siete estaciones de muestreo y realizaron muestreos estacionales por cada sitio elegido, durante los años 2003 al 2005. Las evaluaciones fueron realizadas tanto in situ como en laboratorio. De acuerdo al análisis físico-químico, las características del agua correspondieron a agua dulce, algo dura y bicarbonatada cálcica. El estado trófico correspondió al grado mesotrófico, encontrándose dentro de los valores guía propuestos por la legislación vigente.

Rodríguez *et al.* (2006) realizaron una primera aproximación en la integración de análisis de variables físico-químicas y biológicas, in situ y en laboratorio, con SIG e imágenes LANDSAT 5TM a fin de predecir la calidad del agua y evaluar el grado de trofia en reservorios del Centro de Argentina.

Ledesma *et al.* (2008) utilizaron la integración de SIG e imágenes satelitales LANDSAT 5TM para establecer la variabilidad espacial de la concentración de clorofila-a en el embalse Río Tercero.

A nivel internacional, las imágenes satelitales brindadas por diferentes sensores remotos son utilizadas ampliamente para distintos fines. En la actualidad hay un creciente interés en estas herramientas y su aplicabilidad a diversos estudios en varios sistemas acuáticos.

Cheng & Lei (2000) evaluaron el estado trófico global del reservorio Te-Chi, ubicado en Taiwan central, utilizando los datos del satélite LANDSAT 5TM. Para analizar la calidad del agua del reservorio determinaron, concentración de clorofila-a, fósforo total y profundidad con el disco de Secchi. Estos autores modificaron el modelo propuesto por Carlson en 1977 a un TSI específico para ese reservorio. Por medio de dicho modelo y a partir de los datos crudos de las distintas variables medidas determinaron el grado de trofia del lago. Además predijeron los valores esperados de cada una de las variables a partir de modelos estadísticos que tienen en cuenta la reflectancia de las bandas 2 y 4 del LANDSAT 5TM, relacionando de esta manera los niveles digitales de las distintas bandas con los parámetros de calidad del agua para crear un mapa de TSI.

Otros autores como Xu *et al.* (2000) evaluaron el estado trófico del medio ambiente del lago Chao ubicado al sureste de China, pero a partir de un SIG. En 34 estaciones de muestreo midieron las variables: nitrógeno total, fósforo total, demanda química de oxígeno, profundidad del disco de Secchi, concentración de clorofila-a y biomasa de fitoplancton. Dichos autores construyeron un TSI para cada una de las variables y representaron de manera gráfica su distribución espacial, obteniendo 6 mapas temáticos. Para sintetizar la información de los distintos mapas temáticos confeccionaron un mapa final, aplicando una técnica SIG, en el cual se ilustraron las condiciones de eutrofización dentro del área estudiada.

Thiemann & Kaufmann (2000) determinaron el contenido de clorofila-a y el estado trófico del lago del distrito de Mecklenburg (Alemania) utilizando datos de reflectancia espectral brindados por el satélite IRS-1C. En cada campaña de muestreo, además, colectaron información in situ sobre: transparencia del cuerpo de agua por medio del disco de Secchi, concentración de clorofila-a y datos de campo espectral (tomados con espectrómetro). Estos autores determinaron el TSI para clorofila-a, obteniendo un mapa de concentración de clorofila-a.

Giardino *et al.* (2001) determinaron el estado trófico del lago subalpino Iseo, (Italia). En su estudio, midieron concentración de clorofila-a, profundidad del disco de Secchi y temperatura. Por medio de los valores de reflectancia de las bandas de la imagen provista por el satélite LANDSAT 5TM mapearon la concentración de clorofila-a y la profundidad del disco de Secchi en dicho lago.

Tripathi & Sing (2003) trabajaron en lagos utilizando diferentes bandas del IRS-1C, estableciendo muestreos para evaluar en laboratorio la concentración de clorofila-a. Estos autores demostraron que de las tres bandas utilizadas, la que presentaba una mejor correlación con la concentración de clorofila-a era la banda 2 (0,52-0,58 μm). La banda del verde también demostró la mejor correlación para determinar la productividad en lagos. El modelo encontrado por ellos fue: $\text{Chl-a} = 3,73565 \times R2 - 230,66$, donde chl-a es la concentración de clorofila-a y R2 la reflectancia en la banda 2. El coeficiente de correlación del modelo fue igual a 0,89, demostrando ser satisfactorio al 5 % en el test Chi-cuadrado.

Vincent *et al.* (2004) utilizaron los datos de reflectancia de las diferentes bandas de las imágenes LANDSAT 5TM y 7ETM+ para mapear el florecimiento de algas tóxicas en el lago Erie, en Estados Unidos.

2.4.3- El Concepto de las Variables Regionalizadas

En un gran número de actividades, principalmente en las Ciencias de la Tierra, interesa estudiar la variación espacial de ciertas magnitudes denominadas variables regionalizadas.

En el tratamiento estadístico ordinario se hace abstracción del lugar donde han sido tomadas las muestras, por lo tanto se destruyen las estructuras espaciales. Por otra parte, es claro que no basta saber con qué frecuencia se repite una propiedad dada sino

también es importante saber de qué manera estas propiedades se suceden en el espacio. Aparece así, que las variables regionalizadas no pueden ser asimiladas a variables aleatorias, cuyo estudio es el objetivo de la estadística habitual.

Las variables regionalizadas poseen características cualitativas ligadas estrechamente a la estructura del fenómeno natural que ellas representan. Entre estas características que la estadística común es incapaz de expresar y que deben ser tomadas en cuenta por la teoría de las variables regionalizadas están:

- **Localización:** una variable regionalizada no toma sus valores en cualquier lugar, sino más bien, en una región determinada del espacio o dominio de estudio. La variable será definida como una función $f(z)$ del punto z . Sin embargo, a menudo, no habrá interés en los valores puntuales, sino en los valores medios de la variable en el interior de un dominio. Una de las tareas de la teoría de las variables regionalizadas, denominado en algunos casos como geostatística, consiste en prever las características de la variable definida sobre un soporte v en un campo V .
- **Continuidad:** una segunda característica esencial es el grado de mayor o menor continuidad de la regionalización en el espacio.
- **Anisotropía:** una regionalización puede ser anisótropa. Puede existir, una dirección privilegiada, a lo largo de la cual los valores se modifican (Moral García, 2004).

El punto esencial consiste en asociar, a toda variable regionalizada una función $g(h)$, llamada covariograma transitivo, capaz de expresar de una forma sintética las características enumeradas anteriormente (Matheron, 1970).

Para el estudio o análisis de estas variables son usados actualmente diversos procedimientos de estimación y/o simulación. Esto es, a partir de un conjunto de muestras, tomadas en localizaciones del dominio en que se manifiesta un fenómeno a estudiar, consideradas representativas de su realidad y que por lo general es siempre desconocida, estos procedimientos permiten su descripción o caracterización con dos fines diferentes: el primero es proporcionar valores estimados en localizaciones de interés y el segundo generar valores que en conjunto presenten iguales características de dispersión que los datos originales (Quintín Cuador-Gil & Quintero-Silverio, 2001)

En diversas aplicaciones medioambientales, es necesaria la representación de una variable en todos los puntos del área experimental. Sin embargo, los datos de partida suelen ser observaciones puntuales, más o menos abundantes pero limitadas. Por ello, se deben estimar los valores del atributo investigado en los lugares no muestreados contando con la información de los datos medidos. El uso de sistemas de información geográfica nos ayuda en esta tarea. La utilización de técnicas geoestadísticas mejoran notablemente las estimaciones (Rodríguez, 2001; Moral García & Marques da Silva, 2002).

2.4.4- Modelos Lineales y Generalizados Mixtos

Las investigaciones comúnmente involucran situaciones donde es difícil utilizar los modelos lineales clásicos del análisis de varianza y regresión porque no se cumplen los supuestos de independencia, normalidad, igualdad de varianzas e incluso linealidad. La modelación de datos experimentales desde el marco teórico de los modelos lineales y generalizados mixtos brinda la posibilidad de analizar datos con estructuras de dependencias, desbalances y falta de normalidad. Estos permiten contemplar la falta de cumplimiento de los supuestos tradicionales y modelar, de manera flexible, complicadas estructuras de datos. Existen muchos beneficios que pueden ser obtenidos desde el uso de modelos mixtos. En algunas situaciones se incrementa la precisión de las estimaciones. En otras, se amplía el espacio de inferencia y se comprende mejor la estructura de los datos (Balzarini, 2006). La mayoría de los sistemas de análisis estadísticos actuales posee nuevos procedimientos para el uso de modelos mixtos de diversos tipos.



Hipótesis

3.- Hipótesis

1 - La composición físico-química y biológica de los aportes puntuales y difusos influye directamente en la calidad del agua. Por consiguiente, la permanente incorporación de sedimentos minerales y orgánicos debido a la erosión hídrica de las cuencas de aporte principalmente de los ríos Santa Rosa y La Cruz sumado al vertido de aguas servidas de las poblaciones del perilago producen un incremento sostenido del proceso de eutrofización del embalse.

2 - El contemplar las correlaciones espaciales entre los sitios de muestreo, utilizando los Modelos Lineales y Generalizados Mixtos integrados con datos provenientes de imágenes satelitales LANDSAT 5TM, mejora la calidad predictiva para la medición de la eutrofización de las aguas del embalse Río Tercero.



Objetivos

4.- Objetivos

4.1- Objetivo General

Generar modelos estadísticos a partir de datos georreferenciados de variables indicadoras de calidad de agua que permitan determinar espacial y temporalmente el estado trófico del embalse Río Tercero, Córdoba.

4.2- Objetivos Específicos

- Explicar la variabilidad temporal y espacial e identificar asociaciones entre variables físico-químicas y biológicas de calidad de agua.
- Establecer el nivel de asociación entre variables físico-químicas y biológicas de calidad de agua con la concentración de clorofila-a en distintas estaciones del año.
- Construir modelos estadísticos que permitan inferir la concentración de clorofila-a y predecir posibles florecimientos algales en el reservorio.
- Integrar datos experimentales de concentraciones de clorofila-a con datos provenientes de imágenes LANDSAT 5TM confeccionando mapas de concentraciones de clorofila-a en el embalse de Río Tercero, Córdoba.



**Materiales y
Métodos**

5.- Materiales y Métodos

5.1- Área de Estudio

El embalse Río Tercero, construido durante los años 1927-1934 por los Ing. Fitz Simon y Posse, se encuentra en el valle de Calamuchita en la región de las sierras Chicas de la provincia de Córdoba, Argentina (32°21'28''S, 64°46'73''W), a una distancia de 110 km de la capital provincial. Su altura con respecto al nivel del mar es de 529,4 m. Posee un área superficial de 54,3 km², una profundidad media de 13,5 m y una profundidad máxima de 46,5 m, cuando el nivel del agua llega al vertedero (Boltovskoy & Foggetta, 1985; Mariazzi *et al.*, 1992). Es el cuerpo artificial de agua más grande de la provincia. Fue construido sobre el Río Tercero o Talamochita con fines de generación hidroeléctrica y nuclear, riego, control de crecidas y actividades recreacionales (Calcagno, 1996).

El embalse Río Tercero está formado por la unión de los ríos Santa Rosa, Amboy, Grande, Quillinzo y La Cruz y el drenaje se produce a través del Río Tercero, presenta un tiempo medio de residencia (en años) de 0,84. Está constituido por dos lóbulos, el más grande situado al oeste, tiene como tributarios a los ríos Santa Rosa, Grande, Amboy, Quillinzo y La Cruz y en sus márgenes se encuentra la usina nuclear. En el lóbulo este, se encuentran las mayores profundidades y en él se ubica la desembocadura del embalse y la usina hidroeléctrica (Bonnetto *et al.*, 1976) (Figura 4).

En el año 1983 un estudio ictiológico permitió reconocer 13 especies de peces resultando las más abundantes el "pejerrey" (*Odontesthes bonariensis*) y el "sabalito" (*Pseudocurimata gilberti*), la primera de ellas de gran importancia económica (Mancini *et al.*, 2011). La actividad turística es muy importante, particularmente en verano.

El embalse Río Tercero o "Ministro Juan Pistarini" 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.

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



Figura 4: Ubicación del área de estudio. Embalse Río Tercero, Córdoba, Argentina.

Fuente: Bonatto, 2006. Variaciones espaciales de variables biológicas en el embalse de Río Tercero. UNRC.

En el año 1983, comenzó a funcionar en la costa sur del lago una central termonuclear, la cual utiliza las aguas del embalse con fines de enfriamiento. La misma provoca 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. De esta manera, tanto la central nuclear como la usina hidroeléctrica cumplen un rol importante en la producción energética de la provincia y el país (Mariuzzi *et al.*, 1989). La Tabla 1 muestra los datos técnicos del embalse proporcionados por la Dirección Provincial de Agua y Saneamiento (Di.P.A.S).

Tabla 1: Características generales del embalse Río Tercero.

CURSO DE AGUA	Río Tercero
ALTURA DE LA PRESA	35 mts
SUPERFICIE (a Cota de Vertedero)	86 ha
VOLUMEN (a Cota de Vertedero)	10 Hm ³
COORDENADAS GEOGRÁFICAS	LATITUD: 32° 12" S LONGITUD: 64° 23" W
PROPÓSITO	Energía Eléctrica, Compensador
CONSTRUCCIÓN	1948-1955
LONG. DE CORONAMIENTO	290 mts
VOLUMEN MÁXIMO	13 Hm ³
MODULO ANUAL	27,0 m ³ /seg. (Serie 1913 - 1986)
TIPO DE PRESA	Materiales sueltos
PROYECTO	Agua y Energía
MATERIALES CONSTITUYENTES	Roca Granítica
NATURALEZA DEL TERRENO SOBRE EL QUE SE APOYA LA PRESA	Roca Granítica
INFORMACIÓN HIDROMETEOROLÓGICA	ÁREA DE LA CUENCA DE ALIMENTACIÓN: 3.300 km ² (Medidda en Embalse Río III) PRECIPITACIÓN MEDIA ANUAL EN LA CUENCA: 750 mm. (lluvia)
INFORMACIÓN SOBRE COTAS, SUPERFICIES, VOLÚMENES	COTA DE FUNDACIÓN: 452,63 m.s.n.m. 5810m. sobre cero Agua y Energía COTA FONDO DE CAUSE: 452,63 m.s.n.m. 581m. sobre cero Agua y Energía COTA LABIO DE VERTEDERO: 485,33 m.s.n.m. 32,70 m. s. cero local (D.P.H.) 613,70 m. sobre cero Agua y Energía. COTA EMBALSE MÁXIMO: 488,83 m.s.n.m. 36,20 m.s cero local (D.P.H.) 617,20 m. sobre cero Agua y Energía SUPERFICIE LAGO COTA EMBALSE MÁXIMO: 102 Ha
OBRAS DE TOMA Y CONDUCCIÓN	Con destino a central hidroeléctrica. Casilla de rejás sobre margen derecha. Túnel revestido en hormigón, longitud 870 m., chimenea de equilibrio, Pantalón, 3 conductos forzados, longitud 103 m., 3 válvulas tipo mariposa.
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 compuesta tipo oruga.
OBRAS DE CIERRE ADICIONAL	No tiene.
CURSO DE AGUA	Río Tercero
ALTURA DE LA PRESA	35 mts

Fuente: Gobierno de la Provincia de Córdoba. www.cba.gov.ar

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

al máximo de cota. En la base del Murallón, a 26 m de profundidad, se ubica la “Usina Hidroeléctrica Fitz Simon”, que aprovecha la fuerza que produce la salida de las aguas del dique.

5.2- Metodología

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

5.2.1- Toma de Muestras

Las muestras fueron recogidas y manejadas de tal forma que los valores de las variables fueran representativos del reservorio en el momento del muestreo. Por otra parte, las muestras deben proporcionar una descripción real de las variaciones temporales y espaciales en la calidad del agua durante el programa de muestreo (Cossavella, 2002). Si las técnicas de muestreo no son cuidadosamente seleccionadas, los resultados analíticos pueden quedar parcial o completamente invalidados. La metodología de toma de muestra, almacenamiento, conservación, transporte y técnicas analíticas se realizaron de acuerdo a métodos estandarizados (APHA, 2000).

Se realizaron muestreos estacionales en el embalse Río Tercero desde el año 2006 hasta el año 2009 coincidentes con el paso del satélite LANDSAT 5 TM por la zona de estudio.

La Tabla 2 muestra las fechas y estaciones del año de los muestreos considerados en este estudio, el año 2007 no fue tomado en cuenta ya que la investigación correspondiente al Invierno fue realizada desde la costa debido a condiciones climáticas desfavorables, no siendo de esta forma representativa para el estudio. El muestreo realizado el día 20 de Marzo del año 2009 que correspondió al Verano fue seleccionado, por constituir una estación del año de potenciales florecimientos algales y mayor uso recreacional y deportivo del recurso, para integrar los datos experimentales de concentraciones de clorofila-a con los datos provenientes de la imagen del satélite LANDSAT 5TM y de esta forma confeccionar el mapa de distribución espacial de la variable en el embalse de Río Tercero, Córdoba.

Tabla 2: Muestreos que componen el estudio observacional.

Año	Fecha	Estación Climática
2006	12 de Marzo	Verano
	31 de Mayo	Otoño
	20 de Septiembre	Invierno
	3 de Octubre	Primavera
2007	1 de Marzo	Verano
	4 de Septiembre	Invierno
2008	18 de Marzo	Verano
	12 de Agosto	Invierno
2009	20 de Marzo	Verano
	29 de Agosto	Invierno

Se consideraron siete sitios de muestreo (Figura 5), la elección de los mismos estuvo relacionada con la ubicación de los tributarios, el vertido de efluentes, las características generales del embalse y los antecedentes existentes. La selección de varios sitios de muestreo se fundamenta en que, usualmente, los reservorios presentan gradientes espaciales físico-químicos y biológicos que ordinariamente no se dan en los lagos naturales (Ryding & Rast, 1992). La práctica común de obtener muestras de un sólo punto en la zona más profunda del lago es inadecuada para caracterizar la dinámica espacial y temporal de estos sistemas (Rodríguez, 2001).

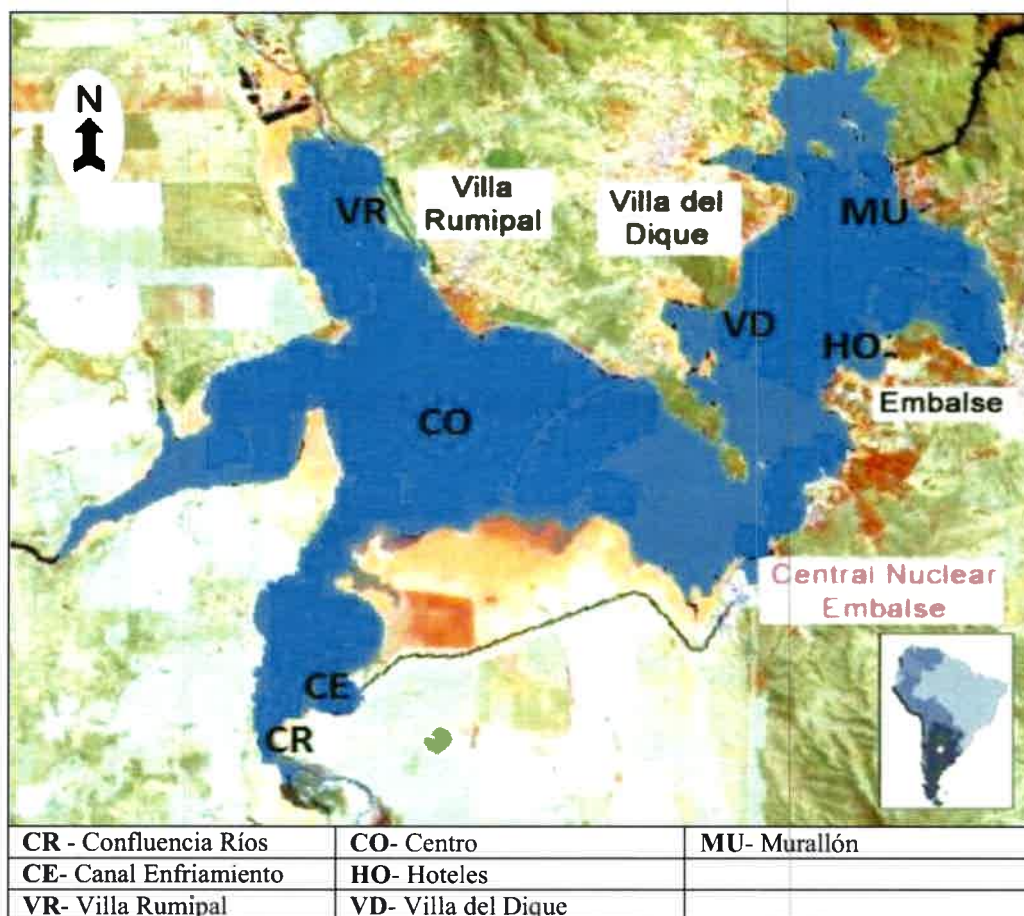


Figura 5: Ubicación de los siete sitios de muestreo en el embalse Río Tercero.

Las coordenadas de los sitios de muestreo seleccionados, se detallan a continuación en la Tabla 3.

Tabla 3: Ubicación de los sitios de muestreo.

Sitio	Nombre	Coordenadas
CR	Confluencia ríos Quillinzo y La Cruz	S 32° 15' 07" O 64° 30' 25"
CE	Canal de Enfriamiento	S 32° 14' 44" O 64° 29' 52"
VR	Villa Rumipal	S 32° 12' 15" O 64° 29' 02"
CO	Zona Centro	S 32° 11' 33" O 64° 29' 09"
HO	Hoteles	S 32° 12' 05" O 64 25' 30"
VD	Villa del Dique	S 32° 10' 38" O 64° 26' 15"
MU	Murallón	S 32° 10' 43" O 64° 25' 19"

5.2.2- Análisis Físicos-Químicos y Biológicos

Las muestras se obtuvieron a 20 cm de profundidad en la zona eufótica, en cada una de las estaciones de muestreo consideradas. *In situ*, se determinaron las coordenadas de ubicación geográfica con GPS Garmin III Plus y se midió temperatura del agua en °C por medio de un termómetro de mercurio, pH del agua con equipo digital Lutron 206 con compensación automática de temperatura y OD (OD) expresado en mg/L, con equipo digital Oxímetro Lutron LT 5508. La transparencia del agua se evaluó a través de la profundidad del disco de Secchi, la cual fue medida en m (Margalef, 1991).

En laboratorio se analizaron nitrógeno total (NT) medido en mg/L, (Identificación: Parte 4500 - Norg - B; Método: Macro N-Kjeldahl) y fósforo total (PT), expresado en mg/L (Identificación: Parte 4500 P - D; Método: Digestión preliminar con ácido nítrico- ácido sulfúrico; Resolución: Colorimetría: (Método del Cloruro estagnoso) ⁽¹⁾.

La determinación de clorofila-a se realizó mediante espectrofotometría, expresando los resultados en µg/L. Las algas se resuspendieron en metanol por 12 h a -4 °C, se centrifugó y se tomó el sobrenadante, midiéndose en espectrofotómetro con metanol puro como blanco. La lectura se realizó a 665 y 720 nm y luego la diferencia entre ambos se multiplicó por la constante de conversión 13,42 (Prosperi, 1994).

5.3- Análisis Estadístico

Las variables físico-químicas y biológicas tomadas en los sitios de muestreo en los años y en las estaciones del año consideradas, se analizaron con el software estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2011).

5.3.1- Análisis Estadístico Descriptivo Univariado

El primer análisis estadístico descriptivo aplicado fue el diagrama de cajas o *Box plot*, realizado para cada variable estacionalmente en cada sitio de muestreo, en todos los años de la investigación. El diagrama de cajas ó Box-Plot ó diagrama de cajas y bigotes, es un gráfico basado en cuantiles mediante el cual se visualiza un conjunto de datos.

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

Está compuesto por un rectángulo (caja) y dos brazos (bigotes) que suministra información sobre los valores mínimos y máximos (L_i y L_s , respectivamente), los cuantiles Q_1 (25% de los datos), Q_2 ó mediana (50% de los datos) y Q_3 (75% de los datos), la existencia de valores atípicos u *outliers* y la simetría de la distribución (Figura 6).

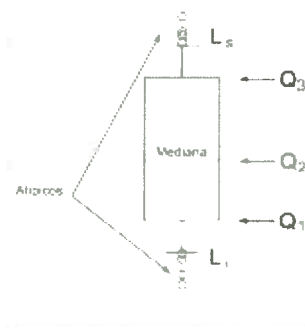


Figura 6: Esquema de un diagrama de caja.

5.3.2- Análisis Estadístico Descriptivo Multivariado

5.3.2.1-Diagrama de Perfiles Multivariado

Posteriormente, se realizaron las curvas suavizadas de los diagramas de perfiles multivariados con el propósito de visualizar y comparar la tendencia temporal de cada uno de los parámetros en los distintos sitios de muestreo. Cuando se tienen medidas de una variable repetidas en el tiempo es de interés determinar la forma de los perfiles respuesta para poder predecir su comportamiento.

5.3.2.2-Análisis de Componentes Principales

Mediante el análisis estadístico multivariado de componentes principales (ACP), se analizó la variabilidad total de la calidad del agua y la asociación entre variables en distintos momentos de tiempo. El análisis se usó para identificar cuál/es de estas variables explica el mayor porcentaje de la variabilidad total observada en cada uno de los sitios de muestreo. El ACP permitió identificar tendencias generales y relaciones entre las variables, construyendo ejes artificiales que permitieron proyectar las observaciones y las variables simultáneamente en un mismo plano (Balzarini, 2003).

El ACP y los gráficos conocidos como *biplot* son técnicas generalmente utilizadas para reducción de dimensión. Estas técnicas de reducción de dimensión permiten examinar todos los datos en un espacio de menor dimensión que el espacio original de las variables. Con el ACP se construyen ejes artificiales (componentes principales, CP) que permiten obtener gráficos de dispersión de observaciones y/o variables con propiedades óptimas para la interpretación de la variabilidad y covariabilidad subyacente. Los biplots permiten visualizar observaciones y variables en un mismo espacio, siendo así posible identificar asociaciones entre observaciones, entre variables y entre variables y observaciones.

Diferencias en los datos generan variabilidad, luego una forma de resumir y ordenar los datos es a través del análisis o la explicación de la estructura de varianza y covarianza del conjunto de variables en estudio. El ACP es una técnica frecuentemente utilizada para ordenar y representar datos multivariados continuos a través de un conjunto de *combinaciones lineales* ortogonales normalizadas de las variables originales. Usualmente se espera que dicha reducción de dimensionalidad no produzca una pérdida importante de información.

Desde este punto de vista, la técnica de reducción de la dimensión implica una consecuente ayuda en la interpretación de los datos. La primera componente contiene más información (sobre variabilidad) que la segunda, ésta a su vez más que la tercera y así sucesivamente hasta no explicar más variabilidad.

Los gráficos de dispersión contruidos a partir de las CP pueden ser usados para visualizar la dispersión de las observaciones pero la influencia de las variables no es explícita en tales diagramas. Los gráficos biplots, muestran las observaciones y las variables en el mismo gráfico, de forma tal que se pueden hacer interpretaciones sobre las relaciones conjuntas entre observaciones y variables. El prefijo "bi" en el nombre biplot refleja esta característica, tanto observaciones como variables son representadas en el mismo gráfico.

En los biplots, las observaciones son graficadas como puntos y las variables como vectores desde el origen. Las observaciones que se grafican en una misma dirección que una variable podrían tener valores relativamente altos para esa variable y valores bajos en variables que se grafican en dirección opuesta. Por otro lado, los ángulos entre los vectores que representan las variables pueden ser interpretados en

términos de las correlaciones entre variables. Ángulos de 90° entre dos variables indican que ambas variables no se encuentran correlacionadas. Alejamientos de este valor, tanto sea en valores menores como mayores a 90° , implican correlación, positiva o negativa. Es decir un ángulo cercano a cero implica que ambas variables están fuertemente correlacionadas en forma positiva y un ángulo cercano al ángulo llano entre dos variables indica que ambas muestran fuerte correlación negativa. Cuando las longitudes de los vectores son similares el gráfico sugiere contribuciones similares de cada variable en la representación realizada (Balzarini *et al.*, 2008).

5.3.2.3-Análisis de Correlación

Para obtener una medida de la magnitud y dirección de la asociación o covariación de cada par de variables, medida sobre cada una de las unidades experimentales u observaciones, se calcularon los coeficientes de correlación. Los resultados se presentaron como una matriz con las siguientes características: 1) El número de filas es igual al número de columnas e igual al número de variables seleccionadas; 2) Los elementos de la diagonal principal son todos iguales a 1 ya que representan la correlación de una variable con sí misma; 3) Por debajo de la diagonal principal y en la posición i,j se encuentra el coeficiente de correlación entre la i -ésima y j -ésima variables de la lista; 4) Por encima de la diagonal principal y en la posición j,i se encuentra la probabilidad asociada a la prueba de hipótesis de correlación nula entre la j -ésima y i -ésima variables de la lista (Balzarini *et al.*, 2008).

5.3.2.4-Análisis de Coordenadas Principales

El análisis de coordenadas principales (ACoorP) permitió analizar la interdependencia entre variables categóricas y encontrar una representación gráfica de los n individuos tal que se refleje la distancia entre ellos. Estas distancias pueden ser calculadas a partir de la estructura de similitudes definida por la matriz de similitudes S . A diferencia del análisis de componentes principales (ACP) que requiere variables cuantitativas, éste se puede realizar con cualquier tipo de variables e incluso con mezcla de variables. La técnica de reducción conocida como análisis de coordenadas principales (ACoorP) es una forma de escalamiento multidimensional clásico o métrico. La técnica de escalamiento multidimensional explora las similitudes (o distancias) entre

observaciones y permite mostrarlas de manera gráfica. Es una técnica útil para mostrar distancias entre datos para los cuales las medidas Euclídeas no son apropiadas o se desea, por alguna otra razón, usar una medida de distancia alternativa expresada como función de un índice de asociación. El objetivo de la técnica es mostrar las relaciones entre observaciones, representadas por distancias o similitudes, en un plano tal que las distancias verdaderas sean preservadas tanto como sea posible. La técnica de escalonamiento multidimensional usa la matriz de distancia o de similitudes para construir la configuración de puntos en el plano (Balzarini *et al.*, 2008).

5.3.2.5-Análisis de Conglomerados

El agrupamiento de objetos multivariados es frecuentemente utilizado como método exploratorio de datos con la finalidad de obtener mayor conocimiento sobre la estructura de las observaciones y/o variables en estudio. Si bien es cierto que el proceso de agrupamiento conlleva inicialmente a una pérdida de información ya que se sitúan en una misma clase unidades que no son idénticas (solo semejantes), la síntesis de la información disponible sobre las unidades consideradas puede facilitar considerablemente la visualización de relaciones multivariadas de naturaleza compleja. Se recurre a técnicas de agrupamiento cuando no se conoce una estructura de agrupamiento de los datos “a priori” y el objetivo operacional es identificar el agrupamiento natural de las observaciones. Las técnicas de clasificación basadas en agrupamientos implican la distribución de las unidades de estudio en clases o categorías de manera tal que cada clase (conglomerado) reúne unidades cuya similitud es máxima bajo algún criterio. Es decir los objetos en un mismo grupo comparten el mayor número permisible de características y los objetos en diferentes grupos tienden a ser distintos.

Para agrupar objetos (casos o variables) es necesario seguir algún algoritmo. La palabra algoritmo designa un conjunto de reglas operativas sistemáticas que permiten la realización de un tipo de tareas paso a paso para obtener un resultado. Los algoritmos o métodos de agrupamiento permiten identificar clases existentes en relación a un conjunto dado de atributos o características. En distintas áreas del conocimiento se encuentran estos algoritmos bajo diferentes nombres como son clasificación automática, análisis tipológico (del francés “*analyse typologique*”), análisis de agrupamiento (del inglés “*cluster analysis*”), taxonomía numérica, etc. Los algoritmos de clasificación

pueden dividirse en no jerárquicos y jerárquicos. En las técnicas de clasificación no jerárquicas se desea obtener una única descomposición o partición del conjunto original de objetos en base a la optimización de una función objetivo. Mientras que en las técnicas de clasificación jerárquicas, se pretenden encontrar particiones jerarquizadas, esto es, consecutivamente más finas (o menos finas), luego los objetos son unidos (o separados) en grupos paso por paso. Los dendogramas, producidos automáticamente al utilizar los algoritmos de clasificación jerárquicos, identificaron con diferentes colores los grupos formados en función de la distancia seleccionada. Se eligió el método de agrupamiento Encadenamiento promedio (average linkage) y la distancia Euclídea. Los datos fueron estandarizados, se utilizó a la media como estadístico de posición, el número de conglomerados seleccionado fue cinco y se fijó un criterio de corte arbitrario en cada caso. Los algoritmos de agrupamiento pueden ser supervisados o no supervisados según si el número de clases a ser obtenidas es fijado “*a priori*” por la persona que conduce el experimento o si éste resulta de la aplicación de la técnica de clasificación. Muchas veces, informaciones preliminares disponibles o resultados de experimentos pilotos, pueden orientar al experimentador o usuario en la selección del número de clases. Otras veces, se conoce algún valor máximo para el número de clases, y entonces el algoritmo se implementa especificando dicho valor y luego, en relación con los resultados obtenidos, se vuelven a realizar agrupamientos. Las técnicas de clasificación jerárquicas son generalmente del tipo no supervisadas.

El agrupamiento logrado dependerá no sólo del algoritmo de agrupamiento elegido sino también de la medida de distancia seleccionada, del número de grupos que deben ser formado (cuando esta información existe), de la selección de las variables para el análisis y del escalamiento de las mismas. En el análisis de conglomerados de casos o registros individuales se parte de una matriz de datos $n \times p$ (supongamos p mediciones o variables en cada uno de los n objetos estudiados), que luego es transformada en una matriz de distancia ($n \times n$) donde el elemento i,j -ésimo mide la distancia entre pares de objetos i y j para $i,j=1,\dots,n$. Los elementos de la matriz de distancia son funciones de distancias métricas o no métricas. En el análisis de conglomerados de variables se usará una matriz de distancia ($p \times p$) donde el elemento i,j -ésimo mide la distancia entre pares de variables i y j para $i,j=1,\dots,p$ (Balzarini *et al.*, 2008).

5.3.3- Análisis de la Varianza (ANAVA)

Para modelar la concentración de clorofila-a presente en el embalse Río Tercero se realizó, en primera instancia, un análisis de la varianza (ANAVA). El ANAVA es un procedimiento que descompone la variabilidad total de la muestra (suma de cuadrados total de las observaciones) en tantos componentes como fuente de variación reconocida (sumas de cuadrados). El diseño experimental es una estrategia de combinación de la estructura de tratamientos (factores de interés) con la estructura de unidades experimentales, de manera tal que las alteraciones en las respuestas, al menos en algún subgrupo de unidades experimentales, puedan ser atribuidas solamente a la acción de los tratamientos excepto por variaciones aleatorias. Uno de los principales objetivos en la planificación de una experiencia, siguiendo un diseño experimental, es la reducción del error experimental o variabilidad debida a fuentes de variación no conocida, con el propósito de incrementar precisión y sensibilidad al momento de la inferencia.

El modelo lineal general especificado para la variable observada se plantea a continuación, en él deben señalarse la *variable dependiente*, la o las *variables de clasificación* y la o las *covariables* en caso de que existan. Se utilizó el método de mínimos cuadrados para ajustar el modelo permitiendo especificar más de un criterio de clasificación y sus interacciones.

$$y_{ijk} = \mu + Estac_i + Año_j + Sitio_k + (Estac * Año)_{ij} + (Estac * Sitio)_{ik} + (Año * Sitio)_{jk} + \varepsilon_{ijk}$$

$$Estaciones\ año = i = 1, 2 ; Año = j = 1, 2, 3 ; Sitio = k = 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 \quad [1]$$

donde en [1], y_{ijk} es la respuesta obtenida al medir en la i -ésima estación, del j -ésimo año, en el k -ésimo sitio, μ es la media poblacional de la variable respuesta, $Estac_i$; $Año_j$; $Sitio_k$ son los distintos factores ó tratamientos y ε_{ijk} es el término de error aleatorio. Bajo los supuestos del modelo de muestreo ideal, los términos de error asociados a cada una de las observaciones se suponen independientemente distribuidos, normales, con esperanza 0 y varianza $\sigma^2 \forall i,j,k$ (Varianza constante).

La variable dependiente es la variable que se desea examinar (variable respuesta), en este caso concentración de clorofila-a presente en el reservorio. Las variables de clasificación son involucradas en el lado derecho de la ecuación del modelo estadístico y que representan factores o fuentes de variación. En el modelo propuesto se

consideró como variables de clasificación a las estaciones del año Verano e Invierno, a los años considerados en el estudio, a los sitios de muestreo y a las interacciones entre ellas, la interacción triple no es estimable, en este caso, debido a que no tenemos repeticiones por estación del año, por año y por sitio.

Las soluciones obtenidas para los parámetros fijos del modelo son utilizadas para calcular los valores *predichos* y los *residuos*, entre el valor observado y el predicho por el modelo, para cada observación.

Las sumas de cuadrados presentadas en las tablas de análisis de varianza son por defecto las *sumas de cuadrados de tipo III*. Estas sumas de cuadrados son llamadas *parciales* y reflejan la contribución de cada término del modelo. A posteriori del análisis de la varianza se seleccionó el método de comparaciones múltiple para el factor del cual se deseó realizar la comparación de las medias.

El análisis de varianza es sensible a las propiedades estadísticas de los términos de error aleatorio del modelo lineal. Los supuestos tradicionales del ANAVA implican errores independientes, normalmente distribuidos y con varianzas homogéneas para todas las observaciones. La verificación de los supuestos subyacentes se realiza en la práctica a través de los predictores de los términos de error aleatorio que son los residuos aleatorios asociados a cada observación.

En este estudio, el supuesto de normalidad de los residuos como variable de análisis, se validó de la siguiente manera:

- 1) *Gráficamente*: se construyó un Q-Q Plot normal, mediante esta técnica se obtiene un diagrama de dispersión de los residuos obtenidos versus los cuantiles teóricos de una distribución normal. Si los residuos son normales y no hay otros defectos del modelo, se alinearán sobre una recta a 45°.
- 2) *Analíticamente*: para poder concluir si los residuos presentan o no distribución normal se realizó la prueba de normalidad Shapiro-Wilks (modificado). Las hipótesis sometidas a prueba fueron:

$$H_0: \text{los } \varepsilon_{ij} \approx \text{Normal} \quad H_a: \text{los } \varepsilon_{ij} \text{ no tienen distribución Normal}$$
- 3) *Histograma de frecuencias*: por último se graficó la distribución de frecuencia para los residuos y su curva normal.

La falta de normalidad se puede corregir realizando una transformación de la variable, sin embargo el ANAVA es bastante robusto.

El supuesto de homogeneidad de varianzas de los residuos como variable de análisis, se analizó de la siguiente manera:

- 1) *Gráficamente:* se realizó un diagrama de dispersión de los residuos estudentizados versus los valores predichos por el modelo. Cuando los errores son homocedásticos se debe observar una nube de puntos sin patrón alguno (puntos distribuidos aleatoriamente). Si el gráfico muestra estructura habrá indicios para sospechar sobre el cumplimiento del supuesto.
- 2) *Analíticamente:* otra estrategia utilizada para la validación del supuesto de homocedasticidad es el test de Levene, el cual consiste en realizar un análisis de la varianza usando como variable dependiente el valor absoluto de los residuos.

Las hipótesis sometidas a prueba fueron:

$$H_0: \sigma_1^2 = \sigma_2^2 = \sigma_3^2 \quad H_a: \text{alguna de las varianzas son diferentes}$$

5.3.4- Análisis de la Varianza Multivariado (MANOVA)

El análisis de la varianza multivariado sirvió para detectar diferencias entre los grupos Verano e Invierno a través de una combinación lineal de las variables dependientes. El análisis multivariante de la varianza ó MANOVA es una extensión del análisis de la varianza (ANAVA) que se utilizó para identificar si los cambios en las variables independientes tuvieron efectos significativos en las variables dependientes, la técnica también intentó identificar las interacciones entre las variables independientes y su grado de asociación con las dependientes. En nuestro caso las variables dependientes fueron las concentraciones de clorofila-a en distintos años y el criterio de clasificación las estaciones del año ya que el objetivo fue comparar los perfiles temporales de clorofila-a entre Invierno y Verano.

Los contrastes multivariados nos dicen si las medias en las variables dependientes son distintas en los grupos. Las distribuciones estadísticas más comunes son la de Wilks, la traza de Pillai, la traza de Lawley-Hotelling y la raíz mayor de Roy. En el caso de dos grupos, todas las estadísticas son equivalentes y las pruebas se reducen a la Prueba de Hotelling (Balzarini *et al.*, 2008).

5.4- Imágenes Satelitales

La teledetección o sensoramiento satelital (Remote sensing) comprende a aquellas técnicas que permiten obtener información a distancia de los objetos situados sobre la superficie terrestre sin necesidad de entrar en contacto físico con lo que se pretende estudiar. Para que esta observación remota sea posible es necesario que entre el objeto observado y el sensor exista algún tipo de interacción energética. Todo sistema de teledetección está constituido por: 1) Fuente de energía, origen de la radiación electromagnética que detecta el sensor; 2) Cubierta terrestre, formada por distintas masas de vegetación, suelos, agua o construcciones humanas, que reciben la señal energética procedente de la fuente de energía y la reflejan o emiten; 3) Sistema sensor, compuesto por el sensor y la plataforma que lo alberga, encargado de captar la energía proveniente de las cubiertas terrestres, codificarla y grabarla o enviarla al sistema de recepción; 4) Sistema recepción-comercialización, que recibe la información transmitida por la plataforma, la graba en formato adecuado y lo distribuye a los interesados; 5) Intérprete, que convierte esos datos en información de interés; 6) Usuario final, analiza el documento producto de la interpretación (Chuvienco, 2002).

Los sensores remotos pueden ser clasificados, según el procedimiento de recibir la energía electromagnética procedente de las distintas cubiertas, en: 1) Pasivos, se limitan a recibir la energía proveniente de un foco externo a ellos y 2) Activos, son capaces de emitir su propio haz de energía, el cual recogen tras su reflexión sobre la superficie que se pretende observar. A su vez, los sensores pasivos pueden ser clasificados, de acuerdo al procedimiento para grabar la energía electromagnética recibida, en: sensores fotográficos y óptico-electrónicos (*Natural Resources Canada*).

Según Chuvienco (2002) la habilidad que presenta un sistema sensor para discriminar información en detalle es lo que se denomina Resolución de un sistema sensor y depende de la combinación de: a) Resolución espacial, objeto más pequeño que puede ser distinguido sobre una imagen y hace referencia al tamaño de la mínima unidad de información en la imagen (pixel); b) Resolución espectral, indica el número y ancho de las bandas espectrales que puede discriminar el sensor; c) Resolución radiométrica, sensibilidad de un sensor, capacidad para detectar variaciones en la radiancia espectral que recibe; d) Resolución temporal, frecuencia de cobertura o periodicidad con que el sensor adquiere imágenes de la misma porción terrestre; e)

Resolución angular, capacidad de un sensor para observar la misma zona desde diferentes ángulos.

Cada sensor presenta características particulares, entre ellas: diferentes formas de procesar la energía electromagnética procedente de las distintas cubiertas terrestres y diversas resoluciones espacial, espectral, radiométrica y temporal, que permiten seleccionar el tipo de sensor a utilizar en el momento de llevar adelante un estudio, de acuerdo a los objetivos propuestos en el mismo.

Los sensores de la serie LANDSAT son considerados, según la clasificación propuesta por Chuvieco (2002), como sensores pasivos, óptico-electrónico, de barrido. Pasivos porque solamente captan la energía electromagnética de las distintas cubiertas terrestres proveniente de una fuente exterior a ellos. Óptico-electrónico ya que combinan una óptica similar a la fotografía con un sistema de detección electrónica, el cual detecta y codifica la radiación a intervalos regulares, registrándola en un soporte magnético en forma de ND, y de barrido debido a que presentan un espejo móvil, que oscila perpendicularmente a la dirección de la trayectoria, que permite explorar una franja de terreno a ambos lados de la traza del satélite y por medio de una serie de detectores la radiación recibida (señal analógica) es convertida en un valor digital.

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) son programas que proporcionan, de forma modular e integrada, herramientas para la introducción, almacenamiento, gestión, análisis y representación gráfica de datos que se caracterizan por la existencia de una componente espacial, por tanto se trata de datos georreferenciados. El uso de sensores remotos junto con la aplicación de SIG y el procesamiento de imágenes LANDSAT 5TM generarán modelos estadísticos, que permitirán explicar las variaciones espaciales en las concentraciones de clorofila-a a partir de los niveles digitales de la imagen. El objetivo es la regionalización de los valores de concentración de clorofila-a en función de puntos de muestreos. Como alternativa a una interpolación se propone utilizar imágenes de las mismas fechas del muestreo para mejorar la distribución de la variable. No se busca obtener un modelo de simulación de concentración de clorofila-a en función de las imágenes LANDSAT 5TM, solo se pretende determinar la distribución espacial en un momento dado en el que hay datos de campo.

5.4.1- Preprocesamiento de Imágenes Satelitales

En este estudio se utilizó una imagen satelital correspondientes al sensor pasivo *Thematic Mapper* (TM) transportado por el satélite LANDSAT 5, con fecha 20 de Marzo del 2009 (Path:229, Row:82). Esta imagen fue descargada en forma gratuita de la página Web *U.S. Geological Survey* ([www.http://glovis.usgs.gov/](http://glovis.usgs.gov/)), presentando un nivel de procesamiento L1T, el cual se caracteriza por proporcionar información sobre las características radiométricas y geométricas de la escena en cuestión. Como así también, información sobre el empleo de un modelo de elevación digital (DEM) para la exactitud topográfica. Los datos fueron procesados por medio del Programa de análisis y procesamiento de imágenes satelitales ENVI. Versión 4.2.

El satélite LANDSAT 5 fue puesto en órbita el 1° de marzo de 1984, pertenece al programa LANDSAT financiado por el gobierno de los Estados Unidos y operado por la NASA. Este satélite, que pesa 2200 kg y tiene una longitud aproximada de 4 m, presenta una órbita, sincrónica con el sol, a una altura de 705 km respecto a la superficie terrestre, siendo utilizado como plataforma del sensor *Thematic Mapper* (TM) con captura de datos en 7 bandas espectrales (resolución espectral). Estas bandas poseen una resolución espacial de 30 m a excepción de la banda 6 o térmica cuya resolución es de 120 m, una resolución radiométrica de 256 niveles digitales y una resolución temporal de 16 días. Las bandas de este sensor fueron elegidas, entre otras funciones, para el monitoreo de vegetación, a excepción de la banda 7 que se agregó para aplicaciones geológicas, pudiendo ser utilizadas de la siguiente manera:

- ❖ Banda 1 (0,45 a 0,52 μm): Diseñada para penetración en cuerpos de agua, es útil para el mapeo de costas, para diferenciar entre suelo y vegetación y para clasificar distintos cubrimientos boscosos.
- ❖ Banda 2 (0,52 a 0,60 μm): Especialmente diseñada para evaluar el vigor de la vegetación sana, midiendo su pico de reflectancia (o radiancia) verde. También es útil para diferenciar tipos de rocas y, al igual que la banda 1, para detectar la presencia o no de limonita.
- ❖ Banda 3 (0,63 a 0,69 μm): Es una banda de absorción de clorofila, muy útil para la clasificación de la cubierta vegetal. También sirve en la diferenciación de las distintas rocas y para detectar limonita.

- ❖ Banda 4 (0,76 a 0,90 μm): Es útil para determinar el contenido de biomasa, para la delimitación de cuerpos de agua y para la clasificación de las rocas.
- ❖ Banda 5 (1,55 a 1,75 μm): Indicativa del contenido de humedad de la vegetación y del suelo. También sirve para discriminar entre nieve y nubes.
- ❖ Banda 6 (10,40 a 12,50 micrones-infrarrojo termal-): El infrarrojo termal es útil en el análisis del stress de la vegetación, en la determinación de la humedad del suelo y en el mapeo termal.
- ❖ Banda 7 (2,08 a 2,35 μm): Especialmente seleccionada por su potencial para la discriminación de rocas y para el mapeo hidrotermal. Mide la cantidad de hidróxilos (OH) y la absorción de agua (Richards & Jia, 2006).

Una imagen de satélite está sometida a una serie de interferencias que hacen que la información que quiere obtenerse aparezca perturbada por una serie de errores como son:

- ❖ Fallos en los sensores, generan pixeles incorrectos (corrección radiométrica).
- ❖ Alteraciones en el movimiento del satélite y en el mecanismo de captación de los sensores, generan distorsión en la imagen (corrección geométrica).
- ❖ Interferencia de la atmósfera, alteran de forma sistemática los valores de los pixeles (corrección atmosférica).

De esta manera, se pueden presentar alteraciones radiométricas, atmosféricas y geométricas de forma que no coincida con el tono, posición y tamaño real de los objetos. Algunas técnicas, para corregir estos efectos, son incorporadas de modo rutinario por las estaciones receptoras de las imágenes, pero en otros casos se requieren correcciones más detalladas como sucede en los estudios multitemporales o cuando se requiere incorporar información auxiliar (Brizuela *et al.*, 2007).

La energía captada por un sensor remoto pasa por una serie de interacciones que deben ser comprendidas para preprocesar los datos adecuadamente para posteriores análisis e interpretaciones. Esto significa que la imagen adquirida en formato numérico presenta una serie de anomalías con respecto a la escena real detectada. Estas anomalías están en la localización de los pixeles y en los niveles digitales de los pixeles que componen la matriz de datos. Las operaciones de corrección minimizan estas alteraciones. Estas se enmarcan dentro de las operaciones de preprocesamiento porque, en general, se llevan a cabo antes de realizar los procedimientos de extracción de

información cuantitativa. Como producto se obtiene una imagen corregida que es lo más próximo posible, geométrica y radiométricamente, a la verdadera energía radiante y características espaciales del área de estudio al momento de la colección de los datos (APN, 2005).

Las correcciones radiométricas buscan mejorar la precisión de las medidas de reflectancia, obtenidas utilizando un sistema de sensores remotos. Apuntan a eliminar ruidos en los ND de la imagen compensando las diferencias en los valores de radiancia y la conversión de los ND a valores de radiancia y reflectancia utilizando modelos de atmósfera y las geometrías de iluminación/observación. Para poder interpretar los valores de las imágenes es necesario llevar los valores de ND a magnitudes físicas de radiancia como una medida de la cantidad de energía que llega al satélite y se calcula de la siguiente manera para productos con un nivel de procesamiento L1T (Chander & Markham, 2003):

$$L_{\lambda} = \left(\frac{LMAX_{\lambda} - LMIN_{\lambda}}{Q_{cal\max}} \right) Q_{cal} + LMIN_{\lambda}$$

donde:

L_{λ} = radiancia espectral en la abertura del sensor en $W / (m^2 \cdot sr \cdot \mu m)$;

Q_{cal} = valor cuantificado del pixel calibrado en NDs;

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

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

$LMIN_{\lambda}$ = radiancia espectral que se escala a $Q_{cal\min}$ en $W / (m^2 \cdot sr \cdot \mu m)$;

$LMAX_{\lambda}$ = radiancia espectral que se escala a $Q_{cal\max}$ en $W / (m^2 \cdot sr \cdot \mu m)$

La ecuación anterior también puede ser definida como:

$$L_{\lambda} = G_{rescale} \times Q_{cal} + B_{rescale}$$

donde:

$$G_{rescale} = \left(\frac{LMAX_{\lambda} - LMIN_{\lambda}}{Q_{cal\max}} \right)$$

$$B_{rescale} = LMIN_{\lambda}$$

Se debe tener en cuenta que los productos procesados antes del 5 de Mayo del 2003 no proporcionan los mismos valores de radiancia que los procesados después del 5 de Mayo del 2003, que convierten los valores de ND a radiancia utilizando nuevos valores recalibrados de $LMIN_{\lambda}$ y $LMAX_{\lambda}$ (Chander and Brian, 2003). A partir del 2 de Abril del 2007 se generó una nueva calibración radiométrica de datos de LANDSAT 5 TM procesados y distribuidos por el *U.S. Geological Survey* (USGS). Las Tablas 4, 5 y 6, muestran los coeficientes $LMIN_{\lambda}$ - $LMAX_{\lambda}$ y *Gain - Bias* que deberán ser aplicados para convertir los ND a valores de radiancia según la fecha de procesamiento de la imagen en cuestión (Chander *et al.*, 2007).

Tabla 4: Precalibración de Rangos Dinámicos para Datos L5TM con un Nivel de Procesamiento L1 (antes 2 Abril, 2007).

Radiancia Espectral, LMIN y LMAX en $W/(m^2.sr.\mu m)$				
Procesamiento Datos	Desde 1 Marzo, 1984		Desde 5 Mayo, 2003	
	al 4 Mayo, 2003		Al 1 Abril, 2007	
Bandas	LMIN	LMAX _(IC)	LMIN	LMAX _(LUT03)
1	-1.52	152.10	-1.52	193.0
2	-2.84	296.81	-2.84	365.0
3	-1.17	204.30	-1.17	264.0
4	-1.51	206.20	-1.51	221.0
5	-0.37	27.19	-0.37	30.2
6	1.2378	15.303	1.2378	15.303
7	-0.15	14.38	-0.15	16.5

Fuente: Chander *et al.*, 2007.

Tabla 5: Precalibración de Rangos Dinámicos para Datos L5TM con un Nivel de Procesamiento L1 (después 2 Abril, 2007).

Radiancia Espectral, LMIN y LMAX en $W/(m^2.sr.\mu m)$				
Procesamiento Datos: Desde 2 Abril, 2007				
Bandas	Adquisición Datos	LMIN	LMAX _(LUT07)	1/G _{rescales(LUT07)}
1	Mar 1, 1984- Dec 31, 1991	-1.52	169.0	1.50
	Jan 1, 1992 - Present	-1.52	193.0	1.31
2	Mar 1, 1984 - Dec 31, 1991	-2.84	333.0	0.76
	Jan 1, 1992 - Present	-2.84	365.0	0.69
3	Mar 1, 1984 - Present	-1.17	264.0	0.96
4	Mar 1, 1984 - Present	-1.51	221.0	1.15
5	Mar 1, 1984 - Present	-0.37	30.2	8.34
6	Mar 1, 1984 - Present	1.2378	15.303	18.13
7	Mar 1, 1984 - Present	-0.15	16.5	15.32

Fuente: Chander *et al.*, 2007.

Tabla 6: Rescalando *Gains* y *Biases* usados para la Conversión a un nivel de Procesamiento L1 de Datos Calibrados en Número Digital (Q_{cal}) a Radiancia Espectral (L_{λ}).

Rescalando Gain ($G_{rescale}$) y Bias ($B_{rescale}$)								
Procesamiento Datos	1 Mar. 1984 – 4 May. 2003		5 May. 2003 – 1 Abr. 2007		2 Abr. 2007 – Presente			
Adquisición Datos	1 Mar. 1984 – 4 May. 2003		1 Mar. 1984 – 1 Abr. 2007		1 Mar. 1984 – 31 Dic. 1991		1 Enero 1992 – Presente	
Bandas	$G_{rescale}(LUT07)$	$B_{rescale}$	$G_{rescale}(LUT07)$	$B_{rescale}$	$G_{rescale}(LUT07)$	$B_{rescale}$	$G_{rescale}(LUT07)$	$B_{rescale}$
1	0.668706	-1.52	0.668706	-1.52	0.668706	-1.52	0.762824	-1.52
2	1.317020	-2.84	1.317020	-2.84	1.317020	-2.84	1.442510	-2.84
3	1.039880	-1.17	1.039880	-1.17	1.039880	-1.17	1.039880	-1.17
4	0.872588	-1.51	0.872588	-1.51	0.872588	-1.51	0.872588	-1.51
5	0.119882	-0.31	0.119882	-0.31	0.119882	-0.31	0.119882	-0.37
6	0.055158	1.2378	0.055158	1.2378	0.055158	1.2378	0.055158	1.2378
7	0.065294	-0.15	0.065294	-0.15	0.065294	-0.15	0.065294	-0.15

Fuente: Chander *et al.*, 2007.

De esta manera, en base a la fecha de procesamiento de la imagen utilizada en este estudio, para obtener los valores de radiancia se utilizaron los coeficientes de las tablas anteriores obtenidos a partir del 2 de abril de 2007.

Si bien al realizar correcciones atmosféricas, se intenta disminuir o corregir la influencia que los distintos componentes de la atmósfera tuvieron al dispersar o absorber parte de la radiación electromagnética captada por el sensor, en este estudio al trabajar con una sola escena y al no realizar comparaciones entre varias imágenes, no fue necesario aplicar este tipo de corrección (Song, 2001; Chuvieco, 2002; Brizuela *et al.*, 2007).

Las imágenes de teledetección no son mapas. No poseen escala y muchas de las aplicaciones de la teledetección requieren que los datos estén referidos a una base geográfica, que permita localizar los valores de reflectancia correspondientes a un determinado punto. El proceso de georreferenciación consiste en dar a cada pixel su localización en un sistema de coordenadas estándar y tiene como objetivo eliminar o corregir las distorsiones geométricas que se generan en el momento de la adquisición de la imagen por parte del sensor. Por medio de este proceso, se garantiza que los elementos individuales o pixeles que comparten 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 (Chuvieco, 2002).

Para llevar a cabo la georreferenciación, se utilizó el software ENVI (Ver. 4.2). Se aplicó el método de imagen a imagen, tomando como imagen base una imagen del área de estudio, ya georreferenciada y rectificada con puntos de control tomados en el terreno, la cual fue adquirida de *Earth Science Data Interface (ESDI, 2012)*.

La imagen fue georreferenciada utilizando puntos de control (GCP, *Ground Control Points*) distribuidos uniformemente por toda la escena y fácilmente identificables en ambas imágenes, tales como elementos bien definidos casas rurales, intercepciones de rutas o caminos, intercepciones de ríos y elementos topográficos (Chuvieco, 2002). El método de los puntos de control es un procedimiento de regresión y el grado de bondad de ajuste se mide por la importancia de los residuales. El indicador más utilizado es el error cuadrático medio (ECM) para cada uno de los i puntos de control (Foody & Atkinson, 2002):

$$ECM = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n \left(x_i - \hat{x}_i \right)^2 + \left(y_i - \hat{y}_i \right)^2}{n}}$$

Como norma general el ECM debería ser inferior al tamaño de pixel. Se aplicó el método del vecino más cercano con una función de polinomio de primer grado sobre los ($n=71$) puntos de control del terreno para un área de 648.33 km² dando un ECM de 0,68 pixel lo que es equivalente a 20,4 m.

También se realizó la transformación de las coordenadas proyectadas en UTM 20-S a coordenadas proyectadas en POSGAR 94 zona 4 (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 23/97 con fecha 13-May-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, el sistema POSGAR 94 (Posiciones Geodésicas Argentinas 1994) es el que mejor se adapta a la cartografía Argentina, siendo una variante del viejo sistema Gauss Krüger, el cual se caracterizaba por dividir a la República Argentina en 7 fajas meridianas numeradas de oeste a este.

5.4.2- Procesamiento de Imágenes Satelitales

Los datos de la variable concentración de clorofila-a de los sitios de muestreo considerados fueron cargados en una planilla electrónica, junto con las coordenadas GPS del georreferenciamiento de cada muestra. Posteriormente, se generó un archivo vectorial de puntos con la base de datos asociada. Los puntos fueron transformados a ROIs (*Region of Interest*) para la extracción de los valores de radiancia de cada banda obteniéndose así, los valores de radiancia para cada punto en cada una de las bandas.

A partir de los datos de radiancia de las bandas de la imagen LANDSAT 5TM y de los datos obtenidos para la variable concentración de clorofila-a en los sitios de muestreo se construyeron funciones de *valores esperados* mediante el uso de modelos de regresión lineal simples y múltiples. La elección de las bandas más convenientes, como variables regresoras, surge del conocimiento de las firmas espectrales que es la respuesta de objetos de la superficie terrestre a la radiación incidente (Figura 7).

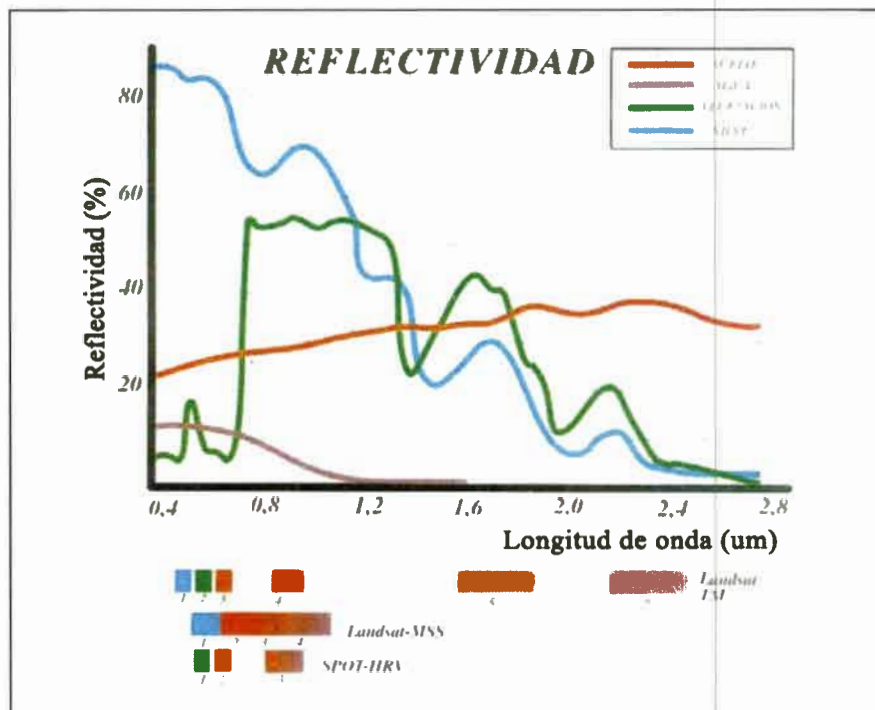


Figura 7: Firmas espectrales y bandas espectrales del satélite LANDSAT 5TM.

Fuente: www.conae.gov.ar/libro_tele/publicaciones_didacticas.htm

La firma espectral típica de la vegetación presenta dos picos de reflectividad en el espectro electromagnético, uno en la longitud de onda correspondiente al color verde

dentro del espectro del visible, comprendido entre 0,5-0,6 μm , y otro en el Infrarrojo cercano (IRC), entre 0,7-1,3 μm . Las bandas 2, 3 y 4 del LANDSAT 5TM presentan la capacidad de distinguir o diferenciar la radiación electromagnética de longitud de onda comprendida entre los rangos 0,5-0,6 μm , 0,63-0,69 μm y 0,76-0,9 μm respectivamente, los cuales coinciden con los picos de reflectividad que se observan en la firma espectral de la vegetación. Lo anteriormente expuesto sirvió de base teórica para el desarrollo de las técnicas de este trabajo.

5.5- Modelos de Regresión Lineal Simples y Múltiples

El análisis de regresión es una técnica utilizada para investigar y modelar la relación entre una variable respuesta o aleatoria o no controlada (Y) y una o más variables regresoras o no aleatorias o controladas por el investigador (X), el cual permite predecir o estimar el valor de la variable Y para un valor dado de la variable X.

Dicho análisis fue realizado a partir de los datos de radiancia de las bandas de la imagen satelital LANDSAT 5TM y de los datos obtenidos en laboratorio de la variable clorofila-a en los 7 sitios de muestreo, estableciéndose la respuesta estimada para el modelo poblacional de regresión lineal. La validación del modelo se realizó probando los siguientes supuestos:

- ♦ Distribución normal de la variable concentración de clorofila-a.
- ♦ Existencia de una relación lineal entre las variables X e Y.
- ♦ Errores distribuidos normalmente con media cero y varianza σ^2 .

En una primera instancia se llevó a cabo el análisis de regresión lineal simple, considerando como variables regresoras el valor de radiancia de la banda 2 (B2), de la banda 3 (B3) y de la banda 4 (B4) por separado. El modelo propuesto de regresión lineal simple poblacional, que consta de una componente fija y una componente aleatoria, fue el siguiente:

$$y_i = \alpha + \beta_i \cdot x_i + \varepsilon_i \quad [1]$$

donde, y_i es el valor de la variable concentración de clorofila-a, x_i son los valores de radiancia de las variables regresoras B2, B3 y B4 respectivamente, α y β_i (ordenada al origen y pendiente, respectivamente) parámetros del modelo, constantes y desconocidos y ε_i es el error aleatorio.

Con dicho análisis se obtuvieron las rectas de regresión estimadas a partir de los datos muestrales:

$$\hat{y}_i = a + b_i \cdot x_i \quad [2]$$

en [2], \hat{y}_i es la concentración de clorofila-a estimada, x_i es la radiancia de las bandas 2 (B2), 3 (B3) y 4 (B4) en cada recta ajustada y a y b_i son los estimadores de los parámetros α y β_i del modelo de regresión lineal simple poblacional.

Una medida de la capacidad predictiva del modelo es el coeficiente de determinación lineal (R^2). El análisis de regresión lineal permitió ver, por medio de este coeficiente, la proporción de la variabilidad de la clorofila-a explicada por los valores de radiancia de las bandas de la imagen LANDSAT 5TM de la/s variable/s regresora/s.

En una segunda instancia se realizó el análisis de regresión lineal múltiple, en el que se consideraron conjuntamente como variables regresoras del modelo a B2, B3 y B4. El modelo propuesto de regresión lineal múltiple, que consta de una componente fija y una componente aleatoria fue el siguiente:

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 \cdot x_{1i} + \beta_2 \cdot x_{2i} + \dots + \beta_k \cdot x_{ki} + \varepsilon_i \quad [3]$$

donde, y_i es el valor de la variable concentración de clorofila-a, $x_{1i}, x_{2i}, \dots, x_{ki}$ son los valores de radiancia de las variables regresoras B2, B3 y B4 respectivamente, β_0, \dots, β_k son los parámetros del modelo, constantes y desconocidos y ε_i es el error aleatorio.

De la ecuación de regresión ajustada a partir de la muestra, en la cual se combinaron los datos de radiancia y los valores de clorofila-a, se obtuvo la siguiente respuesta estimada:

$$\hat{y}_i = b_0 + b_1 \cdot x_{1i} + b_2 \cdot x_{2i} + \dots + b_k \cdot x_{ki} \quad [4]$$

en [4], \hat{y}_i es la concentración de clorofila-a estimada, $x_{1i}, x_{2i}, \dots, x_{ki}$ son los valores de radiancia de las variables regresoras, b_0, \dots, b_k son los estimadores de los parámetros del modelo de regresión lineal múltiple poblacional. El coeficiente de determinación (R^2) se encuentra afectado por el agregado de variables, por ello surge el R^2 ajustado, que es una corrección del R^2 .

La verificación de los supuestos se realizó a través del análisis de los residuos al igual que en el análisis de la varianza (ANAVA).

A partir de la respuestas estimadas para los modelos de regresión se predijo la concentración de clorofila-a en sitios no muestreados y en sitios alejados a los puntos de muestreo y se estudió la variabilidad espacial de dicha variable en el embalse Río Tercero.

Los valores de la variable concentración de clorofila-a predichos por las respuestas estimadas fueron visualizados en los mapas de distribución de clorofila-a. La paleta de colores del mapa de distribución de clorofila-a fue diseñada de manera que la intensidad del color estuviera correlacionada con la concentración más alta de dicha variable. Una vez ajustados y seleccionados los mejores modelos estadísticos se realizó la validación de los mismos (Lim *et al.*, 2003; Hyde *et al.*, 2007).

5.6- Modelos Lineales Mixtos Utilizados para Modelar las Correlaciones Espaciales

Se utilizaron los modelos lineales mixtos (MLM) para corregir la falta de cumplimiento del supuesto de independencia. Para ello se modelaron explícitamente las correlaciones espaciales.

El modelo lineal clásico ha sido ampliamente utilizado en la experimentación para analizar la variabilidad de observaciones (respuestas) en función de una o más variables predictoras o factores. Los modelos de efectos fijos tienen una estructura de media ó valor esperado y una estructura aleatoria ó estructura de varianza y covarianza, la variabilidad en y va a estar en alguna de las dos estructuras. Pueden ser especificados de la forma general:

$$y_i = \mu + \beta_1 \cdot x_{1i} + \beta_2 \cdot x_{2i} + \dots + \beta_p \cdot x_{pi} + \varepsilon_i$$

$$Var(\varepsilon_i) = \sigma^2$$

En notación matricial, el modelo lineal general tiene la forma:

$$y = X\beta + \varepsilon \quad [5]$$

Donde, y es un vector de observaciones, X es una matriz de valores de variables independientes en el caso del modelo de regresión o la matriz de diseño en el caso del modelo de análisis de la varianza, β es el vector de parámetros (o efectos fijos) y ε es

el vector de errores, definido como $\varepsilon = y - E(y) = y - X\beta$. En el caso típico del modelo de ANAVA, los términos x representan factores de clasificación (efectos categóricos) y por lo tanto la matriz X será una matriz de ceros y unos. Cuando los términos x representan covariables (medidas en una escala cuantitativa) en vez de factores, se tiene el modelo clásico de regresión lineal y en este caso la matriz X contiene los valores de las variables regresoras para cada observación. Para modelar efectos categóricos se requieren varios parámetros mientras que el efecto de una covariable puede modelarse sólo con un parámetro. Los modelos que tienen ambos, factores y covariables, se denominan modelos de ANCOVA.

Utilizando el procedimiento de mínimos cuadrados ordinarios, se puede estimar el vector de parámetros β resolviendo las ecuaciones normales $X'X\beta = X'y$. La solución está dada por $\hat{\beta} = (X'X)^{-} X'y$, donde $(X'X)^{-}$ es una inversa generalizada de $X'X$. Para hallar una estimación del vector de parámetros, no hace falta hacer suposiciones distribucionales sobre el vector ε . Si se asumen los supuestos del modelo de muestreo ideal, *i.e.* términos de error independientes y normalmente distribuidos con media 0 y varianza σ^2 , entonces, la matriz de covarianzas de $\hat{\beta}$, utilizada para realizar inferencia estadística sobre β , es $\sigma^2 (X'X)^{-}$.

Extendiendo el modelo lineal general a situaciones donde se incorporan efectos aleatorios se tiene el modelo lineal general mixto. La ecuación matricial para el modelo lineal mixto es:

$$y = X\beta + Zu + \varepsilon \quad [6]$$

en [6] y , X , β y ε representan las mismas entidades del modelo de efectos fijos [5] y los nuevos componentes son: Z , matriz de incidencia de los efectos aleatorios que representa una segunda matriz de diseño (matriz especificada exactamente en la misma forma que X , excepto que no incluye una columna para el término constante) y que asocia cada observación a los efectos aleatorios correspondientes y u , vector de efectos aleatorios que usualmente se asume distribuido $N \approx (0, G)$. Sobre el vector ε se supone distribución $N \approx (0, R)$, y este vector ε es definido como:

$$\varepsilon = y - E(y/u) = y - (X\beta + Zu) \quad [7]$$

La matriz R es modelada como $R = \sigma^2 I$ cuando se considera que los términos de error (generalmente asociados a la UE) son independientes y tienen la misma varianza σ^2 . Los términos aleatorios en u se suponen independientes de los términos aleatorios en ε .

Resumiendo matricialmente los supuestos usuales sobre la esperanza y la varianza de las componentes aleatorias, se tiene que:

$$E \begin{bmatrix} u \\ \varepsilon \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \end{bmatrix} ; \quad Var \begin{bmatrix} u \\ \varepsilon \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} G & 0 \\ 0 & R \end{bmatrix} \quad [8]$$

Los supuestos clásicos de independencia y homogeneidad de varianzas para los términos aleatorios del modelo lineal general (muestreo ideal) se flexibilizan en el marco del modelo mixto general. La inclusión de efectos aleatorios produce observaciones correlacionadas. Tanto la estructura de correlaciones como la presencia de varianzas heterogéneas pueden ser especificadas a través de la modelación de las matrices de varianzas ó covarianzas G y/o R . A través de G y R es posible modelar correlaciones analizando la variabilidad en la respuesta, y , en sentido espacial (para datos georreferenciados) y en sentido longitudinal ó temporal (para datos temporreferenciados).

Los procedimientos de estimación en el marco de los modelos mixtos son más complejos que en el modelo lineal general, ya que además de la estimación de β se deben estimar los parámetros desconocidos en G y R y predecir los efectos aleatorios en u , pero se encuentran implementados en numerosas herramientas de software. Los métodos de estimación más usados son máxima verosimilitud (ML) solo para efectos fijos y máxima verosimilitud restringida (REML) para efectos fijos más efectos aleatorios.

Al ajustar distintos modelos a un mismo conjunto de datos, es necesario utilizar criterios para la comparación de los ajustes y por tanto para la selección del modelo más adecuado. Dos indicadores comúnmente usados son el criterio de información de Akaike (AIC) y el criterio bayesiano de Schwarz (BIC), como así también la cantidad –

2 log (verosimilitud). En las versiones más modernas de SAS-MIXED (SAS Institute, 2001), los criterios AIC y BIC se definen como:

$$AIC = -2L + 2d \quad [9]$$

$$BIC = -2L + d \ln n$$

donde en [9], L es el máximo valor de la función de verosimilitud restringida, $d=q+p$ es la dimensión del modelo, q es el número de parámetros de covarianza estimados y p es el rango de la matriz de diseño X . Bajo estas expresiones de AIC y BIC, el mejor modelo resulta ser aquel con menor valor para ambos criterios de ajuste.

Para la modelación de la correlación espacial, los modelos mixtos más usados son los que permiten modelar directamente la estructura de covarianza residual. Es posible contemplar dependencia entre los errores, debidas a variabilidad espacial, a través de la modelación de la matriz R (Balzarini, 2006).

La modelación de la estructura espacial a partir de funciones de distancia puede realizarse en el contexto de los modelos lineales mixtos, donde además de contemplar la estructura de correlación entre observaciones es posible modelar la heterogeneidad de varianza residual. Si la correlación solo depende de la distancia (magnitud y/o dirección de las distancias), los modelos que estiman las covarianzas entre observaciones se denominan estacionarios. Las funciones de correlación para modelos estacionarios pueden ser isotrópicas o anisotrópicas. Las primeras son idénticas en cualquier dirección (solo dependen de la magnitud de las distancias) mientras que las segundas permiten diferentes valores de sus parámetros en diferentes direcciones (i.e. dependen también de la dirección sobre la cual se calculan las distancias) (Di Rienzo *et al.*, 2010).

El modelo espacio-temporal propuesto para la eutrofización de las aguas del embalse Río Tercero utilizando modelos lineales mixtos y contemplando las correlaciones espaciales fue el siguiente:

$$y_{ijk} = \mu + Estac_i + Año_j + Sitio_k + (Estac * Año)_{ij} + (Estac * Sitio)_{ik} + (Año * Sitio)_{jk} + \varepsilon_{ijk}$$

$$Estaciones\ año = i = 1, 2 \ ; \ Año = j = 1, 2, 3 \ ; \ Sitio = k = 1, 2, 3, 4, 6, 7 \quad [10]$$

donde, y_{ijk} es la respuesta obtenida al aplicar el i -ésimo, j -ésimo y k -ésimo tratamiento, μ es la media poblacional de la variable respuesta, $Estac_i$; $Año_j$; $Sitio_k$ son los distintos factores ó tratamientos y ε_{ijk} es el término de error aleatorio para el cual se supone existe alguna estructura de correlación espacial asociada con la georreferenciación de las muestras en el reservorio.

El modelo de regresión lineal múltiple para la eutrofización de las aguas del embalse Río Tercero utilizando modelos lineales mixtos y contemplando las correlaciones espaciales fue el siguiente:

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 \cdot x_{1i} + \beta_2 \cdot x_{2i} + \dots + \beta_k \cdot x_{ki} + \varepsilon_i \quad [11]$$

donde en [11], y_i es el valor de la variable concentración de clorofila-a, $x_{1i}, x_{2i}, \dots, x_{ki}$ son los valores de reflectividad de las variables regresoras B2, B3 y B4 respectivamente, β_0, \dots, β_k son los parámetros del modelo, constantes y desconocidos, ε_i el error aleatorio para el cual se supone existe alguna estructura de correlación espacial asociada con la georreferenciación de las muestras en el reservorio.



Resultados

6.- Resultados

6.1- Calidad de Agua del embalse Río Tercero

6.1.1- Análisis Físicos-Químicos y Biológicos

La ubicación geográfica y el origen de los sistemas lacustres, conjuntamente con la calidad del suelo que drenan y los afluentes que reciben determinan los parámetros físico-químicos y biológicos y por ende la producción de los mismos. Es importante discutir y analizar las variables predictoras para programas de vigilancia de los sistemas acuáticos continentales con el fin de obtener una base de datos confiable para el uso de modelos de predicción de la eutrofización de las aguas interiores para el uso humano y la conservación de la diversidad biológica, así como algunas medidas de remediación de sistemas deteriorados.

El Programa Internacional de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) para la Supervisión de Aguas Interiores (1982), proporciona valores límites específicos de PT, clorofila-a y profundidad del disco de Secchi, para las distintas condiciones tróficas, en el ámbito de los sistemas acuáticos de zonas templadas. La OCDE utiliza la media anual de PT ($\mu\text{g/L}$), la media anual de clorofila-a ($\mu\text{g/L}$), el valor máximo anual de clorofila-a ($\mu\text{g/L}$) y la profundidad media anual de visión del disco de Secchi (m), (Tabla 7).

Tabla 7: Valores límites establecidos por la OCDE para un sistema concreto de clasificación trófica.

Clasificación del Estado Trófico de un Lago					
Categoría Trófica	PT Medio ($\mu\text{g/L}$)	Cl-a Media ($\mu\text{g/L}$)	Cl-a Máx. ($\mu\text{g/L}$)	Secchi Medio (m)	Secchi Mín. (m)
Ultraolitrófico	< 4	< 1	< 2,5	> 12	> 6
Oligotrófico	< 10	< 2,5	< 8	> 6	> 3
Mesotrófico	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5
Eutrófico	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
Hipereutrófico	> 100	> 25	> 75	< 1,5	< 0,7

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

A continuación se presentan los resultados de los valores de los parámetros físico-químicos y biológicos evaluados en el embalse Río Tercero, en los siete sitios de muestreo estudiados y en las distintas épocas del año durante las campañas realizadas en los años 2006, 2008 y 2009 (Tablas 8 a 15).

Tabla 8: Valores de los parámetros físico-químicos y biológicos del embalse Río Tercero medidos en cada sitio de muestreo en el Verano del año 2006.

Parámetro determinado	Unidad	Sitios de muestreo						
		CR	CE	VR	CO	HO	VD	MU
Temperatura	°C	24,5	29,5	26	25	24	26	24,5
pH		6,9	6,8	7,1	7	7,4	7,1	7,1
OD	mg/ L	10,4	8	11,1	10,3	10	8	6
Disco de Secchi	m	2	4	2,6	2,4	3	3,5	3,2
Clorofila-a	µg/L	10	9	8	8	8	9	8
PT	mg/L	0,016	0,02	0,016	0,02	0,036	0,019	0,029
NT	mg/ L	1,3	0,9	1,2	1	1,1	1	1,1

Referencias: CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

Tabla 9: Valores de los parámetros físico-químicos y biológicos del embalse Río Tercero medidos en cada sitio de muestreo en el Otoño del año 2006.

Parámetro determinado	Unidad	Sitios de muestreo						
		CR	CE	VR	CO	HO	VD	MU
Temperatura	°C	15	20	13	15	13	14	14
pH		7,3	7,4	7,4	7,4	7	7,5	7,5
OD	mg/ L	7,7	6,7	9,2	10	8	8	7,5
Disco de Secchi	m	1	2,6	2,7	2,1	4,5	3	4,1
Clorofila-a	µg/L	30,01	11	11	10	9	11	10
PT	mg/L	0,02	0,05	0,036	0,016	0,036	0,016	0,02
NT	mg/ L	1,5	1,5	1,3	1,5	1,6	1,8	1,6

Referencias: CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

Tabla 10: Valores de los parámetros físico-químicos y biológicos del embalse Río Tercero medidos en cada sitio de muestreo en el Invierno del año 2006.

Parámetro determinado	Unidad	Sitios de muestreo						
		CR	CE	VR	CO	HO	VD	MU
Temperatura	°C	16	19	16	16	14	15	15
pH		7,9	7,7	8,2	8,9	7,3	8,3	8,1
OD	mg/ L	10,5	7,6	11	8,5	8,3	12,3	12
Disco de Secchi	m	1	0,7	1,4	3	3,6	3,5	3,8
Clorofila-a	µg/L	20	25,64	15	10	18	13	14
PT	mg/L	0,025	0,023	0,016	0,016	0,029	0,016	0,023
NT	mg/ L	2	1	1,5	2,5	2,5	2	1,2

Referencias: CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

Tabla 11: Valores de los parámetros físico-químicos y biológicos del embalse Río Tercero medidos en cada sitio de muestreo en la Primavera del año 2006.

Parámetro determinado	Unidad	Sitios de muestreo						
		CR	CE	VR	CO	HO	VD	MU
Temperatura	°C	29	28	25	28	24	26	26
pH		7,7	7,9	7,1	7	8	7,2	7,2
OD	mg/ L	7,5	7	8	8,3	8,5	10,2	9,2
Disco de Secchi	m	1	0,8	2,2	2,4	2,4	2,1	1,9
Clorofila-a	µg/L	11,5	11,5	10	10,5	12	10,5	9,5
PT	mg/L	0,02	0,05	0,016	0,01	0,029	0,019	0,029
NT	mg/ L	0,959	2,3	0,985	1,7	0,758	-	1,4

Referencias: CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

Tabla 12: Valores de los parámetros físico-químicos y biológicos del embalse Río Tercero medidos en cada sitio de muestreo en el Verano del año 2008.

Parámetro determinado	Unidad	Sitios de muestreo						
		CR	CE	VR	CO	HO	VD	MU
Temperatura	°C	22,4	25,5	20,6	20,6	21,1	21,1	22
pH		8,23	7,06	8,02	8,01	7,95	8,03	7,04
OD	mg/ L	10	11	11,4	10,3	10,1	9,4	9,01
Disco de Secchi	m	1,65	2,8	2	2	3,4	3	2,9
Clorofila-a	µg/L	35,19	22,72	17,09	28,97	24,39	19,81	30,01
PT	mg/L	0,059	0,02	0,016	0,02	0,059	0,029	0,059
NT	mg/ L	1,5	1,3	0,6	1,5	1,4	1	0,9

Referencias: CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

Tabla 13: Valores de los parámetros físico-químicos y biológicos del embalse Río Tercero medidos en cada sitio de muestreo en el Invierno del año 2008.

Parámetro determinado	Unidad	Sitios de muestreo						
		CR	CE	VR	CO	HO	VD	MU
Temperatura	°C	14	20,5	14	14	11	13	13
pH		8,02	8,1	8,03	8	7,89	7,94	7,9
OD	mg/L	10,03	6,5	11,02	12,05	12,5	13,02	12,09
Disco de Secchi	m	0,8	3	3	2,5	5	4	4,5
Clorofila-a	µg/L	30,01	25,64	10,44	6,96	10,99	5,35	19,53
PT	mg/L	0,036	0,02	0,02	0,01	0,058	0,016	0,029
NT	mg/ L	0,9	0,5	1,5	0,5	0,4	0,9	0,6

Referencias: CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

Tabla 14: Valores de los parámetros físico-químicos y biológicos del embalse Río Tercero medidos en cada sitio de muestreo en el Verano del año 2009.

Parámetro determinado	Unidad	Sitios de muestreo						
		CR	CE	VR	CO	HO	VD	MU
Temperatura	°C	28	30	26	26,5	26	27	25
pH		7,88	7,72	8,2	8,14	8,32	7,88	8,01
OD	mg/ L	8,2	8	9,6	10,1	9,6	9,3	8,9
Disco de Secchi	m	2	1,75	1,75	2	3	2,75	2,75
Clorofila-a	µg/L	17,09	22,72	24,39	8,94	2,34	3,03	8,17
PT	mg/L	0,02	0,03	0,02	0,016	0,016	0,01	0,02
NT	mg/ L	1	0,7	0,95	1,6	0,85	1,6	0,9

Referencias: CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

Tabla 15: Valores de los parámetros físico-químicos y biológicos del embalse Río Tercero medidos en cada sitio de muestreo en el Invierno del año 2009.

Parámetro determinado	Unidad	Sitios de muestreo						
		CR	CE	VR	CO	HO	VD	MU
Temperatura	°C	10,8	19	12	12,1	11,5	13	12,5
pH		7,06	6,95	7,04	6,98	7,05	7,94	7,12
OD	mg/L	12,3	10,7	11,1	11,6	11,3	9,9	9,7
Disco de Secchi	m	1,9	1,5	3	3	3,5	2,5	3,5
Clorofila-a	µg/L	22,72	24,8	26,73	25,39	5,35	4,01	25,39
PT	mg/L	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,06
NT	mg/ L	0,6	1	1	2,3	0,7	0,8	2,6

Referencias: CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

En el año 2006, en todas las estaciones del año, los valores más altos de temperatura se registraron en el sitio de muestreo CE observándose los valores más bajos en el sitio HO. Las variables NT y OD no siguieron un patrón espacial y temporal.

En los años 2008 y 2009, en las estaciones del año consideradas en este estudio, la temperatura del agua, la concentración de PT y el valor del disco de Secchi variaron a través de años, en las distintas estaciones de muestreo y en las distintas estaciones del año.

A continuación se presenta la Tabla 16 con información resumida de las distintas características físico-químicas y biológicas de interés para determinar el grado trófico a través de los años según clasificación de la OCDE.

Tabla 16: Valores de los parámetros físico-químicos y biológicos en el embalse Río Tercero en los años 2006, 2008 y 2009.

Parámetro	Unidad	Año 2006	Año 2008	Año 2009
PT Medio	mg/L	0,023	0,032	0,022
Cl-a Media	µg/L	13,1	20,51	15,79
Cl-a Máx.	µg/L	30,01	35,19	26,73
Secchi Medio	m	2,52	2,89	2,49
Secchi Mín.	m	0,7	0,8	1,5

Los valores analizados en su conjunto de concentración de PT, clorofila-a y profundidad del disco de Secchi nos indican que el embalse, en el ámbito de los lagos de zonas templadas se encuentra dentro de la categoría eutrófica según los valores límites determinados por la OCDE. Bonatto (2006), en un estudio realizado durante los años 2003 al 2006, encuadró al embalse dentro del grado mesotrófico, reportando valores promedios de la concentración de PT dentro del rango 0,01 a 0,0195 mg/L, valores inferiores a los hallados en este estudio.

6.2- Dinámica Espacial y Temporal de Clorofila-a, Nutrientes y Transparencia

6.2.1- Análisis Exploratorio de Datos (EDA) con Técnicas Univariadas

La Tabla 17 resume los valores medios y los desvíos estándar, entre paréntesis, de las variables estudiadas en el embalse Río Tercero en las distintas estaciones del año a través de los años 2006, 2008 y 2009. Las Tablas 18 y 19 resumen los valores medios y los desvíos estándar de las variables en los distintos sitios de muestreo y en las estaciones del año Verano e Invierno.

Tabla 17: Parámetros físico-químicos y biológicos del embalse Río Tercero, valores medios y desvíos estándar, según estación del año.

Variables	2006				2008		2009	
	V	O	I	P	V	I	V	I
T (°C)	25,6 (±1,9)	14,9 (±2,4)	15,9 (±1,6)	26,6 (±1,8)	21,9 (±1,7)	14,2 (±2,9)	26,9 (±1,6)	12,9 (±2,7)
pH	7,1 (±0,2)	7,4 (±0,2)	8,1 (±0,5)	7,4 (±0,4)	7,7 (±0,5)	7,9 (±0,1)	8,0 (±0,2)	7,2 (±0,4)
OD (mg/L)	9,1 (±1,8)	8,1 (±1,1)	10,0 (±1,9)	8,4 (±1,1)	10,2 (±0,8)	11,0 (±2,2)	9,1 (±0,8)	10,9 (±0,9)
Disco Secchi (m)	2,9 (±0,7)	2,9 (±1,2)	2,4 (±1,3)	1,8 (±0,7)	2,5 (±0,7)	3,3 (±1,4)	2,3 (±0,5)	2,7 (±0,8)
Clorofila-a (µg/L)	8,6 (±0,8)	13,1 (±7,5)	16,5 (±5,2)	14,2 (±11,2)	25,5 (±6,3)	15,6 (±10)	12,4 (±9,1)	19,2 (±10)
PT (mg/L)	0,02 (±0,01)	0,03 (±0,01)	0,02 (±0,01)	0,02 (±0,01)	0,04 (±0,02)	0,03 (±0,02)	0,02 (±0,01)	0,03 (±0,02)
NT (mg/L)	1,1 (±0,1)	1,5 (±0,2)	1,8 (±0,6)	1,4 (±0,6)	1,2 (±0,4)	0,8 (±0,4)	1,1 (±0,4)	1,3 (±0,8)

Referencias: V= verano; O= otoño; I= invierno; P= primavera.

Tabla 18: Parámetros físico-químicos y biológicos del embalse Río Tercero, valores medios y desvíos estándar, según sitio de muestreo en Verano

Variables	Verano						
	CR	CE	VR	CO	HO	VD	MU
T (°C)	24,9 (±2,8)	28,3 (±2,5)	24,2 (±3,1)	24,0 (±3,1)	23,7 (±2,5)	24,7 (±3,2)	23,8 (±1,6)
pH	7,7 (±0,7)	7,2 (±0,5)	7,8 (±0,6)	7,7 (±0,6)	7,9 (±0,5)	7,7 (±0,5)	7,4 (±0,5)
OD (mg/L)	9,5 (±1,2)	9,0 (±1,7)	10,7 (±0,9)	10,2 (±0,1)	9,9 (±0,3)	8,9 (±0,8)	7,9 (±1,7)
Disco Secchi (m)	1,9 (±0,2)	2,9 (±1,1)	2,1 (±0,4)	2,1 (±0,2)	3,1 (±0,2)	3,1 (±0,4)	2,9 (±0,2)
Clorofila-a (µg/L)	20,8 (±12,9)	18,2 (±7,9)	16,5 (±8,2)	15,3 (±11,8)	11,6 (±11,5)	10,6 (±8,5)	15,4 (±12,6)
PT (mg/L)	0,03 (±0,02)	0,02 (±0,01)	0,02 (±0,01)	0,02 (±0,01)	0,04 (±0,02)	0,02 (±0,01)	0,04 (±0,02)
NT (mg/L)	1,3 (±0,3)	0,9 (±0,3)	0,9 (±0,3)	1,4 (±0,3)	1,1 (±0,3)	1,2 (±0,4)	0,9 (±0,1)

Referencias: CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

Tabla 19: Parámetros físico-químicos y biológicos del embalse Río Tercero, valores medios y desvíos estándar, según sitio de muestreo en Invierno.

Variables	Invierno						
	CR	CE	VR	CO	HO	VD	MU
T (°C)	13,6 (±2,6)	19,5 (±0,9)	14,0 (±2,0)	14,0 (±1,9)	12,2 (±1,6)	13,7 (±1,2)	13,5 (±1,3)
pH	7,7 (±0,5)	7,6 (±0,6)	7,8 (±0,6)	7,9 (±0,9)	7,4 (±0,4)	8,1 (±0,2)	7,7 (±0,5)
OD (mg/L)	10,9 (±1,2)	8,3 (±2,2)	11,0 (±0,1)	10,7 (±1,9)	10,7 (±2,2)	11,7 (±1,6)	11,3 (±1,4)
Disco Secchi (m)	1,2 (±0,6)	1,7 (±1,2)	2,5 (±0,9)	2,8 (±0,3)	4,0 (±0,8)	3,3 (±0,7)	3,9 (±0,5)
Clorofila-a (µg/L)	24,2 (±5,1)	25,3 (±0,5)	17,4 (±8,4)	14,1 (±9,9)	11,5 (±6,3)	7,5 (±4,5)	19,6 (±5,7)
PT (mg/L)	0,03 (±0,01)	0,02 (±0,01)	0,02 (±0,01)	0,02 (±0,01)	0,04 (±0,02)	0,02 (±0,01)	0,04 (±0,02)
NT (mg/L)	1,2 (±0,7)	0,8 (±0,3)	1,3 (±0,3)	1,8 (±1,1)	1,2 (±1,1)	1,2 (±0,7)	1,5 (±1,0)

Referencias: CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

La Tabla 17 muestra que los valores medios de la variable temperatura del agua fueron mayores en Primavera y Verano, mientras que los valores medios más bajos se registraron en el Invierno. El pH del agua, en los años considerados y en todas las estaciones del año, fue levemente básico. En la estación del año correspondiente al Invierno, se observaron los valores medios más altos en la concentración de OD. En el año 2008 se registraron los valores medios más altos de disco de Secchi, concentración de Clorofila-a y PT.

Las Tablas 18 y 19 muestran que los valores medios más altos, tanto en Verano como en Invierno, se registraron en el sitio de muestreo CE para la variable temperatura del agua, mientras que para la variable NT se registró en el sitio CO. En los sitios de muestreo HO y MU se encontraron los valores medios más altos y en los sitios CE, VR y CO los valores medios más bajos para la variable PT. Los valores medios más bajos, tanto en Verano como en Invierno, se registraron para las variables concentración de clorofila-a, disco de Secchi y temperatura del agua en los sitios de muestreo VD, CR y HO respectivamente.

Los gráficos de cajas (*box-plot*), tienen por objeto reflejar la forma de la distribución de frecuencias de cada grupo de observaciones dando en un mismo gráfico información acerca de la mediana, la media, los cuantiles 0,05, 0,25, 0,75 y 0,95 y mostrando la presencia, si los hubiere, de valores extremos. Proporcionan información útil para realizar un análisis descriptivo integral del conjunto de datos obtenidos en las campañas antes mencionadas. En los diagramas de cajas para la variable temperatura del agua (Figura 8) se observó que el valor mínimo y el valor máximo registrado para esta variable fueron en el Invierno y en el Verano del año 2009, respectivamente. Si bien el patrón se repite para los años 2006 y 2008, los cambios en la temperatura del agua no son significativos, como se mostró en la Tabla 17.

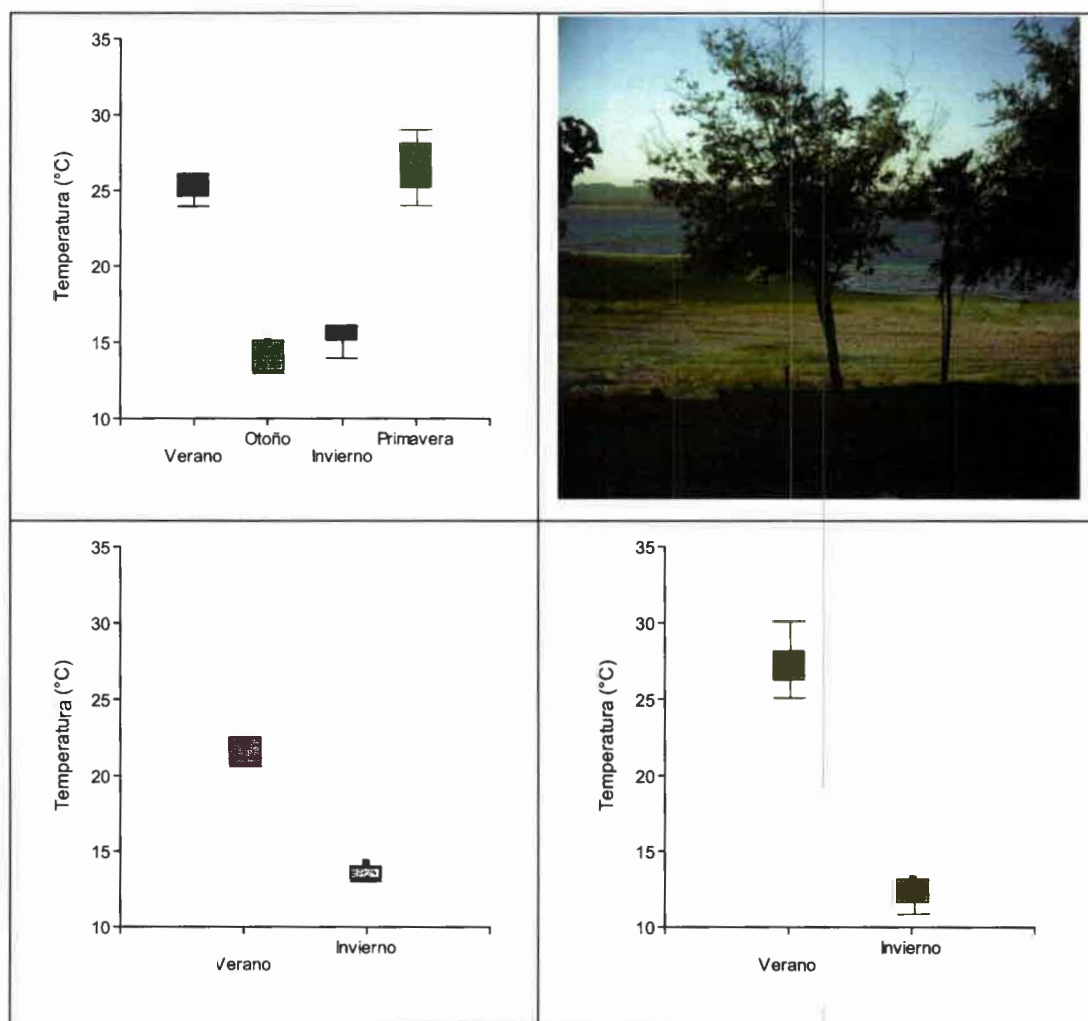


Figura 8: Variación temporal de la temperatura del agua en los años 2006 (arriba), 2008 (abajo izquierda) y 2009 (abajo derecha).

La Figura 9, muestra la variación espacial de la variable temperatura del agua, se observó que en el sitio de muestreo Canal de Enfriamiento (CE), tanto en Verano como en Invierno, la temperatura del agua fue mayor exhibiendo de esta forma un comportamiento diferencial en este sitio. La temperatura media del agua fue similar en el resto de los sitios de muestreo.

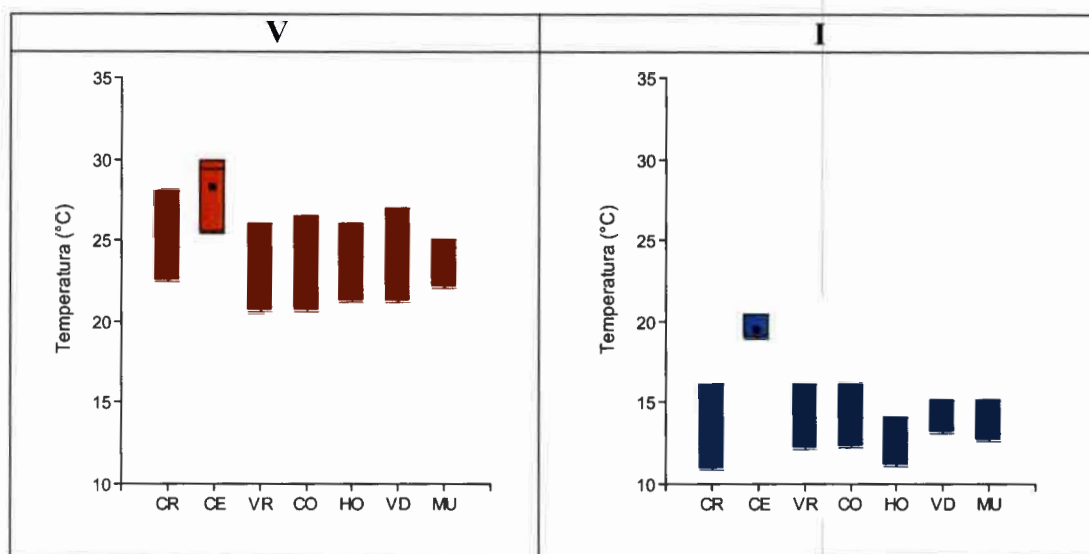


Figura 9: Variación espacial de la temperatura del agua en distintas estaciones del año.

Referencias: V=verano; I= invierno. CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

En los diagramas de cajas para el pH del agua (Figura 10) se observó que el valor mínimo se registró en el Verano del año 2006 y el valor máximo en el Invierno del mismo año. La mínima dispersión entre los datos a lo largo de las campañas de muestreo se observó en los Inviernos de los años 2008 y 2009 y la máxima dispersión en el Invierno del año 2006. En los años 2006 y 2009 los valores mínimos y máximos hallados no fueron similares. En el año 2009 el valor medio de la variable fue mayor en Verano que en Invierno, sucediendo lo contrario en 2006 y 2008. Los valores del pH del agua oscilaron entre alcalino y neutro, presentando los mayores valores de alcalinidad en el Invierno del año 2006 y en el Verano del 2009.

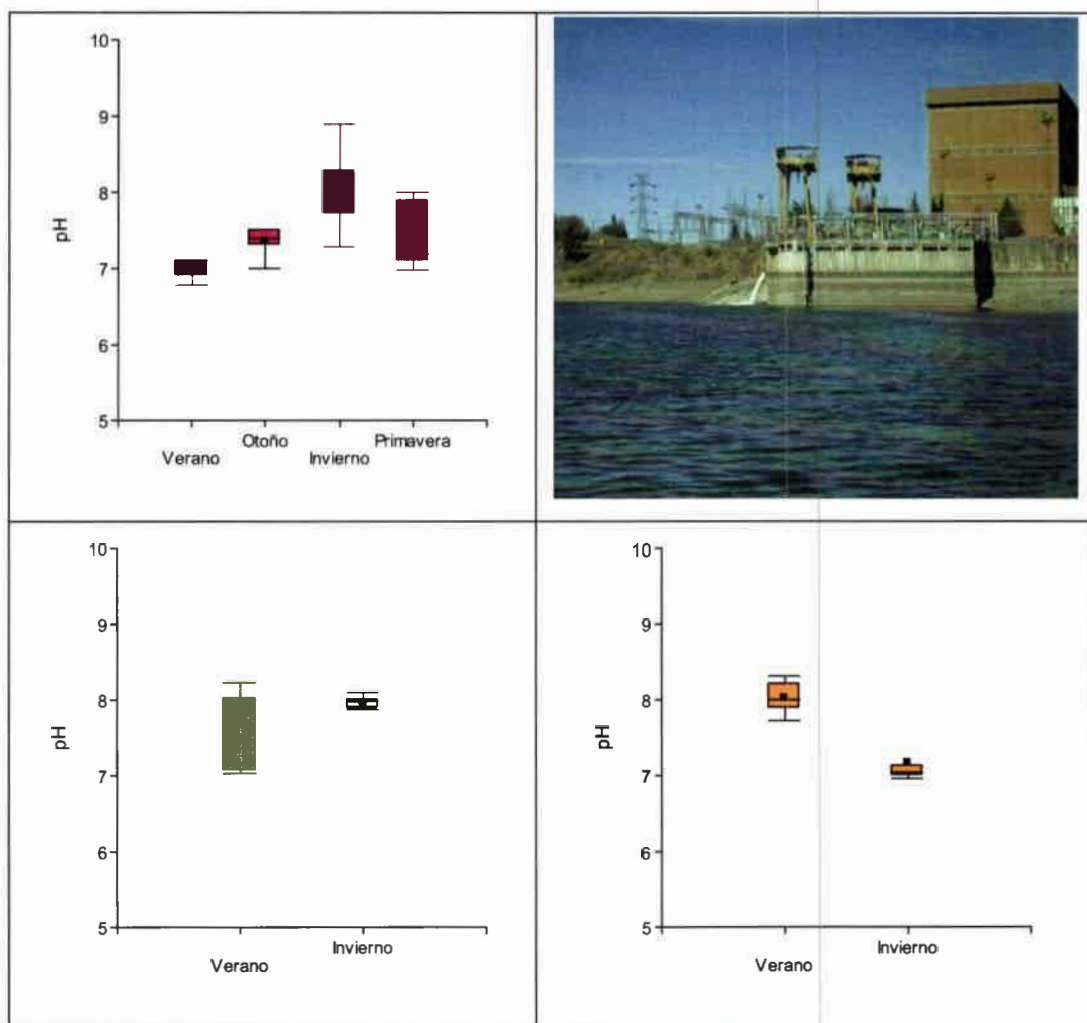


Figura 10: Variación temporal del pH del agua en los años 2006 (arriba), 2008 (abajo izquierda) y 2009 (abajo derecha).

En los sitios de muestreo Canal de Enfriamiento (CE), en Verano, y Hoteles (HO), en Invierno, se registraron valores de pH cercanos a 7. En Invierno en el sitio de muestreo Centro (CO) se observó la máxima dispersión en los datos. En el resto de los sitios, tanto en Verano como en Invierno, la dispersión fue menor (Figura 11).

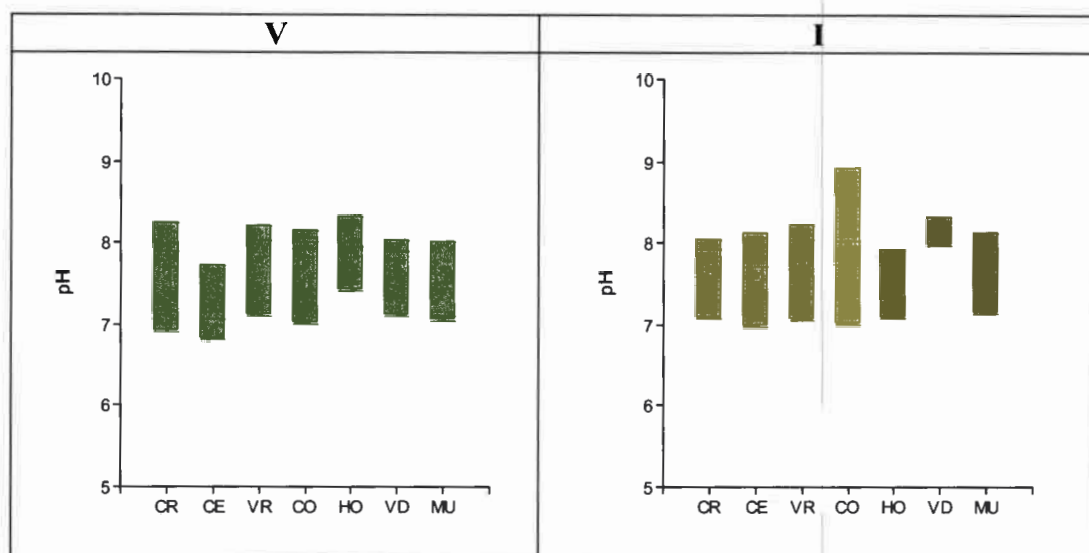


Figura 11: Variación espacial del pH del agua en distintas estaciones del año.

Referencias: V=verano; I= invierno. CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

En todos los años, los valores medios de la concentración de OD registrados en Verano fueron menores que los registrados en Invierno, esto es debido a que la solubilidad de éste disminuye con la temperatura. En el año 2006, la distribución de la variable fue similar para la Primavera y el Otoño, observándose que en Verano el rango intercuartílico entre el primer y segundo cuantil fue mayor que el rango entre el segundo y tercer cuantil. Si lo comparamos con los Veranos correspondientes a los años 2008 y 2009 se observó, que el año 2006, el 50% de los datos se encontraron entre los 6-10,5 mg/L (aproximadamente) mientras que en los años restantes el 50% de los datos se encontraron entre los 8-9 mg/L y entre los 9-10 mg/L (Figura 12).

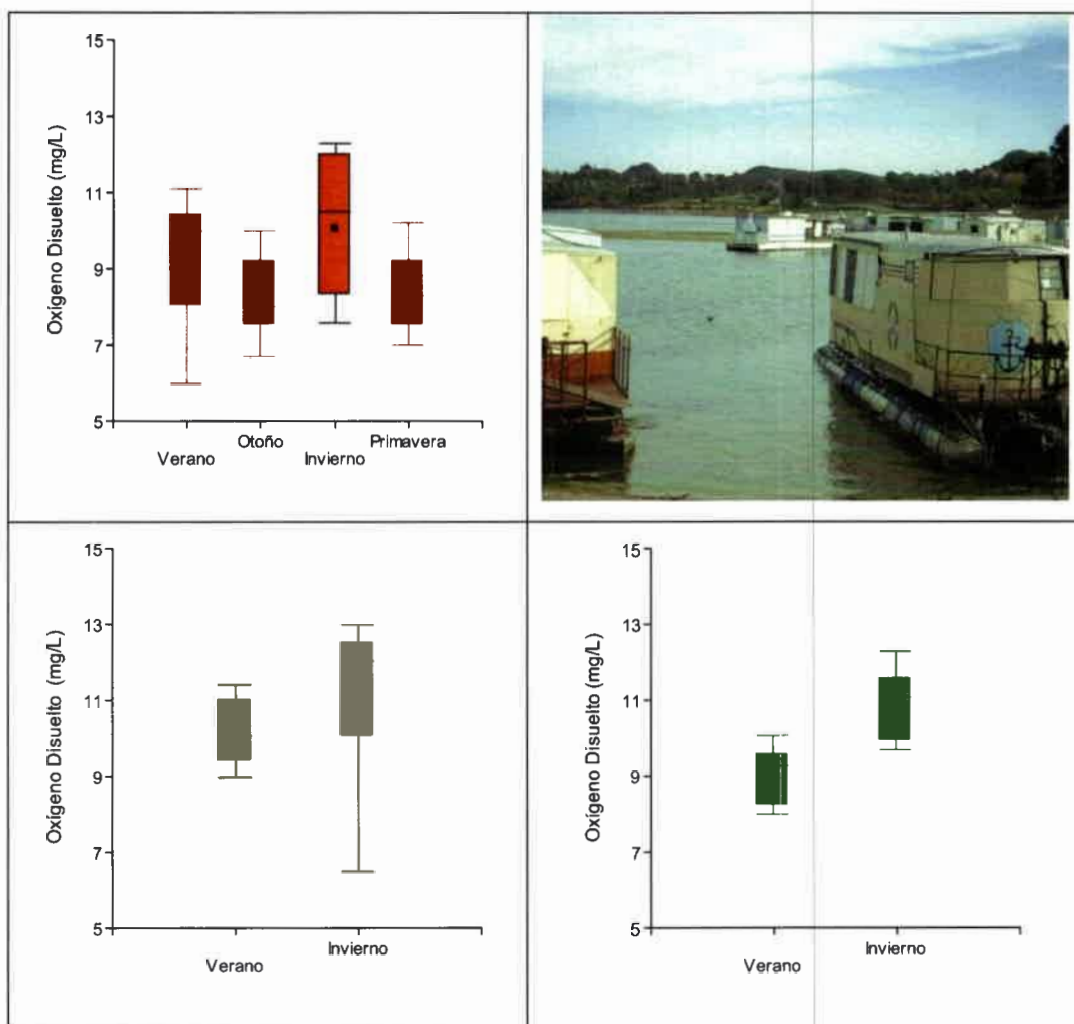


Figura 12: Variación temporal del OD en los años 2006 (arriba), 2008 (abajo izquierda) y 2009 (abajo derecha).

En la Figura 13 se puede observar que en todos los sitios de muestreo existió una gran dispersión en los datos excepto en los sitios correspondientes al Centro (CO), Hoteles (HO) y Villa Rumipal (VR) en Verano y Canal de Enfriamiento (CE) en Invierno. El valor más bajo de OD se observó en el sitio de muestreo Canal de Enfriamiento (CE) en la estación del año correspondiente al Invierno y en el sitio de muestreo Murallón (MU) en Verano.

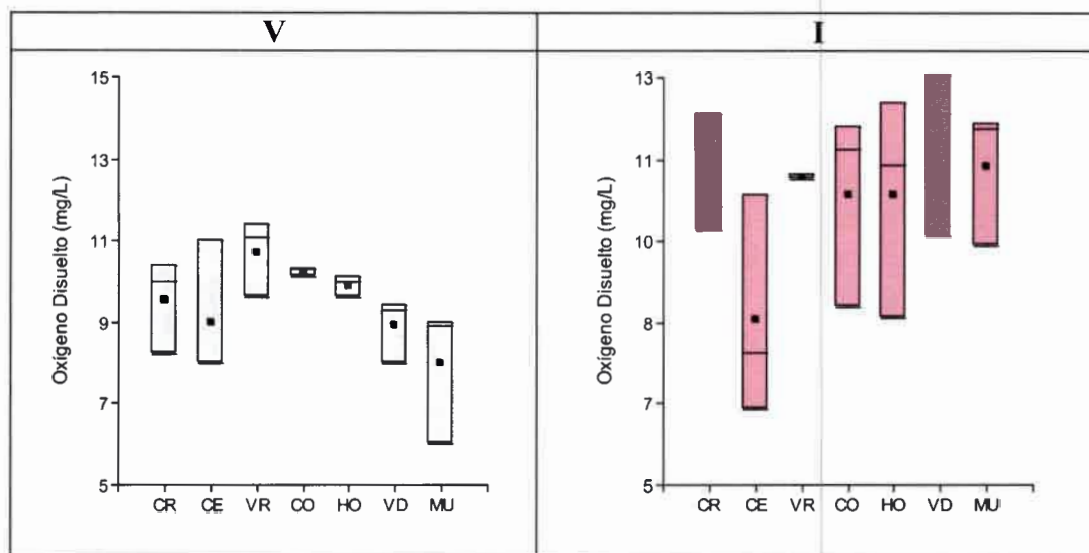


Figura 13: Variación espacial del OD en distintas estaciones del año.

Referencias: V=verano; I= invierno. CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

En la Figura 14, se observó que el valor máximo y el valor mínimo de la transparencia del disco de Secchi, al igual que la variable OD, se registraron en el Invierno del 2008, donde se encontró la mayor dispersión de los datos. En los años 2008 y 2009, los menores valores se registraron en Verano y los valores más altos en Invierno, a diferencia del año 2006 donde ocurre lo contrario. En todos los años y en todas las estaciones consideradas en este estudio los valores medios estuvieron cercanos a los valores de la mediana, lo cual indicaría una distribución simétrica de los valores de la transparencia del disco de Secchi.

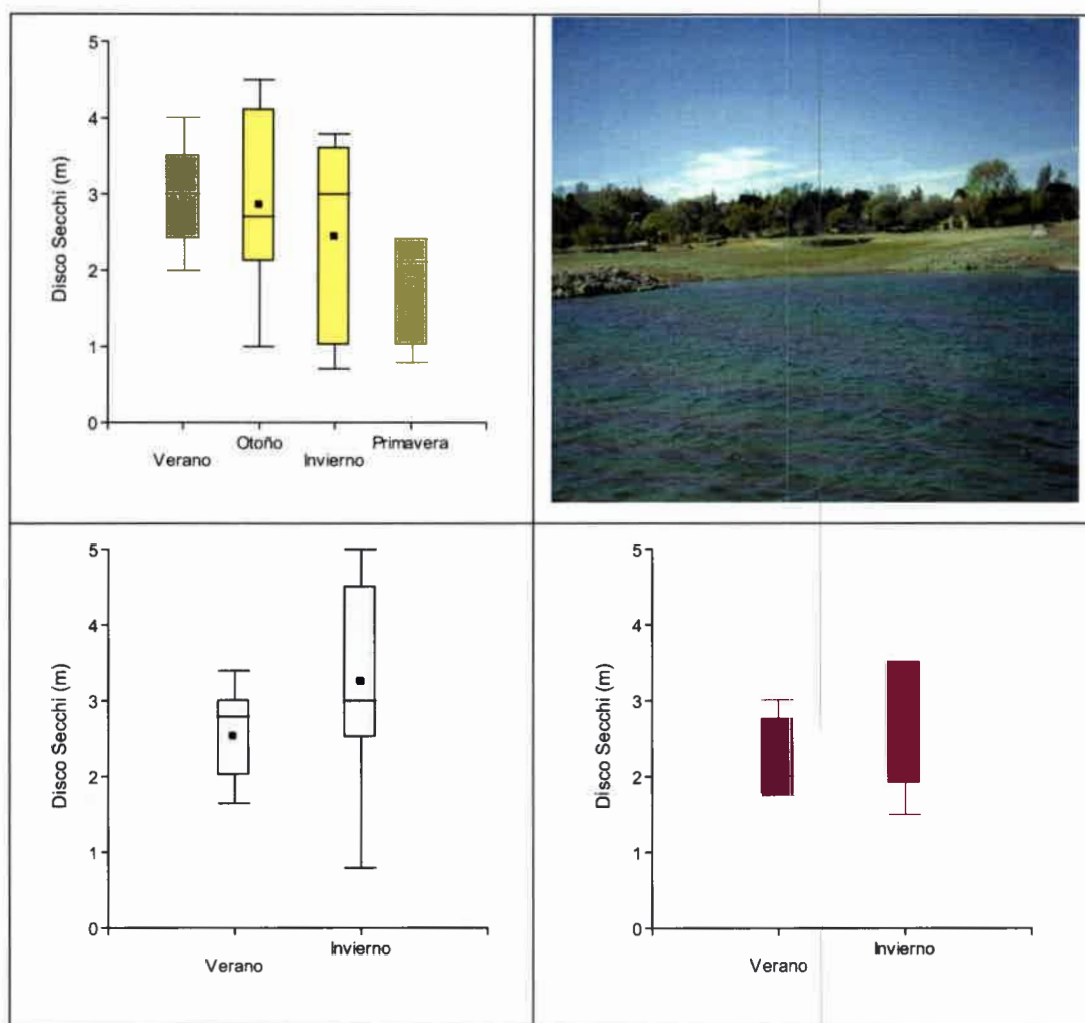


Figura 14: Variación temporal de la transparencia del disco de Secchi en los años 2006 (arriba), 2008 (abajo izquierda) y 2009 (abajo derecha).

En la Figura 15, puede observarse la distribución de la variable transparencia del disco de Secchi a través de los sitios de muestreo, la que fue bastante heterogénea permitiendo observar una tendencia. Tanto en Verano como en Invierno, se distinguieron dos grupos, por un lado los sitios Confluencia de los Ríos (CR), Villa Rumipal (VR) y Centro (CO) con valores promedios menores de disco de Secchi y por otro lado Hoteles (HO), Villa del Dique (VD) y Murallón (MU) con valores promedios mayores.

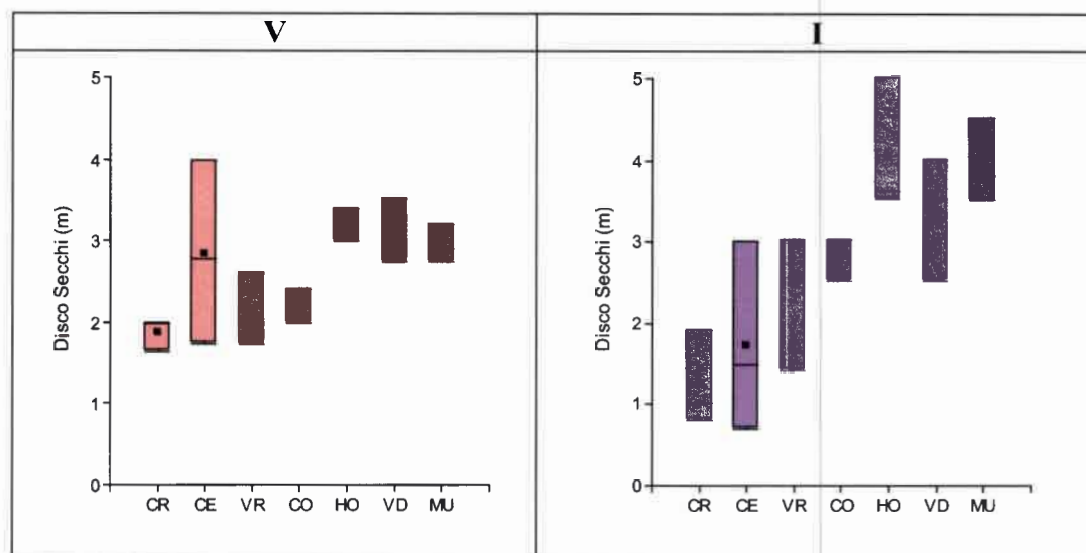


Figura 15: Variación espacial de la transparencia del disco de Secchi en distintas estaciones del año.

Referencias: V= verano; I= invierno. CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

En los diagramas de cajas para la variable concentración de clorofila-a se observó que los valores máximos se registraron en los Veranos de los años 2008 y 2006 y los valores más bajos se presentaron en el año 2009, tanto en Invierno como en Verano. En los años 2006, 2008 y 2009 los valores medios difirieron considerablemente. En los años 2006 y 2009 los valores promedio en la concentración de clorofila-a fueron mayores en el Invierno que en el Verano. En el Otoño del año 2006 se observó la presencia de valores atípicos u *outliers* (Figura 16).

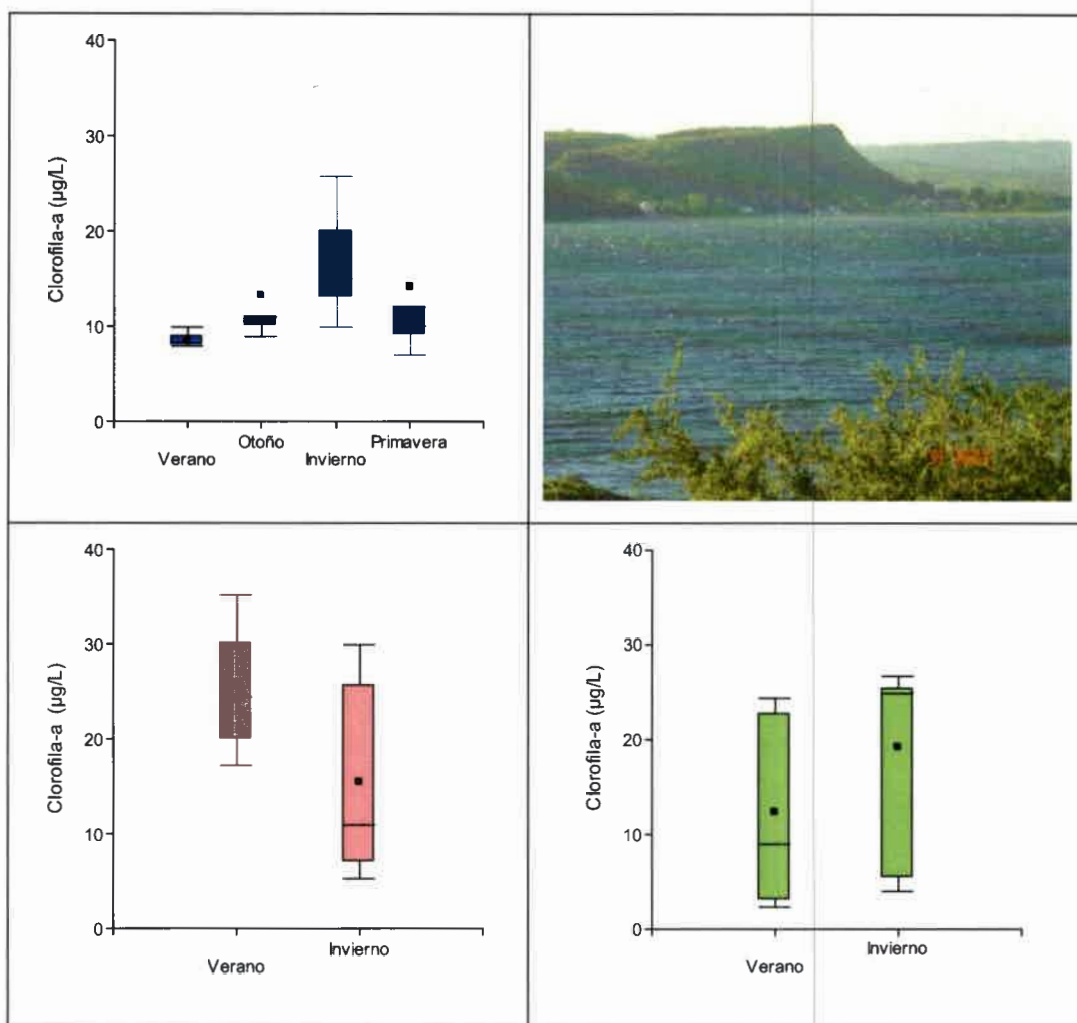


Figura 16: Variación temporal de la clorofila-a en los años 2006 (arriba), 2008 (abajo izquierda) y 2009 (abajo derecha).

La mayor concentración promedio de clorofila-a se observó en los sitios de muestreo Confluencia de los Ríos (CR) y Canal de Enfriamiento (CE) en la estación del año correspondiente al Invierno. En todos los sitios se observó una gran dispersión de los datos respecto a los valores medios. En este caso particular debería tomarse a la mediana como el estadístico de posición que mejor representa a la muestra en el caso de los sitios de muestreo Villa Rumipal (VR) en Verano y Hoteles (HO) y Murallón (MU) en Invierno (Figura 17).

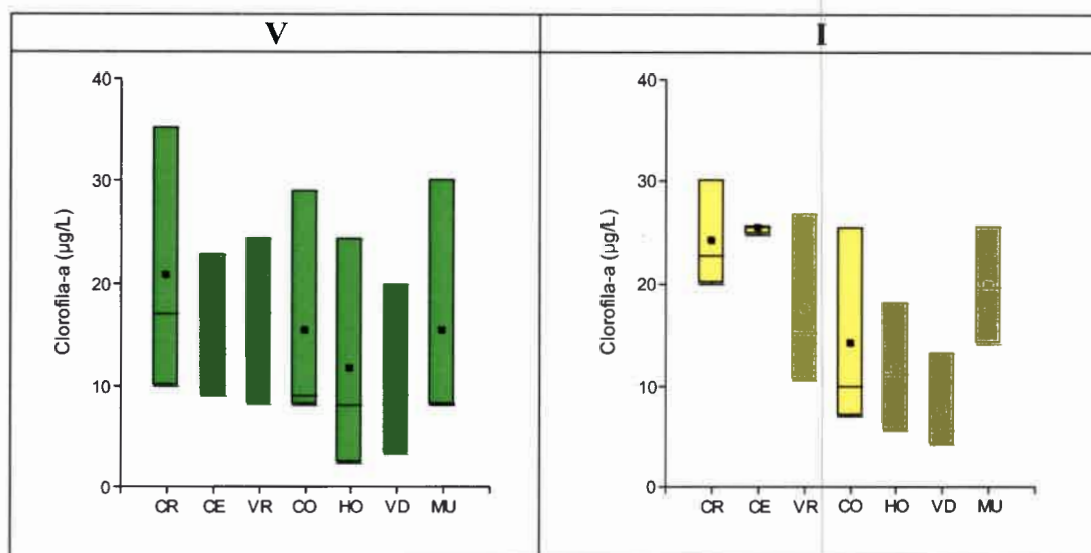


Figura 17: Variación espacial de la clorofila-a en distintas estaciones del año.

Referencias: V= verano; I= invierno. CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

En la Figura 18, se observó que los valores medios de concentración de PT fueron similares en todas las estaciones del año en el año 2006. El valor máximo se registró en el Verano del año 2008 y los valores mínimos se registraron en la Primavera del año 2006, en el Invierno del año 2008 y en el Verano del año 2009. Las distribuciones en general fueron asimétricas y en el Invierno del año 2009 se observó la presencia de valores extremos que desplazaron la media de la distribución.

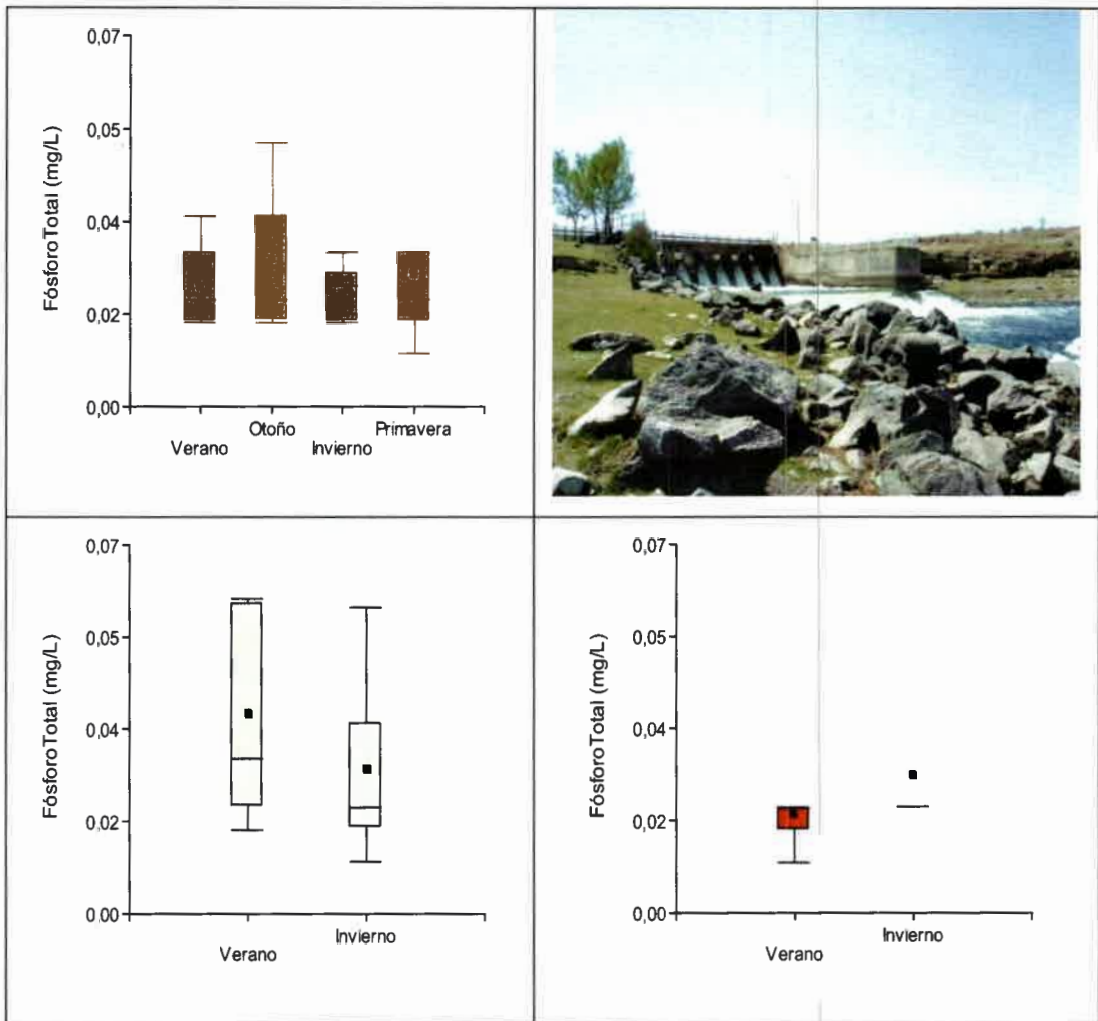


Figura 18: Variación temporal de PT en los años 2006 (arriba), 2008 (abajo izquierda) y 2009 (abajo derecha).

En los diferentes sitios de muestreo la variable concentración de PT mostró un comportamiento similar en Verano e Invierno, con concentraciones mayores en los sitios Confluencia de los Ríos (CR), Hoteles (HO) y Murallón (MU) (Figura 19).

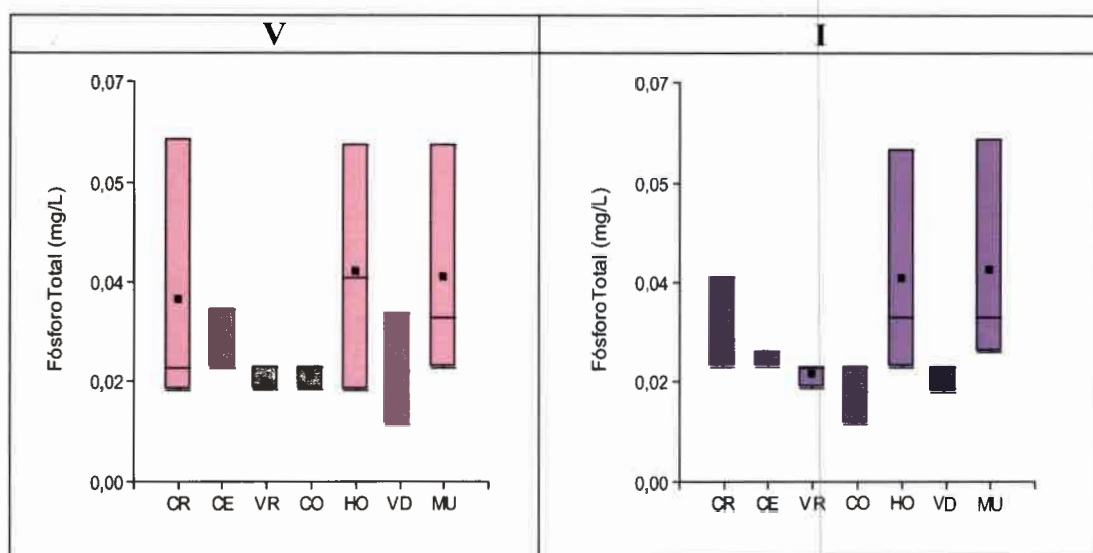


Figura 19: Variación espacial del PT en distintas estaciones del año.

Referencias: V= verano; I= invierno. CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

La variable concentración de NT presentó un valor medio máximo en el Invierno del 2006 y un valor mínimo en el Invierno del 2008. El comportamiento de la variable no fue similar en los años estudiados. En los años 2006 y 2009 los valores medios que presentó la variable fueron mayores en Invierno que en Verano, no sucediendo lo mismo en el año 2008 (Figura 20).

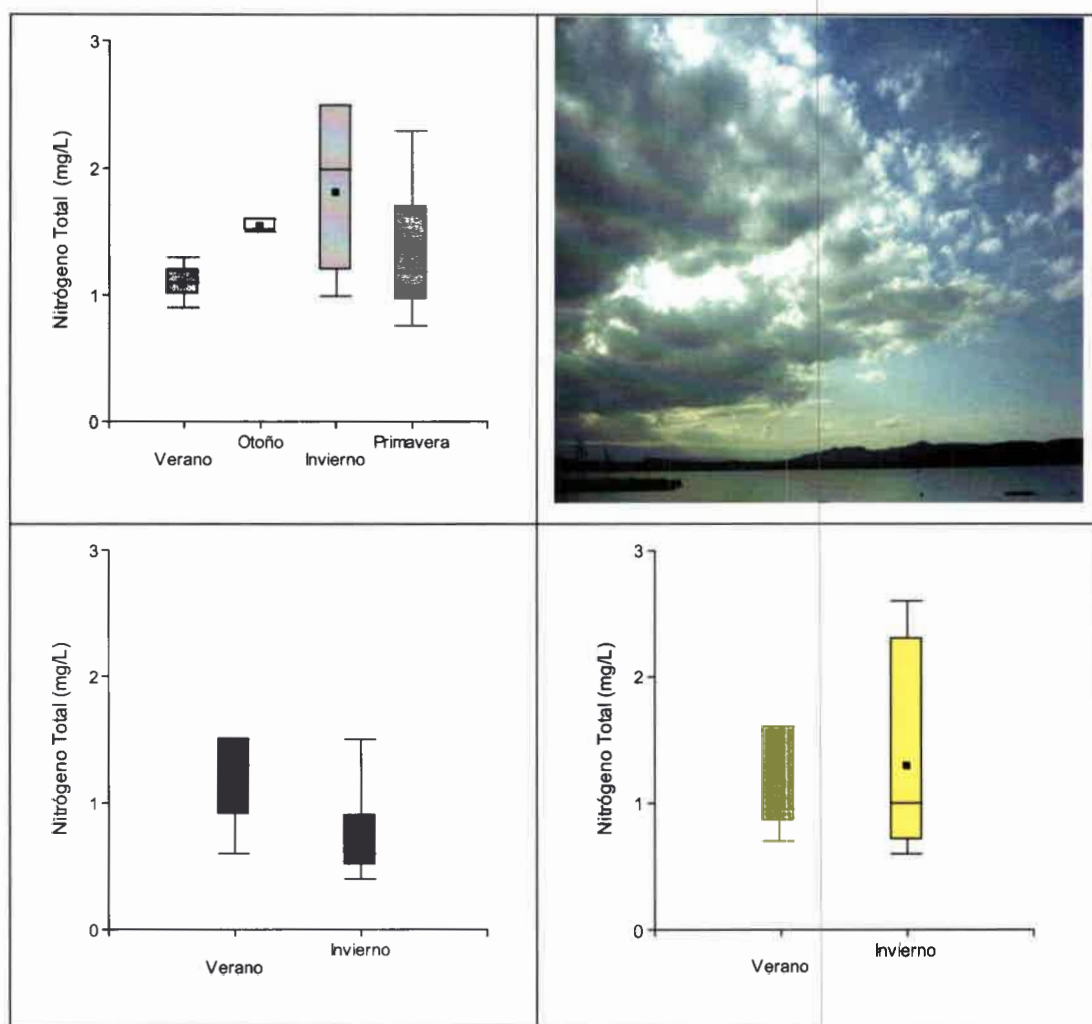


Figura 20: Variación temporal de NT en los años 2006 (arriba), 2008 (abajo izquierda) y 2009 (abajo derecha).

En la Figura 21, se observó que los valores de la variable concentración de NT fueron semejantes en todos los sitios de muestreo en el Verano, no sucediendo lo mismo en el Invierno. Los datos presentaron mayor dispersión en el Invierno. En Verano los sitios de muestreo Confluencia de los Ríos (CR), Canal de Enfriamiento (CE), Villa Rumipal (VR) y Hoteles (HO) mostraron las distribuciones más homogéneas.

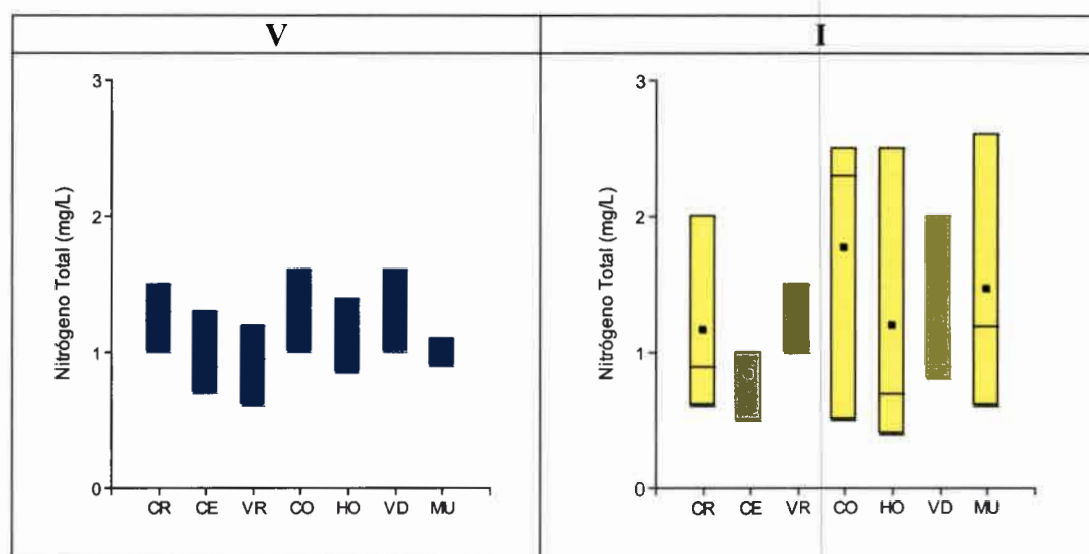


Figura 21: Variación espacial del NT en distintas estaciones del año.

Referencias: V= verano; I= invierno. CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

6.2.2- Análisis Exploratorio de Datos (EDA) con Técnicas Multivariadas

6.2.2.1- Variación Temporal de Clorofila-a, Nutrientes y Transparencia

Las Figuras 22 a 28 muestran la tendencia temporal para cada variable en cada sitio de muestreo. Los perfiles suavizados representaron la variación de cada parámetro a lo largo del tiempo, considerando el Verano e Invierno de los años 2006, 2008 y 2009 en cada estación de muestreo.

En el diagrama de perfiles para la variable temperatura del agua se observó que dicho parámetro fue cambiando a lo largo del tiempo. El comportamiento de la variable fue similar en casi todos los sitios de muestreo, diferenciándose del resto el sitio correspondiente al Canal de Enfriamiento (CE), que presentó una temperatura siempre mayor respecto a los demás sitios de muestreo. Los mayores valores de temperatura del agua se encontraron en el Verano del año 2006 para todos los sitios de muestreo (Figura 22).

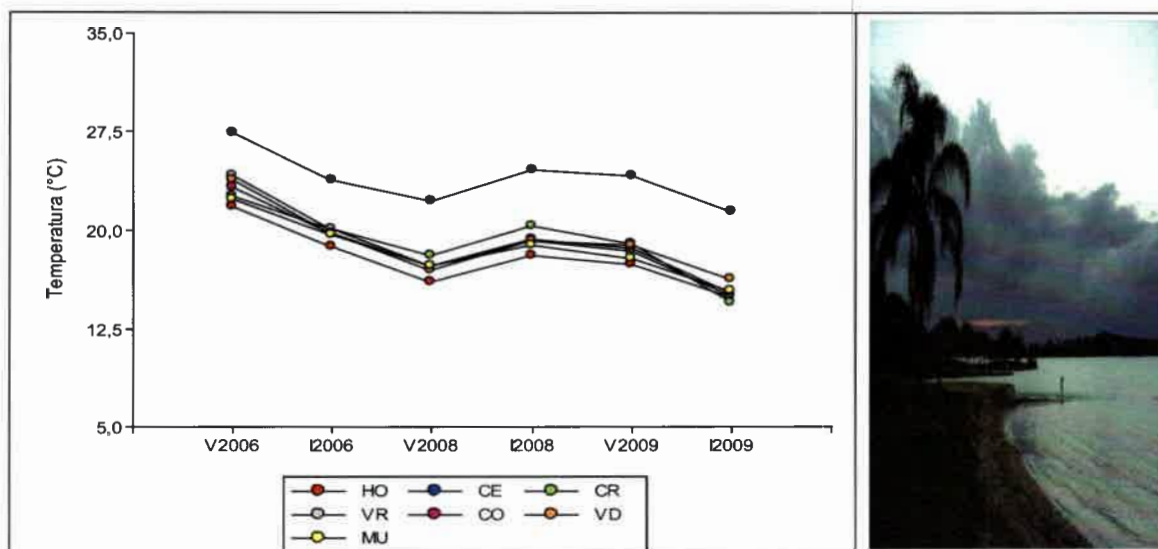


Figura 22: Tendencias para la variable temperatura del agua en los distintos sitios de muestreo.

Referencias: CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

En el diagrama correspondiente a las tendencias de la variable pH del agua se observó variabilidad espacial y temporal. La tendencia fue la de disminuir a partir del Verano del año 2008, excepto para el sitio de muestreo Villa del Dique (VD). El sitio de muestreo correspondiente al Canal de Enfriamiento (CE) presentó los menores valores de pH (Figura 23).

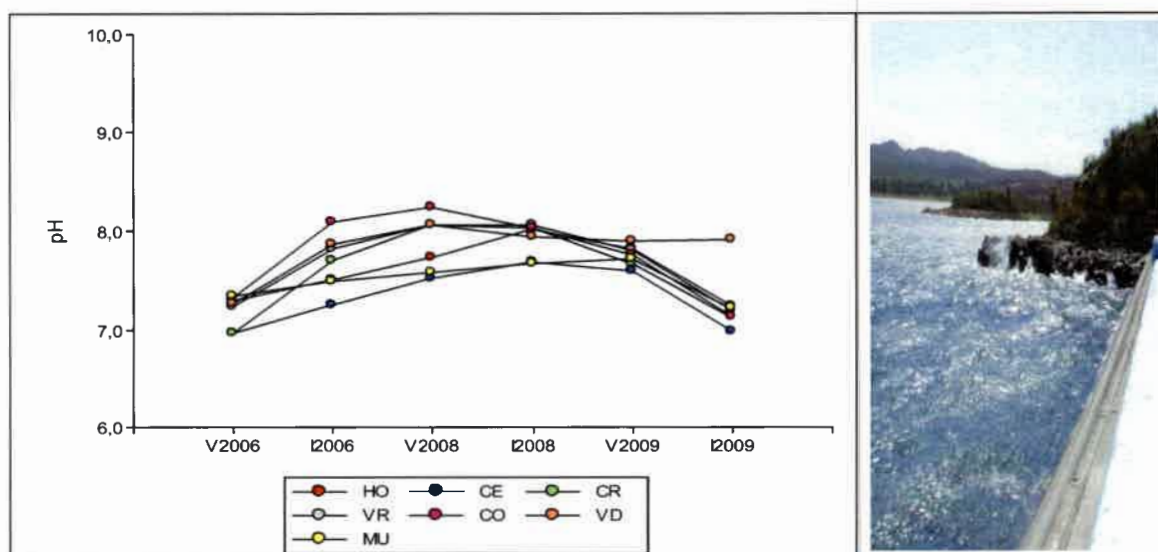


Figura 23: Tendencias para la variable pH del agua en los distintos sitios de muestreo.

Referencias: CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

En el diagrama de perfiles para la variable OD se observó que dicha variable no presentó una tendencia similar entre los sitios de muestreo. Los menores valores se registraron en sitio de muestreo Canal de Enfriamiento (CE) en todas las épocas y en todos los años. El comportamiento de este sitio de muestreo fue similar al del sitio de muestreo Confluencia de los Ríos (CR) a partir del Verano del 2008. Los sitios de muestreo Hoteles (HO) y Centro (CO) mostraron perfiles similares al igual que Villa del Dique (VD) y Murallón (MU), a pesar de que los valores del sitio Murallón (MU) fueron menores a los del sitio Villa del Dique (VD) (Figura 24).

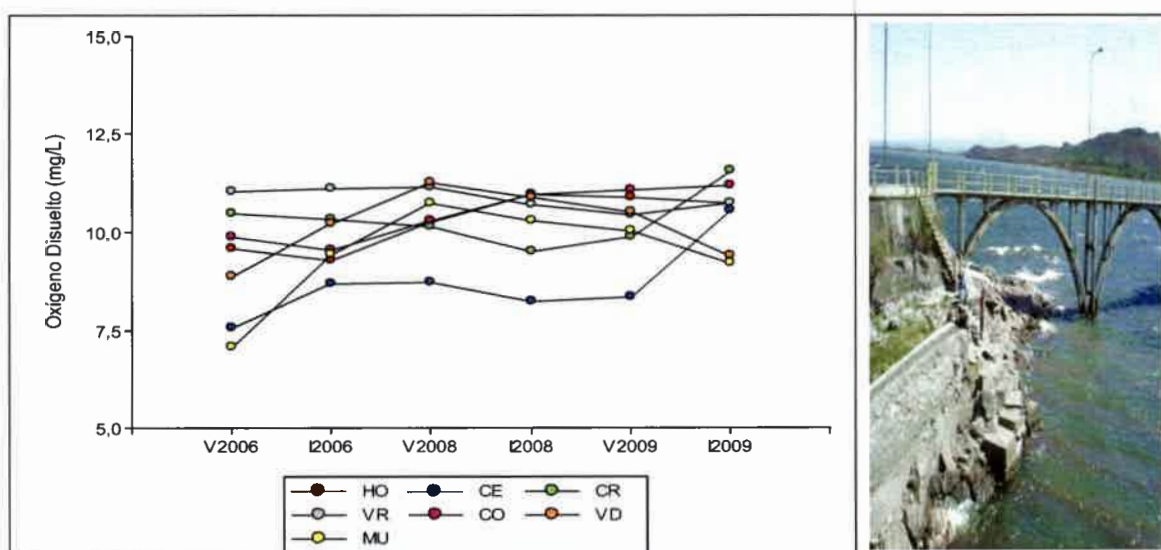


Figura 24: Tendencias para la variable OD en los distintos sitios de muestreo.
Referencias: CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

En el diagrama de perfiles para la variable disco de Secchi se observó una gran variabilidad espacial y temporal no existiendo una tendencia única determinada a lo largo del tiempo. Existieron dos patrones, uno dado por el comportamiento de la variable en los sitios Centro (CO), Confluencia de los Ríos (CR) y Villa Rumipal (VR) donde durante el año 2008 hubo una disminución del disco de Secchi y otro patrón inverso dado por el comportamiento de la variable en los sitios Hoteles (HO), Murallón (MU) y Villa del Dique (VD). Los menores valores de la variable se registraron en el sitio de muestreo Confluencia de los Ríos (CR) y el sitio Canal de Enfriamiento (CE) se comportó diferente al resto (Figura 25).

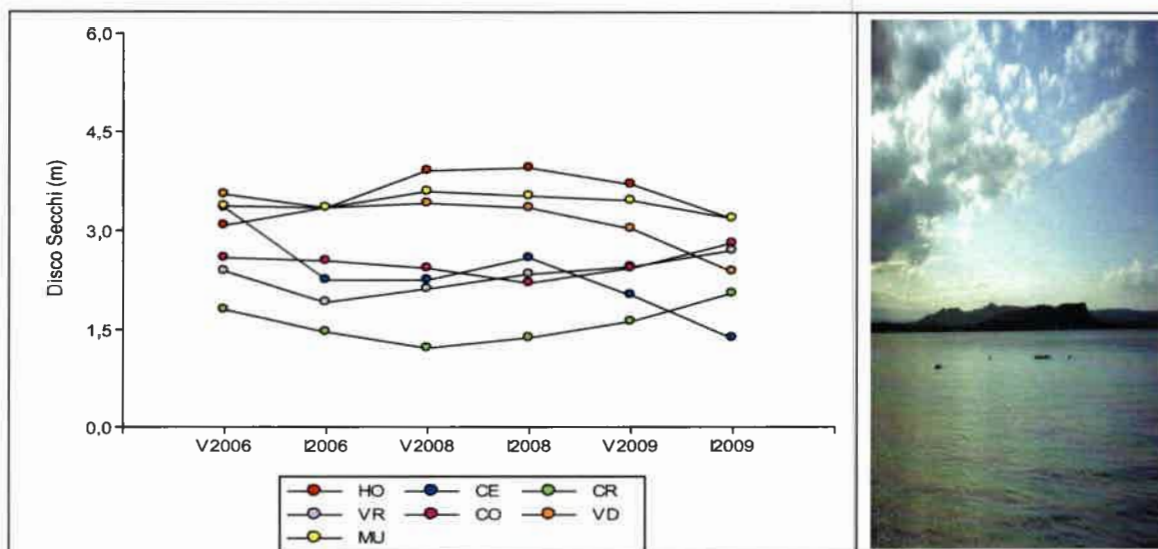


Figura 25: Tendencias para la variable transparencia del disco de Secchi en los distintos sitios de muestreo.

Referencias: CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

En la Figura 26, para la variable clorofila-a se observó la existencia de variabilidad espacial y temporal. La segunda, en cada sitio de muestreo fue alta, existiendo la tendencia general a aumentar a lo largo del tiempo, excepto para los sitios Hoteles (HO) y Villa del Dique (VD).

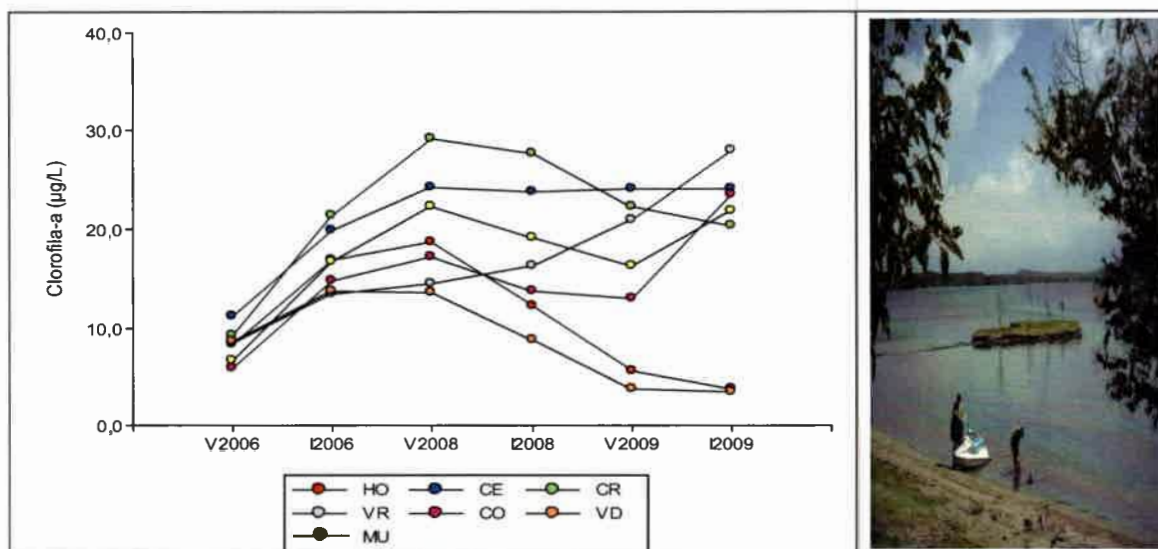


Figura 26: Tendencias para la variable clorofila-a en los distintos sitios de muestreo.

Referencias: CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

Los valores de dicha variable resultaron bastante dispares entre los siete sitios de muestreo en los años 2008 y 2009, mientras que en el año 2006 los valores que adoptó esta variable presentaron un comportamiento muy similar en todos los sitios de muestreo. Los mayores valores de la variable se registraron en el Verano del año 2008. Los sitios de muestreo Confluencia de los Ríos (CR) y Canal de Enfriamiento (CE) presentaron los valores más altos en la concentración de Clorofila-a. La tendencia en el sitio de muestreo Villa Rumipal (VR), de alto impacto antrópico, es la de aumentar con el tiempo.

En el diagrama correspondiente a la variable PT se observó una gran variabilidad espacial. Los sitios de muestreo Hoteles (HO), Confluencia de los Ríos (CR) y Murallón (MU) se diferenciaron del resto, los mayores valores de la variable se dieron en el Invierno del año 2006 y en el Verano e Invierno del año 2008 para estos sitios. El valor correspondiente al Invierno del año 2009 en el sitio de muestreo Murallón (MU) pudo deberse a la presencia de algunos valores atípicos (Figura 27).

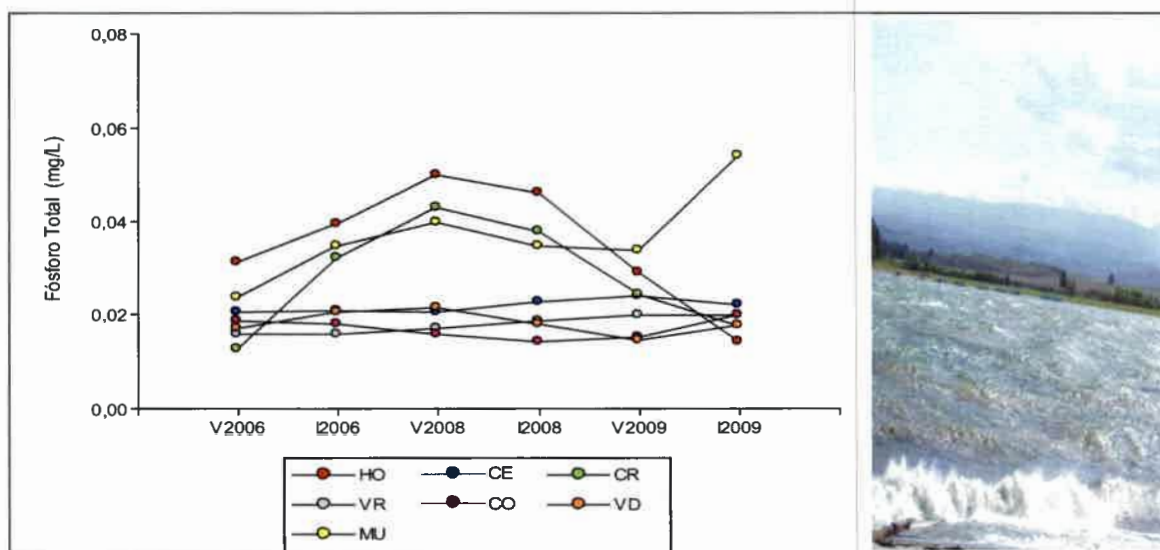


Figura 27: Tendencias para la variable PT en los distintos sitios de muestreo.

Referencias: CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

En la Figura 28, correspondiente a la variable NT, se observó una baja variabilidad espacial y temporal. En el Invierno del año 2009 los sitios de muestreo Murallón (MU) y Centro (CO) tuvieron un comportamiento diferente al resto de los sitios.

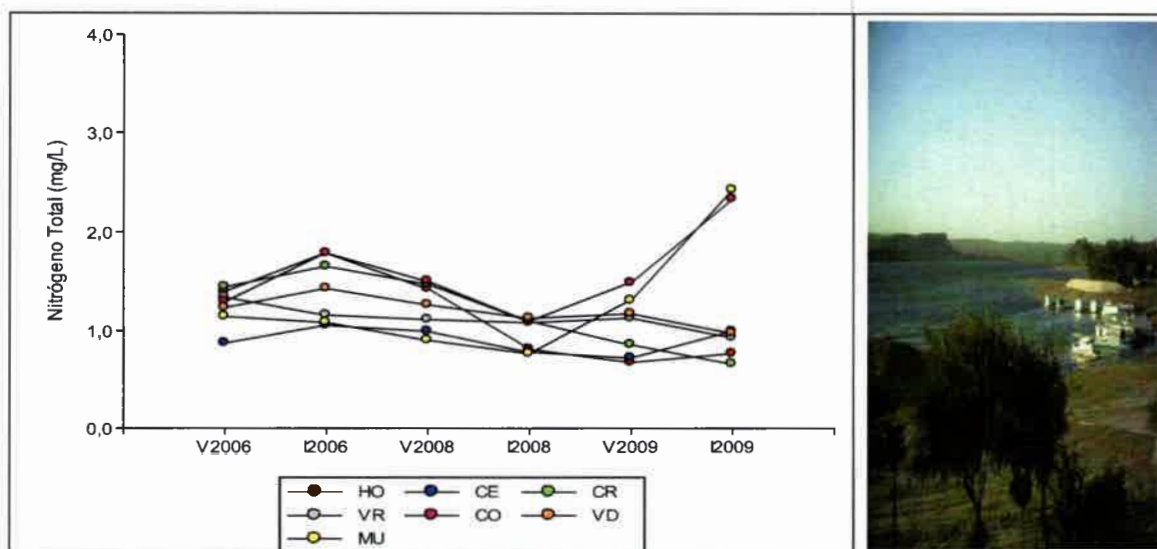


Figura 28: Tendencias para la variable NT en los distintos sitios de muestreo.

Referencias: CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

6.2.2.2- Variación Espacial y Temporal de Clorofila-a, Nutrientes y Transparencia

El análisis de componentes principales (ACP) permitió identificar tendencias generales y relaciones entre las variables temperaturas del agua, pH, OD, disco de Secchi, clorofila-a, PT y NT estudiadas en las campañas de muestreo.

Este análisis construye ejes artificiales denominados Componentes Principales (CP) que son ortogonales entre ellos, es decir están correlacionados. A partir de los CP se confeccionaron planos ortogonales donde proyectar las observaciones y las variables con la finalidad de observar la variabilidad subyacente e identificar asociaciones, estas gráficas se denominan Biplot. Para este análisis se seleccionaron, en todos los casos, los dos primeros componentes principales que explicaron aproximadamente, en promedio, el 69% de la variabilidad total de los datos. Los gráficos Biplot que se obtuvieron a partir del ACP, permitieron analizar las variables bajo estudio, los años considerados y las observaciones de cada sitio de muestreo representadas en un mismo gráfico (plano óptimo). A partir de los mismos se pudo analizar correlaciones entre variables asociadas al ángulo de los vectores (agudos correlación positiva, obtusos correlación negativa y rectos ausencia de correlación), distancia entre observaciones y orientación de las observaciones respecto a las variables.

En la Figura 29, para el Verano, se observó que la CP1 separó a las variables temperatura y disco de Secchi del pH, NT y OD, no teniendo peso sobre este eje las

variables clorofila-a y PT. El sitio de muestreo Canal de Enfriamiento (CE) estuvo asociado a mayores valores de temperatura y disco de Secchi, mientras que el sitio Hoteles (HO) al pH. Los sitios de muestreo Hoteles (HO), Confluencia de los Ríos (CR) y Villa Rumipal (VR) presentaron mayor concentración de NT, OD y pH pero menores valores de disco de Secchi y temperatura, la relación inversa se produjo en los sitios Canal de Enfriamiento (CE) y Villa del Dique (VD). La CP2 diferencia al sitio Confluencia de los Ríos (CR) de los sitios Hoteles (HO) y Murallón (MU), estos lugares se diferencian principalmente por la mayor concentración de clorofila-a en Confluencia de los Ríos (CR) y niveles más bajos de PT y pH que fueron altos en Hoteles (HO) y Murallón (MU). Se observó la existencia de correlación positiva entre clorofila-a y temperatura, clorofila-a y OD, clorofila-a y NT, OD y NT, disco de Secchi y temperatura y entre pH y PT, existió correlación negativa entre clorofila-a y disco de Secchi y entre OD y disco de Secchi. Para el Otoño, se observó que la CP1 separó a las variables clorofila-a, pH y OD del resto. Los sitios de muestreo Hoteles (HO) y Murallón (MU) estuvieron asociados a las variables NT y disco de Secchi, Canal de Enfriamiento (CE) asociado a PT y temperatura, Confluencia de los Ríos (CR) a clorofila-a y la zona del Centro (CO) y Villa del Dique (VD) asociadas al OD. La concentración de clorofila-a estuvo correlacionada positivamente con el pH mientras que la temperatura del agua se correlacionó negativamente con la profundidad del disco de Secchi, NT y OD. La CP2 separó a los sitios Canal de Enfriamiento (CE) y Confluencia de los Ríos (CR) del resto, asociándolos con altos valores de PT, clorofila-a y temperatura del agua. Los sitios Hoteles (HO), Murallón (MU) y Villa del Dique (VD) estuvieron asociados a altas concentraciones de NT, OD y altos valores de disco de Secchi. Para el Invierno, la CP1 separó a las variables clorofila-a, PT y temperatura de disco de Secchi, NT, pH y OD. Los sitios Villa del Dique (VD), Centro (CO) y Murallón (MU) estuvieron asociados a las variables disco de Secchi, NT, OD y pH, Canal de Enfriamiento (CE) asociado a clorofila-a y temperatura, mientras que Hoteles (HO) estuvo asociado a PT. La CP2 separó al sitio Hoteles (HO), asociado a altas concentraciones de PT, NT y disco de Secchi, de los sitios Canal de Enfriamiento (CE) y Confluencia de los Ríos (CR) que estuvieron asociados pH y temperatura. Se observó correlación positiva entre clorofila-a y temperatura del agua, clorofila-a y PT, NT y disco de Secchi y entre OD y pH y correlación negativa entre clorofila-a, NT, disco de

Secchi, OD y pH. En la Primavera, la CP1 separó a las variables OD y disco de Secchi del resto. El sitio de muestreo Canal de Enfriamiento (CE) estuvo asociado a la concentración de clorofila-a, Hoteles (HO), Villa Rumipal (VR) y Murallón (MU) asociados al OD y disco de Secchi. Se demostró correlación positiva entre clorofila-a, NT, PT, pH y temperatura del agua, correlación negativa entre clorofila-a, OD y disco de Secchi.

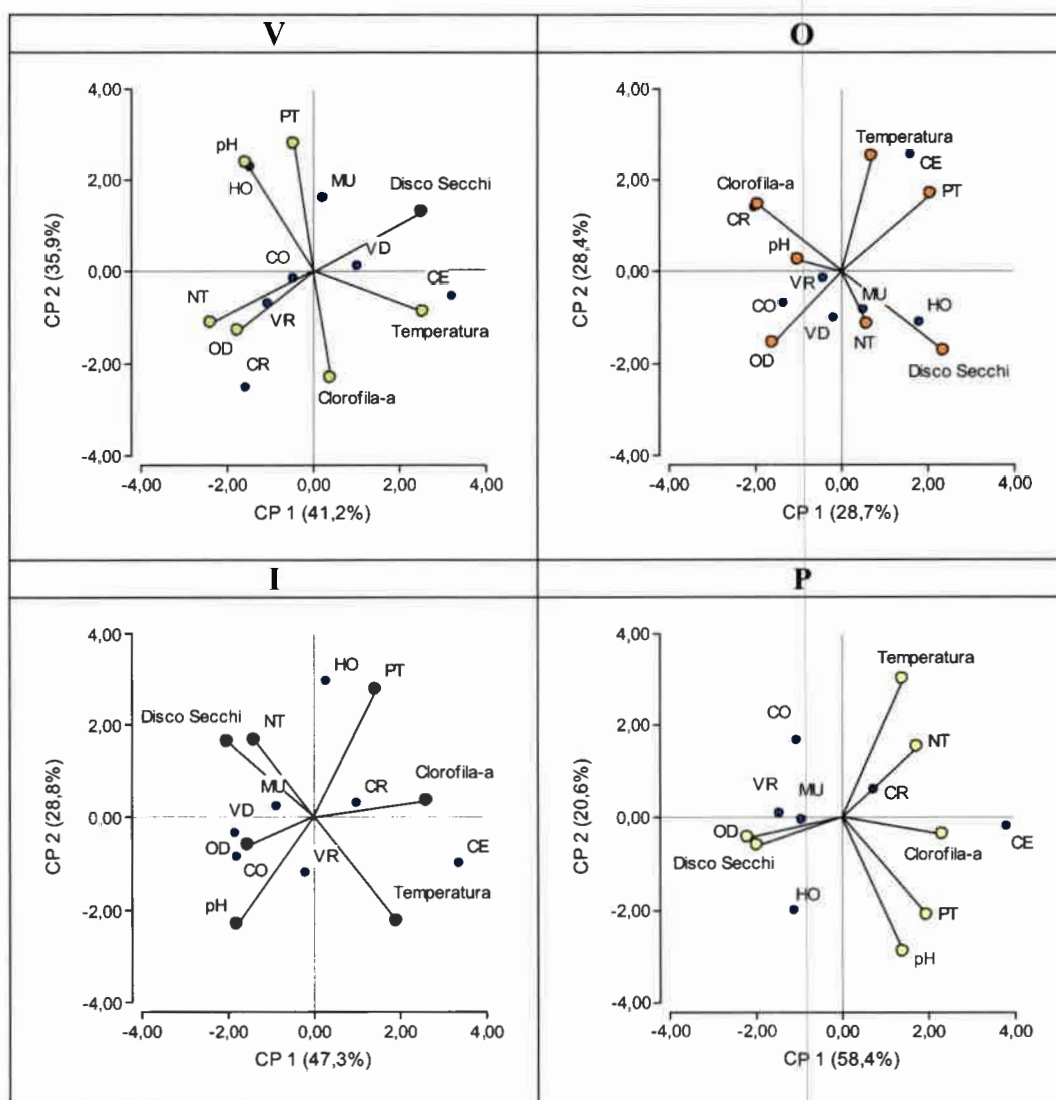


Figura 29: Asociaciones entre variables y sitios de muestreo en el año 2006. Gráficos Biplot de ACP, según estación del año.

Referencias: V= verano; O= otoño; I= invierno; P= primavera. CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

La CP1 y la CP2 explicaron el 77,1% de la variabilidad total de los datos en el Verano, el 57,1% en el Otoño, el 76,1% en el Invierno y el 79% de la variabilidad total en la Primavera.

En todas las estaciones del año 2006 se observó correlación negativa entre clorofila-a y transparencia del disco de Secchi. El sitio de muestreo Canal de Enfriamiento (CE) siempre presentó un comportamiento distinto al resto de los lugares, generalmente asociado a mayores valores de temperatura del agua. La zona de los Hoteles (HO) estuvo asociada a altos valores de PT en todas las estaciones del año, mientras que en Primavera y Verano se encontró también asociada a altos valores de pH, esto podría a la gran afluencia turística que presenta esta zona.

En la Figura 30, para el año 2008, se observó que la CP1 separó, en el Verano, a la variable OD del resto. El sitio de muestreo Villa Rumipal (VR) estuvo asociado al OD, mientras que los sitios Confluencia de los Ríos (CR) y Murallón (MU) asociados a NT, clorofila-a y PT. La CP2 separó al sitio de muestreo Canal de Enfriamiento (CE), asociado a altas temperaturas y altos valores del disco de Secchi, del resto.

En Invierno, la CP1 separó a las variables OD, disco de Secchi y PT del NT, pH, temperatura y clorofila-a y a los sitios Hoteles (HO), Murallón (MU) y Villa del Dique (VD) de los sitios Canal de Enfriamiento (CE) y Confluencia de los Ríos (CR). Estos dos últimos asociados a la temperatura, clorofila-a y pH, mientras que Hoteles (HO), Murallón (MU) y Villa del Dique (VD) asociados a PT, disco de Secchi y OD.

En ambas estaciones consideradas, en 2008, se observó correlación positiva entre clorofila-a y PT y correlación negativa entre clorofila-a, OD y transparencia del disco de Secchi. El sitio de muestreo Canal de Enfriamiento (CE) estuvo asociado a altos valores de temperatura, mientras que el sitio Hoteles (HO) asociado a altos valores de PT.

La CP1 y la CP2 explicaron el 61,9% de la variabilidad total de los datos en el Verano y el 75,2% de la variabilidad total en el Invierno.

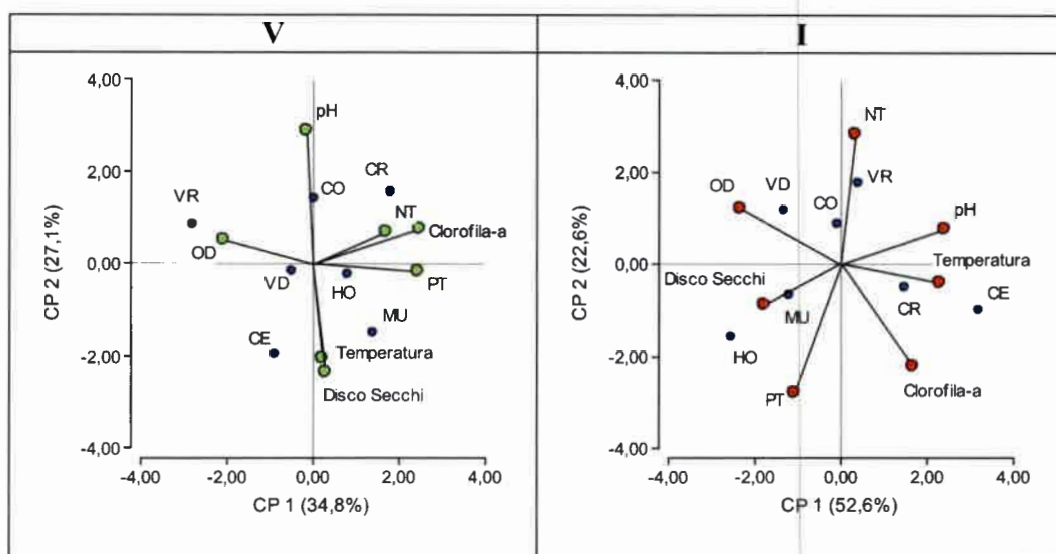


Figura 30: Asociaciones entre variables y sitios de muestreo en el año 2008. Gráficos Biplot de ACP, según estación del año.

Referencias: V= verano; I= invierno. CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

Analizando la Figura 31, para el año 2009, se observó que la primera componente CP1 separó, en el Verano, a las variables clorofila-a, PT y temperatura del resto de las variables y en el Invierno, al OD, temperatura y pH del agua de las variables disco de Secchi, PT, NT y clorofila-a. La segunda componente CP2 separó en Verano a las variables PT, pH, OD y clorofila-a de NT, temperatura y disco de Secchi, mientras que en el Invierno la misma componente separó al pH y disco de Secchi de la concentración de clorofila-a, OD y NT.

En Verano, los sitios de muestreo Villa del Dique (VD) y Hoteles (HO) estuvieron asociados al disco de Secchi y NT, mientras que los sitios Canal de Enfriamiento (CE) y Confluencia de los Ríos (CR) asociados a temperatura, clorofila-a y PT. En Invierno, la CP1 separó al sitio Murallón (MU), asociado a PT, NT y disco de Secchi, de los sitios Confluencia de los Ríos (CR) y Canal de Enfriamiento (CE) que estuvieron asociados a la temperatura del agua y OD, mientras que la CP2 separó a la variable clorofila-a del pH asociado al sitio de muestreo Villa del Dique (VD).

En el año 2009 la correlación entre clorofila-a y PT fue positiva y negativa entre clorofila-a y disco de Secchi para las estaciones del año consideradas.

La CP1 y la CP2 explicaron el 77,8% de la variabilidad total de los datos en el Verano y el 65,4% de la variabilidad total en el Invierno.

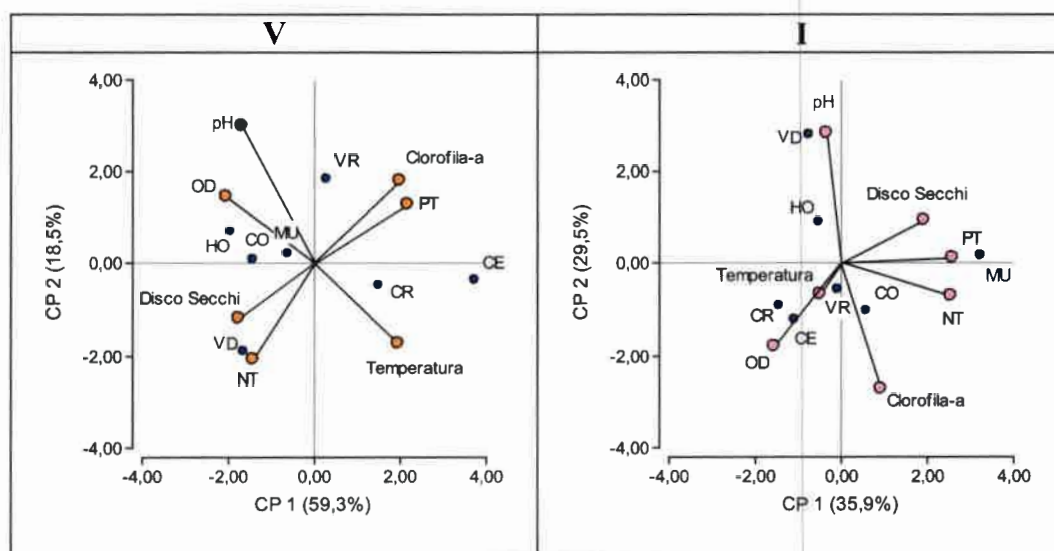


Figura 31: Asociaciones entre variables y sitios de muestreo en el año 2009.

Gráficos Biplot de ACP, según estación del año.

Referencias: V= verano; I= invierno. CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

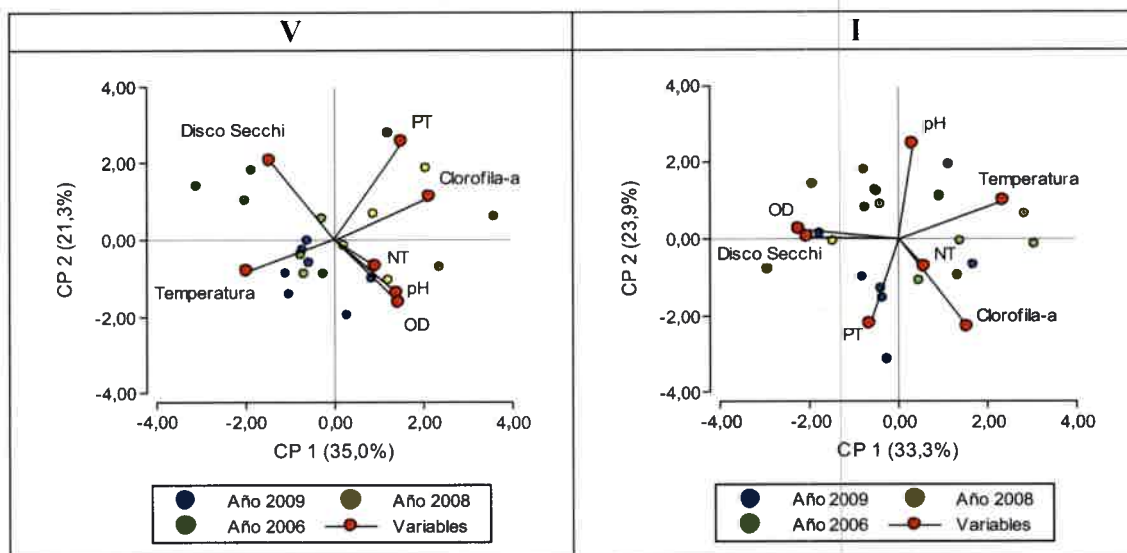
En los años 2008 y 2009, tanto en Verano como en Invierno, la clorofila-a presentó correlación positiva con el PT, en el año 2006 esta correlación también se repitió en Primavera e Invierno no sucediendo lo mismo en Verano y Otoño. En todos los años y en todas las estaciones consideradas se observó correlación negativa entre clorofila-a y transparencia del disco de Secchi. En todos los años considerados, en la estación del año Verano, el sitio de muestreo Confluencia de los Ríos (CR) estuvo asociado a nutrientes y clorofila-a, en Invierno, el sitio de muestreo Canal de Enfriamiento (CE) asociado a la temperatura del agua y los sitios Hoteles (HO) y Murallón (MU) asociados a nutrientes.

En la Figura 32, se observó que la primera componente (CP1) separó en el Verano a las variables temperatura y disco de Secchi de las variables OD, pH, clorofila-a, NT y PT, mientras que en el Invierno esta componente separó a las variables OD y disco de Secchi del resto, por lo tanto la mayor variabilidad entre los años estudiados se explica con estas variables. En Verano, los años 2006 y 2009 estuvieron asociados a mayor transparencia del disco de Secchi y temperatura y el año 2008 a PT, clorofila-a, NT, pH y OD. En Invierno, no se determinó asociación entre los años en estudio y las variables. La segunda componente (CP2), separó en Verano a las variables disco de Secchi, PT y clorofila-a de OD, pH, NT y temperatura. Los años 2006 y 2008

estuvieron asociados a las mayores concentraciones de clorofila-a, PT y mayores valores del disco de Secchi. En Invierno, la CP2, separó a las variables clorofila-a y PT de las variables pH y temperatura. Los años 2006 y 2008, contrario a lo que ocurrió en Verano, se asociaron con los mayores valores de temperatura y pH.

En Verano, se observó la existencia de correlación positiva entre PT y clorofila-a, entre NT, pH y OD, correlación negativa entre clorofila-a y temperatura, entre NT, pH, OD y disco de Secchi y ausencia de correlación entre clorofila-a y disco de Secchi. En Invierno, se observó correlación positiva entre OD y disco de Secchi, entre NT, PT y clorofila-a, correlación negativa entre NT y clorofila-a con pH, entre OD, disco de Secchi y clorofila-a y ausencia de correlación clorofila-a y temperatura.

La componente principal 1 (CP1) y la componente principal 2 (CP2) explicaron el 56,3 % de la variabilidad total de los datos en el Verano y el 57,2 % de la variabilidad total en el Invierno.



En verano la concentración de clorofila-a estuvo asociada a la concentración de nutrientes y no a la temperatura en cambio en invierno la mayor concentración dependió de las mayores temperaturas. Tanto en verano como en invierno a mayor concentración de clorofila-a menores valores de profundidad de disco de Secchi, lo cual es lógico.



6.2.2.3- Correlación de Clorofila-a con Nutrientes y Transparencia

Se elaboró en un mismo gráfico una matriz de diagramas de dispersión, lo cual permitió visualizar las relaciones de a pares entre las variables estudiadas en el embalse Río Tercero en cada año (Figura 33).

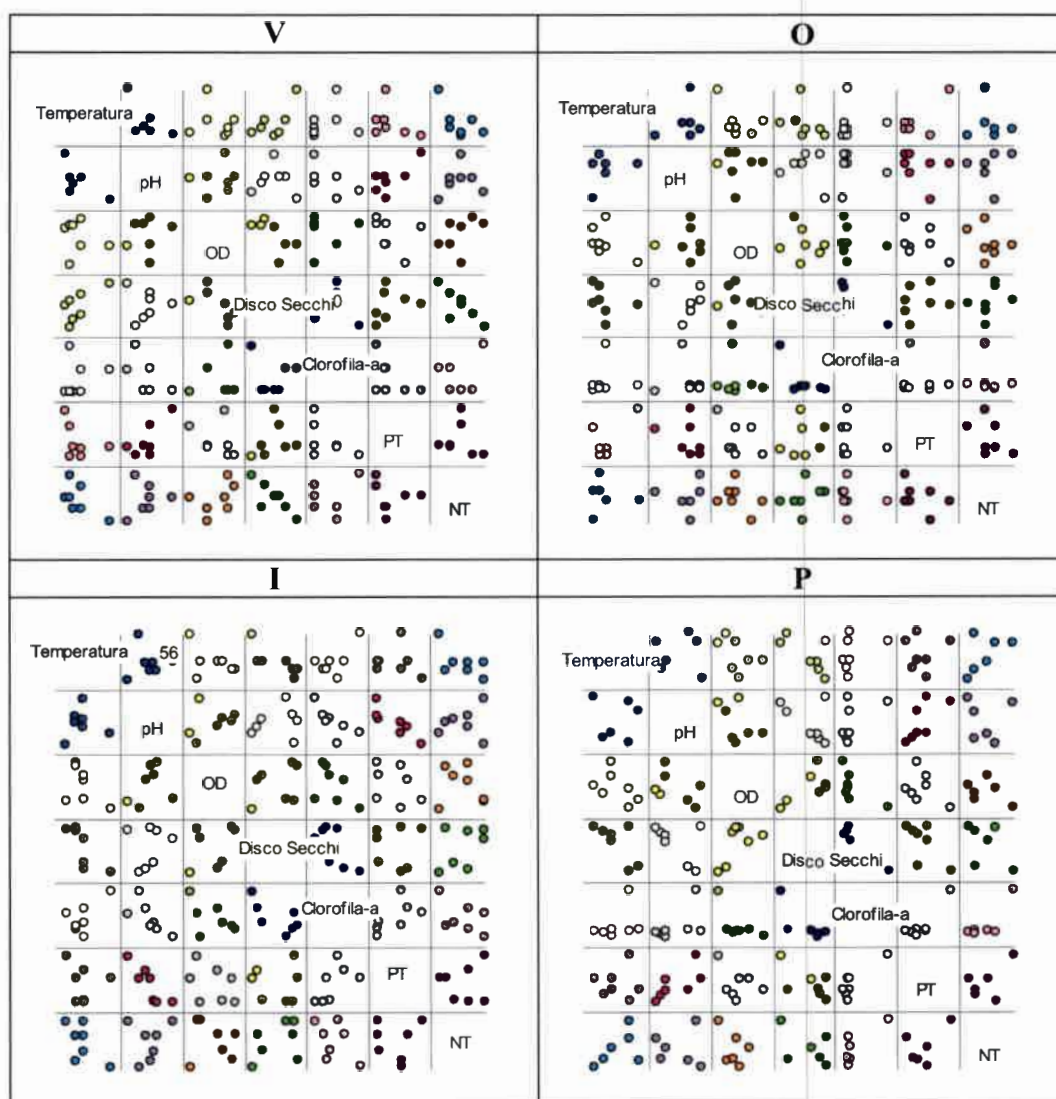
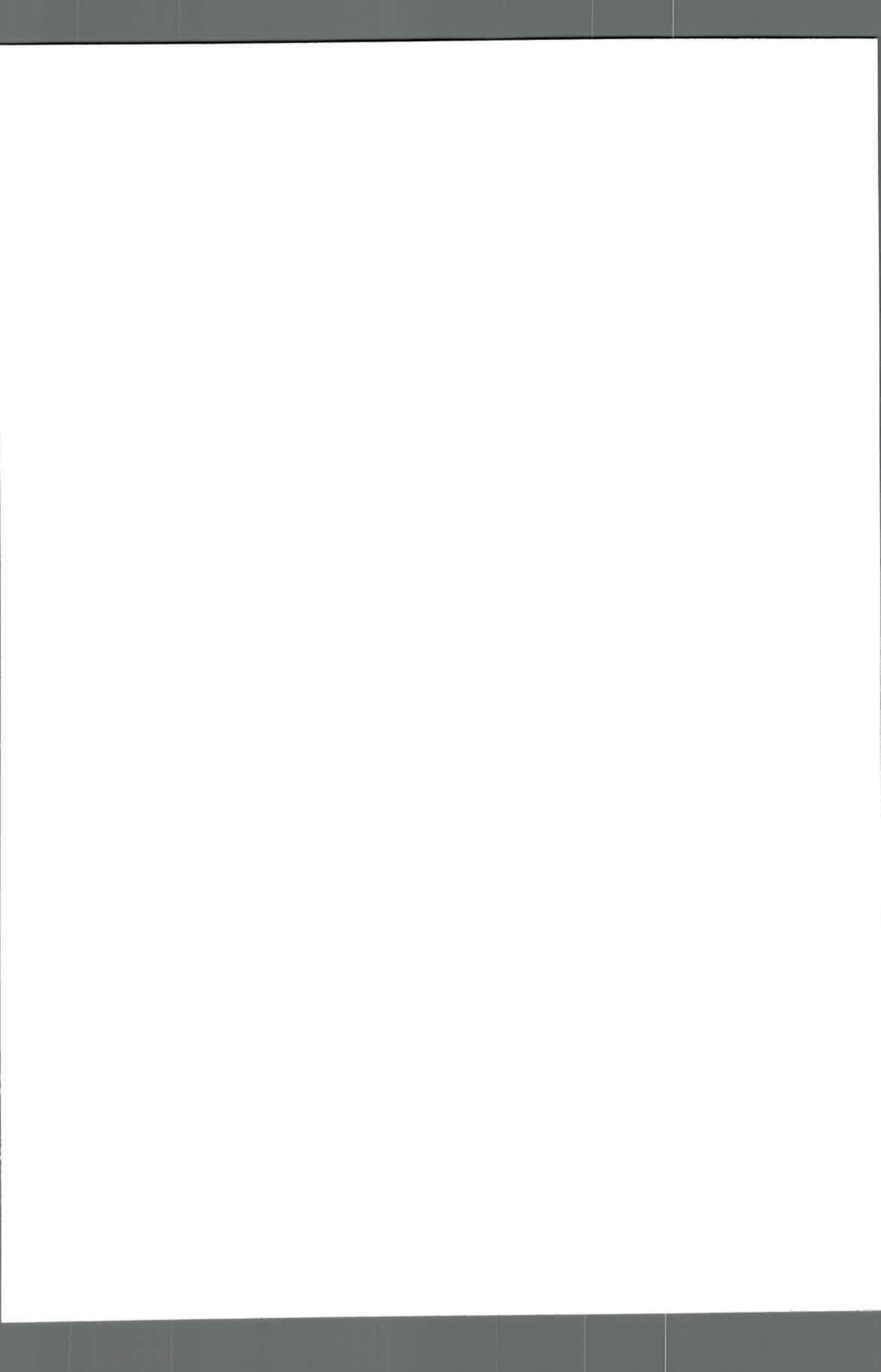


Figura 33: Correlaciones entre variables físico-químicas y biológicas en el año 2006. Diagramas de dispersión, según estación del año.

Referencias: V=verano; O= otoño; I= invierno; P= primavera.

En las Tablas 20 a 27 se muestran las matrices de correlación para las variables analizadas, por debajo de la diagonal principal se observan los coeficientes de correlación calculados para obtener una medida de la magnitud y dirección de la asociación o covariación de cada par de variables y por encima de la diagonal principal



las probabilidades asociadas a la prueba de hipótesis de correlación nula, solo se considerarán las asociaciones significativas ($p < 0,05$).

La Tabla 20 y la Figura 33, demostraron que existió correlación negativa entre disco de Secchi y NT (79%) y que pH y PT estuvieron marginalmente correlacionados positivamente (74%) en el Verano. En la Tabla 21 y la Figura 33 se observó que no existió correlación significativa para las variables estudiadas en el Otoño.

Tabla 20: Matriz de Correlación para clorofila-a, nutrientes y transparencia del disco de Secchi en el Verano del 2006.

	<i>T</i>	<i>pH</i>	<i>OD</i>	<i>Disco Secchi</i>	<i>Cl-a</i>	<i>PT</i>	<i>NT</i>
<i>T</i>	1,00						
<i>pH</i>	-0,64	1,00					
<i>OD</i>	-0,20	0,11	1,00				
<i>Disco Secchi</i>	0,68	-0,07	-0,68	1,00			
<i>Cl-a</i>	0,22	-0,59	0,04	-0,10	1,00		
<i>PT</i>	-0,40	0,74^{<0,05}	-0,32	0,26	-0,51	1,00	
<i>NT</i>	-0,62	0,17	0,46	-0,79^{<0,05}	0,25	-0,15	1,00

Tabla 21: Matriz de Correlación para clorofila-a, nutrientes y transparencia del disco de Secchi en el Otoño del 2006.

	<i>T</i>	<i>pH</i>	<i>OD</i>	<i>Disco Secchi</i>	<i>Cl-a</i>	<i>PT</i>	<i>NT</i>
<i>T</i>	1,00						
<i>pH</i>	0,22	1,00					
<i>OD</i>	-0,52	0,02	1,00				
<i>Disco Secchi</i>	-0,33	-0,27	-0,20	1,00			
<i>Cl-a</i>	0,07	-0,07	-0,17	-0,74	1,00		
<i>PT</i>	0,52	-0,33	-0,43	0,20	-0,25	1,00	
<i>NT</i>	-0,07	0,08	-0,34	0,34	-0,14	-0,43	1,00



La Tabla 22 y la Figura 33, demostraron que existió correlación negativa entre PT y pH (86%) y entre disco de Secchi y temperatura (79%) en el Invierno, mientras que la Tabla 23 y la Figura 32 demostraron que, en Primavera, la correlación fue positiva entre clorofila-a y PT (87%) y entre clorofila-a y NT (81%). Las demás variables analizadas mediante este método no presentaron una correlación significativa.

Tabla 22: Matriz de Correlación para clorofila-a, nutrientes y transparencia del disco de Secchi en el Invierno del 2006.

	<i>T</i>	<i>pH</i>	<i>OD</i>	<i>Disco Secchi</i>	<i>Cl-a</i>	<i>PT</i>	<i>NT</i>
<i>T</i>	1,00						
<i>pH</i>	0,03	1,00					
<i>OD</i>	-0,45	0,28	1,00				
<i>Disco Secchi</i>	-0,79^{0,05}	0,15	0,31	1,00			
<i>Cl-a</i>	0,62	-0,74	-0,47	-0,68	1,00		
<i>PT</i>	-0,15	-0,86^{0,05}	-0,36	-0,01	0,60	1,00	
<i>NT</i>	-0,60	0,16	-0,19	0,42	-0,48	0,04	1,00

Tabla 23: Matriz de Correlación para clorofila-a, nutrientes y transparencia del disco de Secchi en la Primavera del 2006.

	<i>T</i>	<i>pH</i>	<i>OD</i>	<i>Disco Secchi</i>	<i>Cl-a</i>	<i>PT</i>	<i>NT</i>
<i>T</i>	1,00						
<i>pH</i>	0,01	1,00					
<i>OD</i>	-0,47	-0,48	1,00				
<i>Disco Secchi</i>	-0,68	-0,51	0,61	1,00			
<i>Cl-a</i>	0,40	0,52	-0,64	-0,74	1,00		
<i>PT</i>	0,05	0,70	-0,38	-0,63	0,87^{0,05}	1,00	
<i>NT</i>	0,52	-0,03	-0,40	-0,45	0,81^{0,05}	0,53	1,00

La Figura 34 muestra la matriz de los diagramas de dispersión de las variables para las estaciones analizadas en el año 2008.

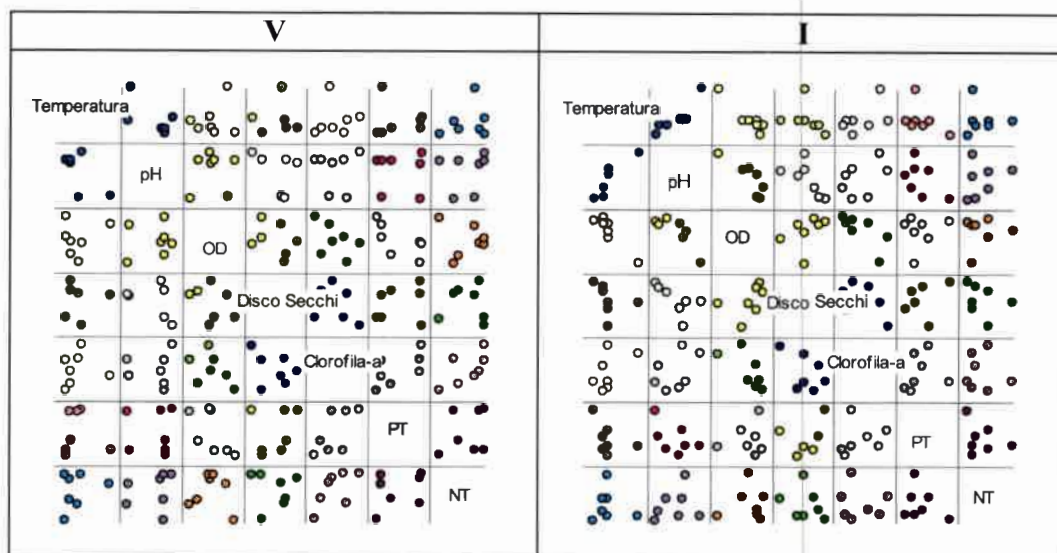


Figura 34: Correlaciones entre variables físico-químicas y biológicas en el año 2008. Diagramas de dispersión, según estación del año.

Referencias: V= verano; I= invierno.

La Tabla 24 y la Figura 34 muestran que no existió correlación estadísticamente significativa entre las variables en estudio, en el Verano correspondiente al año 2008. En la Tabla 25 y la Figura 34, se observó que existió correlación positiva entre pH y temperatura (86%) y una alta correlación negativa entre OD y temperatura (93%) y entre OD y pH (84%), para el Invierno correspondiente al año 2008.

Tabla 24: Matriz de Correlación para clorofila-a, nutrientes y transparencia del disco de Secchi en el Verano del 2008.

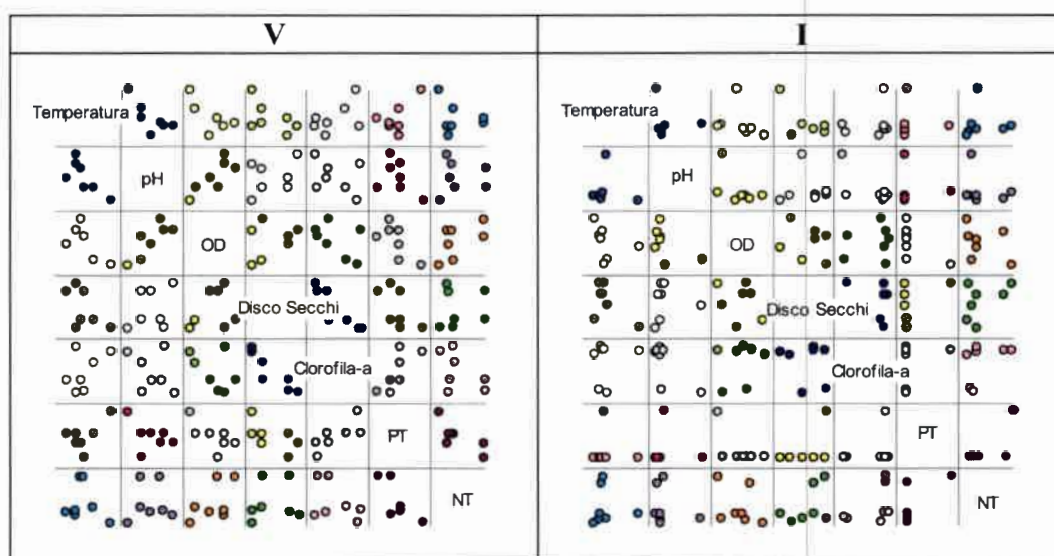
	<i>T</i>	<i>pH</i>	<i>OD</i>	<i>Disco Secchi</i>	<i>Cl-a</i>	<i>PT</i>	<i>NT</i>
<i>T</i>	1,00						
<i>pH</i>	-0,66	1,00					
<i>OD</i>	0,20	0,12	1,00				
<i>Disco Secchi</i>	0,13	-0,44	-0,37	1,00			
<i>Cl-a</i>	0,11	0,01	-0,46	-0,35	1,00		
<i>PT</i>	-0,05	-0,01	-0,65	0,24	0,65	1,00	
<i>NT</i>	0,24	0,19	-0,10	-0,08	0,63	0,28	1,00



Tabla 25: Matriz de Correlación para clorofila-a, nutrientes y transparencia del disco de Secchi en el Invierno del 2008.

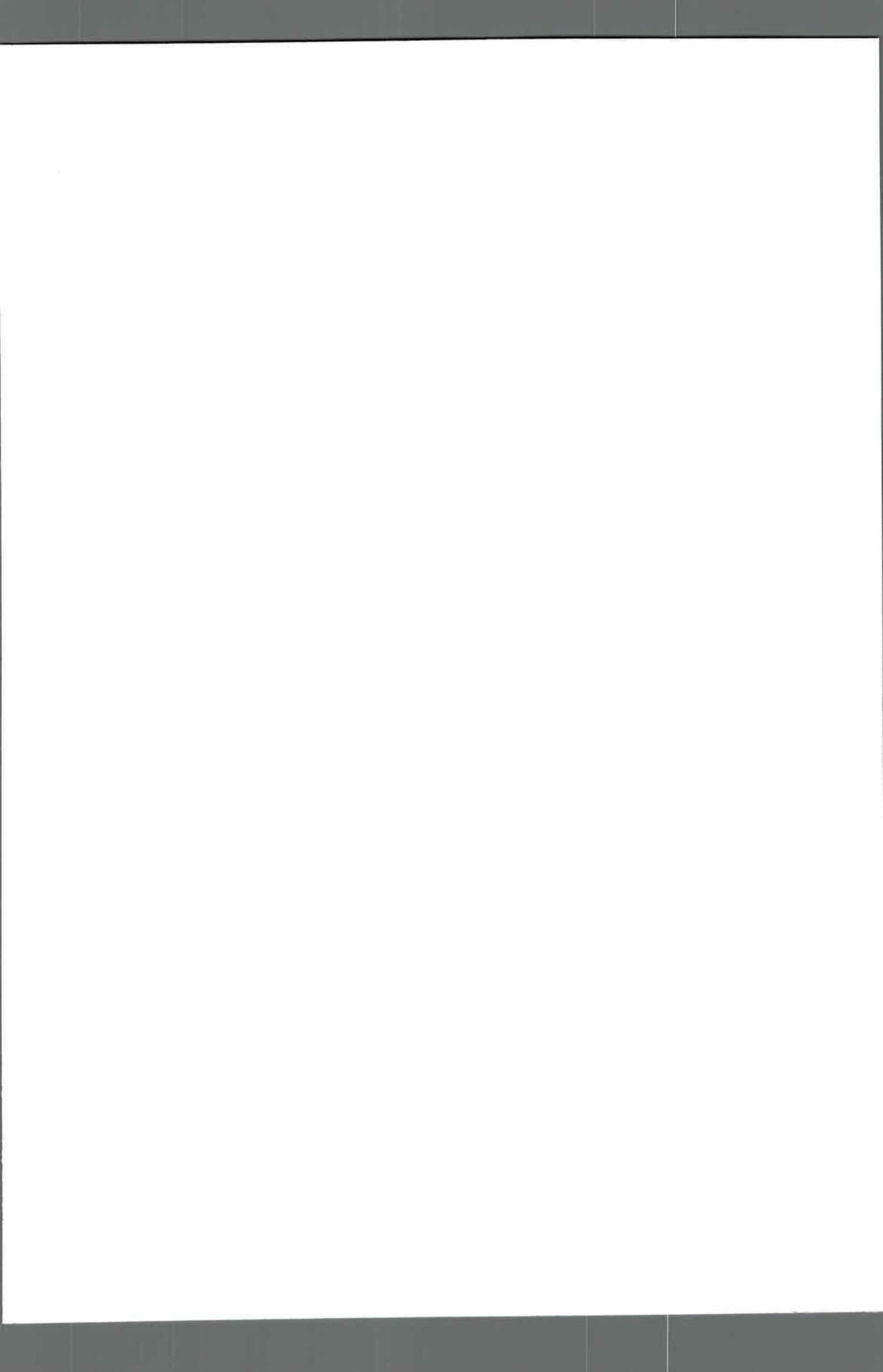
	T	pH	OD	Disco Secchi	Cl-a	PT	NT
T	1,00						
pH	0,86^{<0,05}	1,00					
OD	-0,93^{<0,05}	-0,84^{<0,05}	1,00				
Disco Secchi	-0,35	-0,69	0,44	1,00			
Cl-a	0,50	0,42	-	-0,51	1,00		
PT	-0,45	-0,50	0,15	0,32	0,24	1,00	
NT	-0,09	0,26	0,07	-0,31	-0,12	-0,29	1,00

La siguiente figura muestra la matriz de los diagramas de dispersión para el año 2009.

**Figura 35:** Correlaciones entre variables físico-químicas y biológicas en el año 2009. Diagramas de dispersión, según estación del año.

Referencias: V= verano; I= invierno.

En la Tabla 26 y la Figura 35, se demostró que existió correlación positiva entre clorofila-a y PT (76%) y entre OD y pH (81%) y correlación negativa entre clorofila-a y disco de Secchi (90%), PT y NT (76%) y entre pH y temperatura (75%) para el Verano



del año 2009, mientras que para el Invierno del año 2009 no se observó correlación significativa (Tabla 27 y Figura 35).

Tabla 26: Matriz de Correlación para clorofila-a, nutrientes y transparencia del disco de Secchi en el Verano del 2009.

	T	pH	OD	Disco Secchi	Cl-a	PT	NT
T	1,00						
pH	-0,75^{<0,05}	1,00					
OD	-0,69	0,81^{<0,05}	1,00				
Disco Secchi	-0,55	0,32	0,26	1,00			
Cl-a	0,49	-0,32	-0,45	-0,90^{<0,05}	1,00		
PT	0,59	-0,42	-0,67	-0,61	0,76^{<0,05}	1,00	
NT	-0,21	0,05	0,57	0,12	-0,48	-0,76^{<0,05}	1,00

Tabla 27: Matriz de Correlación para clorofila-a, nutrientes y transparencia del disco de Secchi en el Invierno del 2009.

	T	pH	OD	Disco Secchi	Cl-a	PT	NT
T	1,00						
pH	-0,10	1,00					
OD	-0,34	-0,53	1,00				
Disco Secchi	-0,60	-0,02	-0,25	1,00			
Cl-a	0,18	-0,68	0,21	-0,18	1,00		
PT	-0,08	-0,05	-0,59	0,46	0,27	1,00	
NT	-0,05	-0,23	-0,35	0,47	0,49	0,71	1,00

Se observó, tanto en Primavera como en Verano, la existencia de correlación positiva entre clorofila-a y nutrientes, lo cual concuerda con lo observado a través del ACP.

6.2.2.4- Ordenamiento y Agrupamiento de los Sitios de Muestreo

Después de un primer análisis que estudió la asociación entre las variables y los sitios de muestreo, interesó conocer la similitud entre ellos. El análisis de coordenadas principales (ACoorP) permitió analizar la interdependencia entre los sitios de muestreo y encontrar una representación gráfica que refleje la distancia entre los mismos. El análisis de conglomerados o Cluster logró agrupar los sitios de muestreo para analizar semejanzas y diferencias dado que con los análisis previos (ACP, ACoorP) se podía inferir cierta relación, entonces se generó un dendograma con un determinado número de grupos para que se visualizara mejor.

A partir del ACoorP se obtuvieron las proyecciones de las observaciones multivariadas (sitios de muestreo) en el espacio de las dos primeras coordenadas principales que explicaron, en promedio, el 36,2% de la variación total y los árboles de recorrido mínimo (ARM) que permitieron identificar cuáles fueron los sitios de muestreo más cercanos en cuanto a su comportamiento respecto de las variables analizadas. Se utilizó a la media y al desvío estándar como estadísticos para resumir la información de cada variable y para realizar el cálculo de distancias, sobre la matriz de datos estandarizados, se utilizó a la distancia Euclídea como medida de distancia. Los dendogramas, producidos automáticamente al utilizar los algoritmos de clasificación jerárquicos, identificaron con diferentes colores los grupos formados en función de la distancia seleccionada.

En la Figura 36, para el Verano del año 2006, el ACoorP mostró la similaridad entre los sitios de muestreo Villa Rumipal (VR), Centro (CO), Villa del Dique (VD) y Murallón (MU). Por otro lado Hoteles (HO), Confluencia de los Ríos (CR) y Canal de Enfriamiento (CE) no mostraron interdependencia con el resto. El plano de las proyecciones explicó el 77,1% de la variación total, se observó que la primera componente PCO1, que explicó el 41,2 % de la variabilidad, separó a los sitios de muestreo Confluencia de los Ríos (CR) y Hoteles (HO) del sitio Canal de Enfriamiento (CE). En el dendograma, fijando un criterio de corte arbitrario en la distancia correspondiente al 71% de la distancia máxima, se observan cuatro grupos donde los sitios Confluencia de los Ríos (CR), Hoteles (HO) y Canal de Enfriamiento (CE) se separaron del resto.

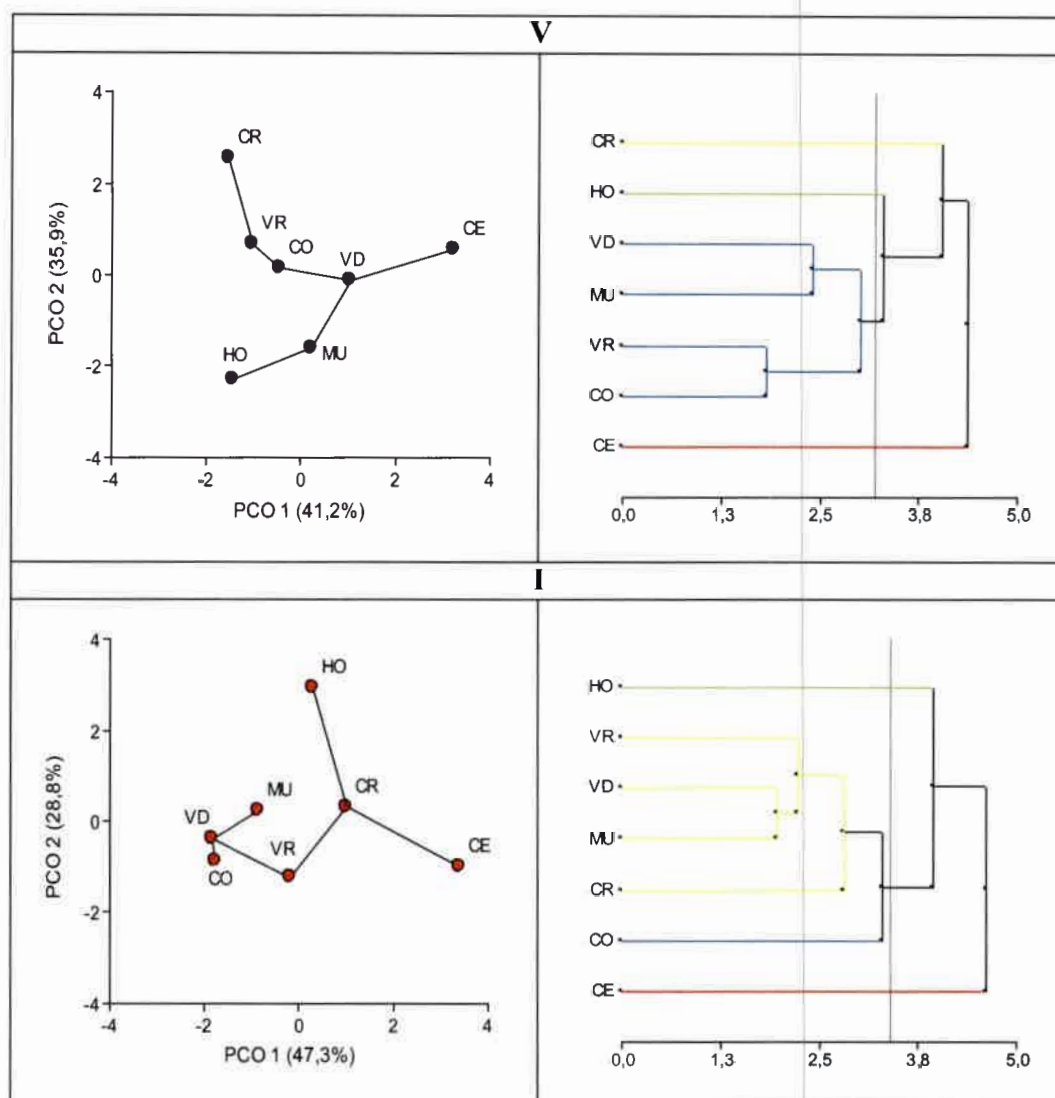


Figura 36: Ordenamiento y agrupamiento multivariante de sitios de muestreo en el año 2006. Coordenadas principales y dendogramas, según estación del año.

Referencias: V= verano; I= invierno. CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

En la misma figura, para el Invierno, el ACoorP mostró la similaridad entre los sitios de muestreo Murallón (MU), Villa del Dique (VD), Villa Rumipal (VR) y Centro (CO) a diferencia con los sitios Hoteles (HO) y Canal de Enfriamiento (CE) que no mostraron interdependencia con el resto. Las proyecciones PCO1 y PCO2 explicaron el 76,1% de la variabilidad total. El corte arbitrario fijado en la distancia 3,2,

correspondiente al 71% de la distancia máxima, generó tres grupos separando a los sitios Hoteles (HO) y Canal de Enfriamiento (CE) del resto.

En la Figura 37, para el Verano del año 2008, el ACoorP mostró la interdependencia entre los sitios de muestreo Murallón (MU), Hoteles (HO) y Villa del Dique (VD). Por otro lado Confluencia de los Ríos (CR) y Centro (CO) se encontraron cercanos. Los sitios de muestreo Canal de Enfriamiento (CE) y Villa Rumipal (VR) no mostraron similitud con el resto, lo que concuerda con lo observado en el dendograma con el corte arbitrario fijado en el valor correspondiente al 71% de la distancia máxima. La variabilidad total explicada por las dos primeras coordenadas principales fue del 61,9%.

El ARM mostró, para el Invierno, que los sitios de muestreo Hoteles (HO) y Murallón (MU) se encontraron cercanos, sucediendo lo mismo con los sitios Villa del Dique (VD), Villa Rumipal (VR) y Centro (CO) y con los sitios Confluencia de los Ríos (CR) y Canal de Enfriamiento (CE). Las proyecciones de los sitios de muestreo, obtenidas a partir del ACoorP, en el espacio de las dos primeras coordenadas principales explicaron el 75,2% de la variación total, mientras que la PC01 que explicó el 52,6% de la variación separó a los sitios Hoteles (HO) y Canal de Enfriamiento (CE).

El dendograma, producido automáticamente al utilizar los algoritmos de clasificación jerárquicos, generó cuatro grupos identificados con diferentes colores. Por un lado los sitios de muestreo Murallón (MU) y Hoteles (HO) formaron un grupo, por otro lado los sitios Villa Rumipal (VR), Villa del Dique (VD) y Centro (CO) otro, mientras que los sitios Confluencia de los Ríos (CR) y Canal de Enfriamiento (CE) se separaron del resto. Fijando un criterio de corte arbitrario en la distancia correspondiente al 71% de la distancia máxima, en este caso la distancia máxima fue cercana a 4,5 por lo que el punto de corte se trazó en 3,2, se observaron los mismos cuatro grupos.

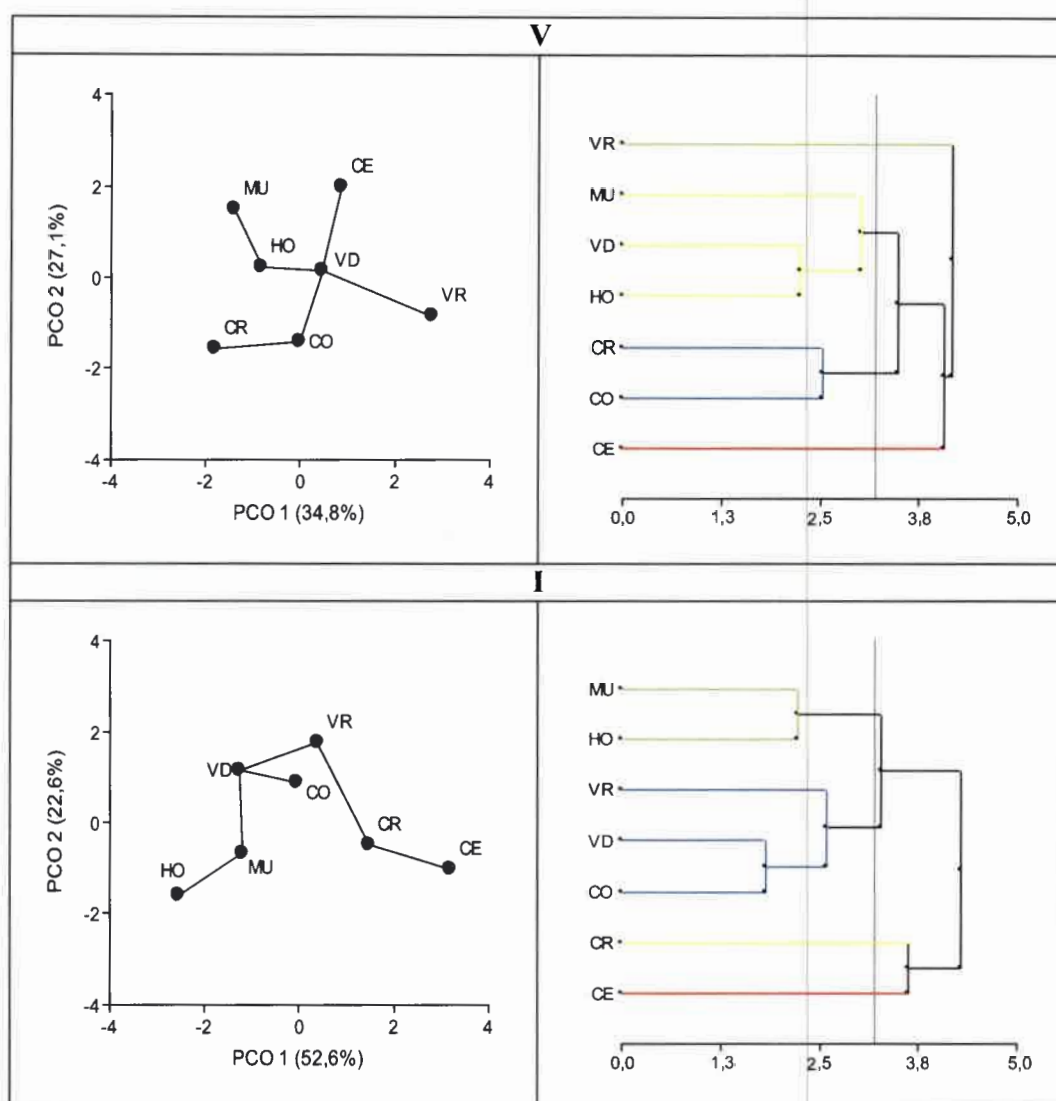


Figura 37: Ordenamiento y agrupamiento multivariante de sitios de muestreo en el año 2008. Coordenadas principales y dendogramas, según estación del año.

Referencias: V= verano; I= invierno. CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

En la Figura 38, para el Verano correspondiente al año 2009, se observó que los sitios Hoteles (HO), Murallón (MU), Villa del Dique (VD) y Centro (CO) presentaron un comportamiento similar, como así también los sitios Confluencia de los Ríos (CR) y Canal de Enfriamiento (CE). El sitio de muestreo Villa Rumipal (VR) no mostró interdependencia con el resto. La primera componente PCO1, que explicó el 59,3% de la variabilidad, separó a los sitios Hoteles (HO) y Canal de Enfriamiento (CE). En el dendograma se observaron cuatro grupos, fijando el corte arbitrario en el 71% de la

distancia máxima se formaron tres grandes grupos donde se identificó al sitio Villa Rumipal (VR) como un sitio diferente al resto.

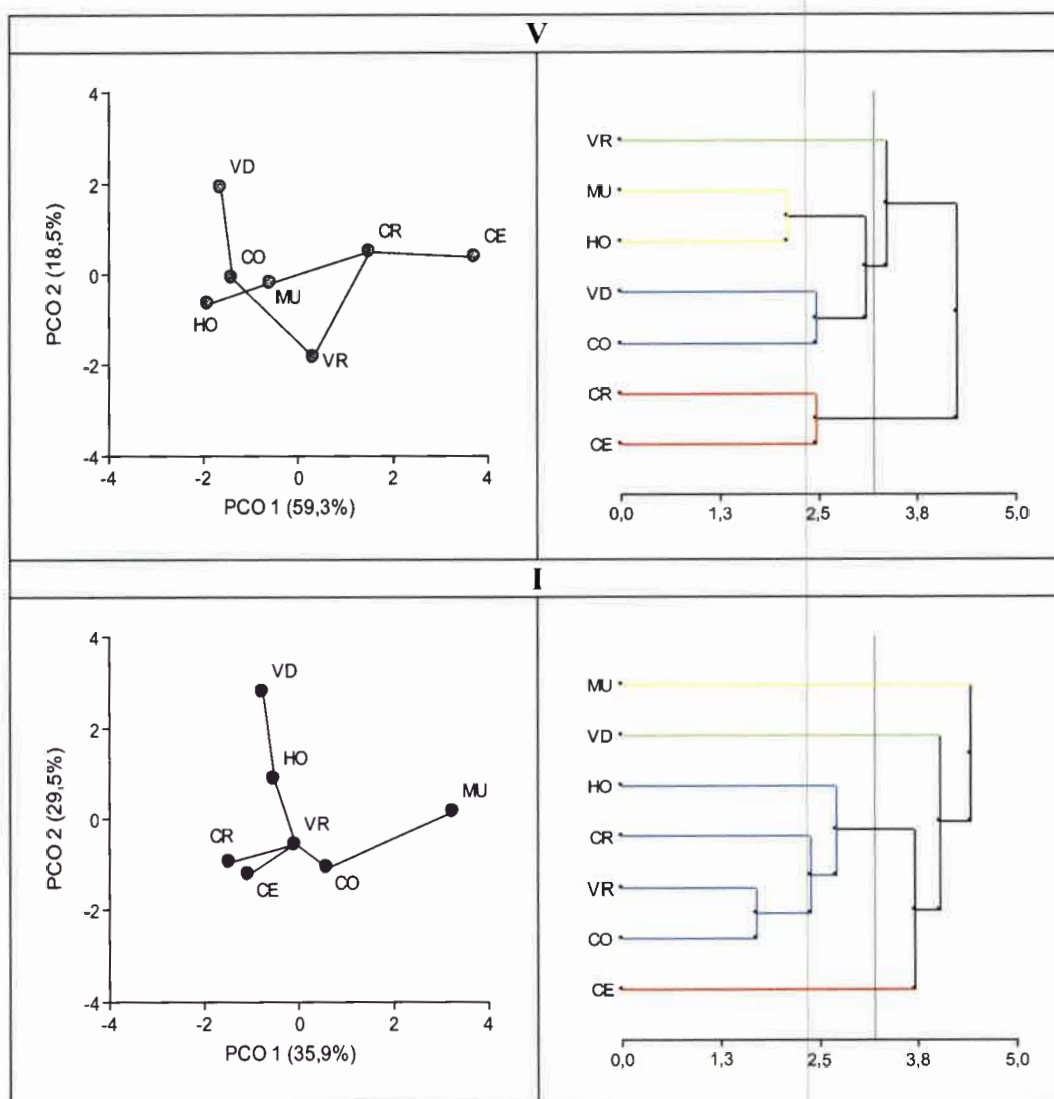


Figura 38: Ordenamiento y agrupamiento multivariante de sitios de muestreo en el año 2009. Coordenadas principales y dendogramas, según estación del año.

Referencias: V= verano; I= invierno. CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

En la misma figura, para el Invierno, se observó similitud entre los sitios Hoteles (HO), Villa Rumipal (VR), Centro (CO) y Confluencia de los Ríos (CR). Los sitios Villa del Dique (VD), Murallón (MU) y Canal de Enfriamiento (CE) se separaron del resto. En el dendrograma Hoteles (HO), Confluencia de los Ríos (CR), Villa Rumipal

(VR) y Centro (CO) formaron un grupo. Fijando un corte arbitrario, en la distancia correspondiente al 71% de la distancia máxima, los sitios Murallón (MU), Villa del Dique (VD) y Canal de Enfriamiento (CE) se separaron del resto quedando así formados cuatro grupos.

Las Figuras 39 y 40 resumieron la información mostrando la interdependencia y el agrupamiento de los sitios de muestreo, en las estaciones del año Verano e Invierno, para así poder establecer el comportamiento estacional de los mismos.

En Verano, se observó la similaridad entre los sitios Confluencia de los Ríos (CR), Villa Rumipal (VR) y Centro (CO), Hoteles (HO), Villa del Dique (VD) y Murallón (MU) estuvieron cercanos, el sitio Canal de Enfriamiento (CE) se separó del resto. En el dendograma Villa Rumipal (VR), Confluencia de los Ríos (CR) y Centro (CO) formaron un grupo, otro lo formaron Hoteles (HO) y Villa del Dique (VD). Fijando un corte arbitrario en la distancia correspondiente al 71% de la distancia máxima los sitios Murallón (MU) y Canal de Enfriamiento (CE) se separaron del resto.

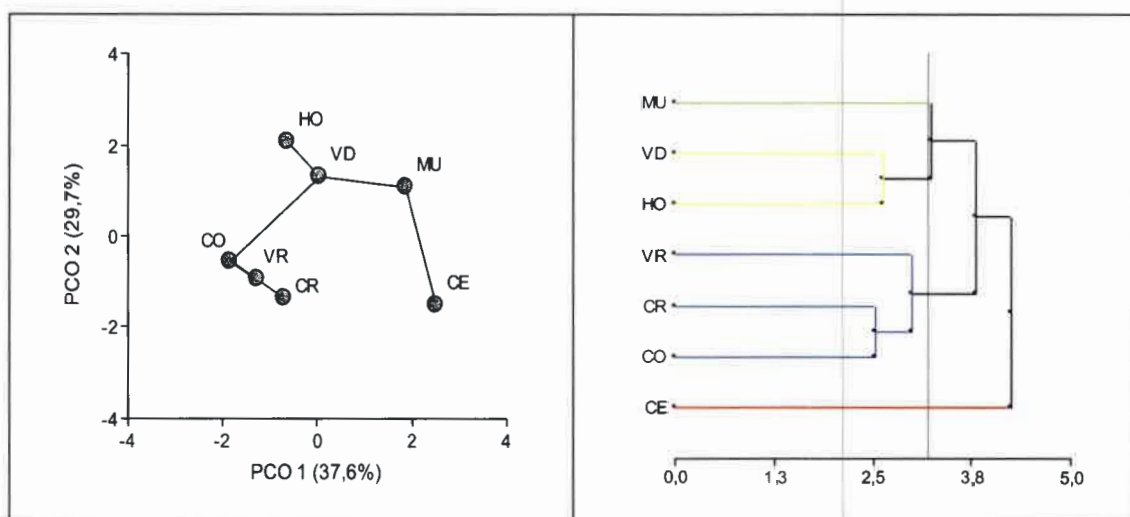


Figura 39: Ordenamiento y agrupamiento multivariante de sitios de muestreo.

Coordenadas principales y dendogramas, para la estación del año Verano.

Referencias: CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

En Invierno, estuvieron cercanos por un lado los sitios Hoteles (HO) y Murallón (MU), por otro lado Confluencia de los Ríos (CR), Villa Rumipal (VR), Villa del Dique (VD) y Centro (CO). El sitio Canal de Enfriamiento (CE) se diferenció del resto. En el dendograma se observó que el sitio Canal de Enfriamiento (CE) se separó del resto.

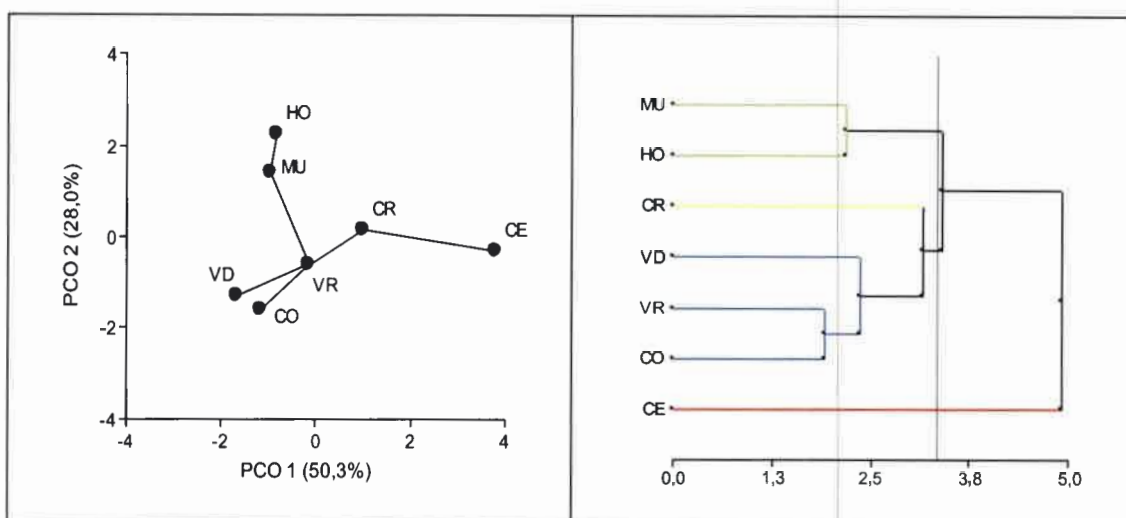


Figura 40: Ordenamiento y agrupamiento multivariante de sitios de muestreo. Coordenadas principales y dendogramas, para la estación del año Invierno.

Referencias: CR: Confluencia de los Ríos, CE: Canal de Enfriamiento, VR: Villa Rumipal, CO: Centro, HO: Hoteles, VD: Villa del Dique, MU: Murallón.

Se pudo observar que, tanto en Verano como en Invierno, la primera componente CP1 mostró un comportamiento muy diferente entre el sitio de muestreo Canal de Enfriamiento (CE) y los sitios Centro (CO), Murallón (MU) y Hoteles (HO).

En Verano e Invierno, el sitio de muestreo Murallón (MU) fue parecido al sitio Hoteles (HO), mientras que Villa Rumipal (VR) exhibió un comportamiento similar al Centro (CO).

6.3- Modelación de la Eutrofización de las Aguas del embalse Río Tercero

Para estudiar el comportamiento de la variable concentración de clorofila-a, seleccionada como la variable biológica que mejor representa el grado de variabilidad en la eutrofia de ambientes lénticos y lóticos, se analizó el Verano e Invierno de los años 2006, 2008 y 2009. El modelo propuesto, en este estudio, para la modelación de la clorofila-a presente en el embalse Río Tercero fue el siguiente:

$$y_{ijk} = \mu + Estac_i + Año_j + Sitio_k + (Estac * Año)_{ij} + (Estac * Sitio)_{ik} + (Año * Sitio)_{jk} + \varepsilon_{ijk}$$

$$Estaciones\ año = i = 1, 2 \ ; \ Año = j = 1, 2, 3 \ ; \ Sitio = k = 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7$$

Donde y_{ijk} es la respuesta obtenida al aplicar el i -ésimo, j -ésimo y k -ésimo tratamiento, μ es la media poblacional de la variable respuesta, $Estac_i$; $Año_j$; $Sitio_k$ son

los distintos factores ó tratamientos, ε_{ijk} es el término de error aleatorio y $(Estac * Año)_{ij}$, $(Estac * Sitio)_{ik}$ y $(Año * Sitio)_{jk}$ las interacciones correspondientes.

6.3.1- Modelo de Análisis de Varianza para la Concentración de Cl-a

Se realizó, en primera instancia, el ANAVA para modelar la concentración de clorofila-a bajo los supuestos del modelo de muestreo ideal, los términos de error asociados a cada una de las observaciones se suponen independientemente distribuidos, normales, con esperanza 0 y varianza $\sigma^2 \forall_{i,j,k}$ (Varianza constante). Para validar este modelo se verificaron los supuestos de homogeneidad de varianzas y normalidad de los residuos (Figura 41).

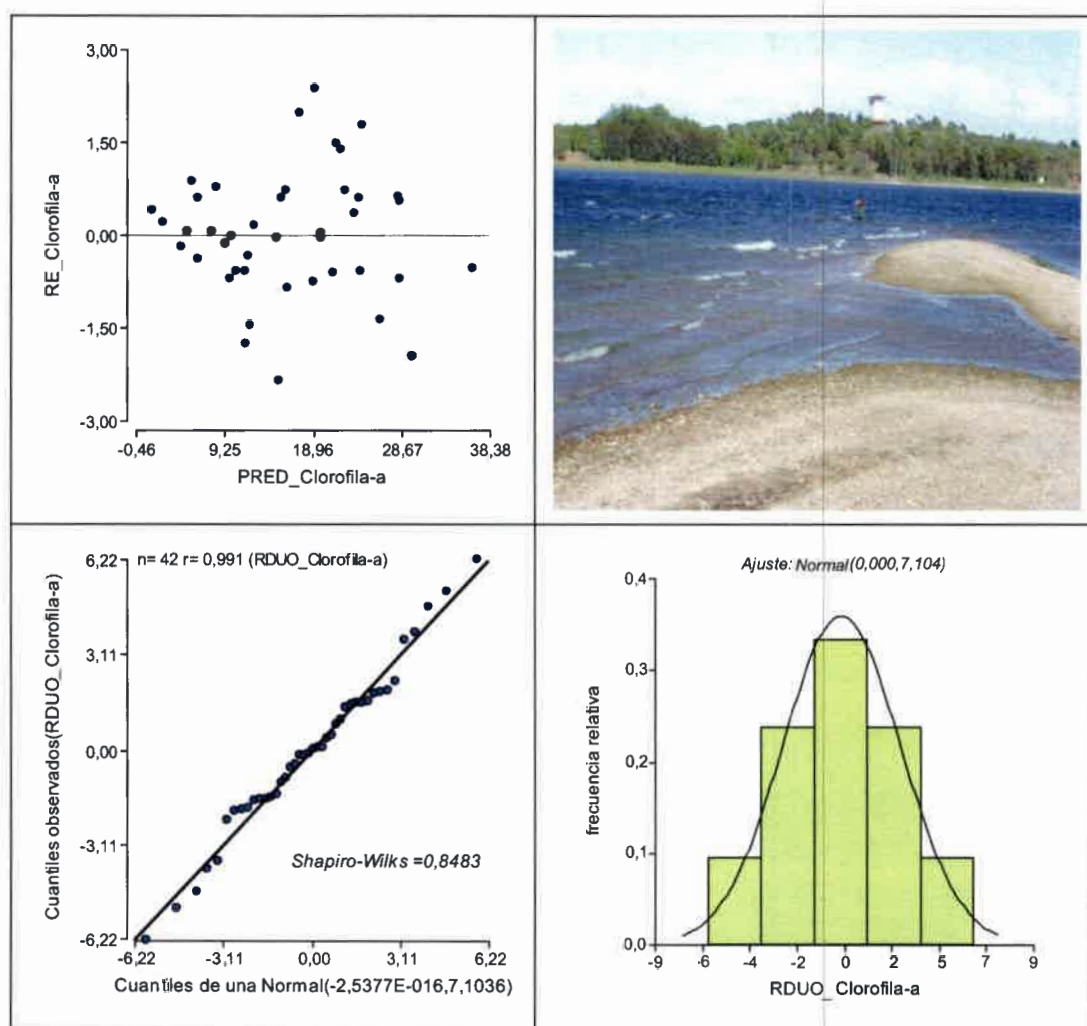


Figura 41: Análisis de homogeneidad de varianzas y normalidad de los residuos del ANAVA para la concentración de clorofila-a.

Para ello se realizó el gráfico de residuos vs predichos por el modelo para la homogeneidad de varianzas. El supuesto de normalidad se analizó gráficamente a través de los Q-Q Plots y del histograma de los residuos y analíticamente por medio del test de Shapiro-Wilks (modificado). Se observó que no existe homogeneidad de varianzas y que los residuos se distribuyeron normalmente.

Al realizar el análisis de la varianza se observó que no todos los factores incluidos en el modelo propuesto fueron estadísticamente significativos. Los términos correspondientes a estaciones del año, a la interacción estación del año por sitio y a la interacción año por sitio no fueron significativos (ver en Anexo I la Tabla 28).

Los valores $p= 0,0037$, $p= 0,0039$ y $p= 0,0006$ sugieren el rechazo de la hipótesis de igualdad de medias de factores de clasificación, es decir, que existen diferencias estadísticamente significativas entre años, entre sitios y en la interacción estación del año por año.

A posteriori del análisis de varianza se seleccionó el método de comparaciones múltiples de medias propuesto por Fisher (*LSD Fisher*) para comparar las medias de los distintos factores ó niveles de clasificación que fueron estadísticamente significativos. Al realizar las comparaciones entre tratamientos por medio del Test LSD Fisher se demostró que los años 2006 y 2009 fueron similares entre sí y diferentes al año 2008, que los sitios de muestreo Villa del Dique (VD), Canal de Enfriamiento (CE) y Confluencia de los Ríos (CR) se diferenciaron del resto, mientras que estos dos últimos tuvieron un comportamiento similar y que el Verano del año 2006, el Invierno del año 2009 y el Verano del año 2008 también se diferenciaron del resto (ver en Anexo I las Tablas 29, 30 y 31).

Para corregir la falta de homogeneidad de varianzas se realizó la transformación de la variable, la transformación elegida fue Log(clorofila-a). El ANAVA realizado para esta nueva variable puede verse en la Tabla 32 del Anexo I. El modelo se validó verificando los supuestos de homogeneidad de varianzas y normalidad de los residuos. Se realizó el gráfico de residuos vs predichos por el modelo para la homogeneidad de varianzas. El supuesto de normalidad se analizó gráficamente a través de los Q-Q Plots y del histograma de los residuos y analíticamente por medio del test de Shapiro-Wilks (modificado). Se observó que no existe homogeneidad de varianzas y que los residuos se distribuyeron normalmente (Figura 42).

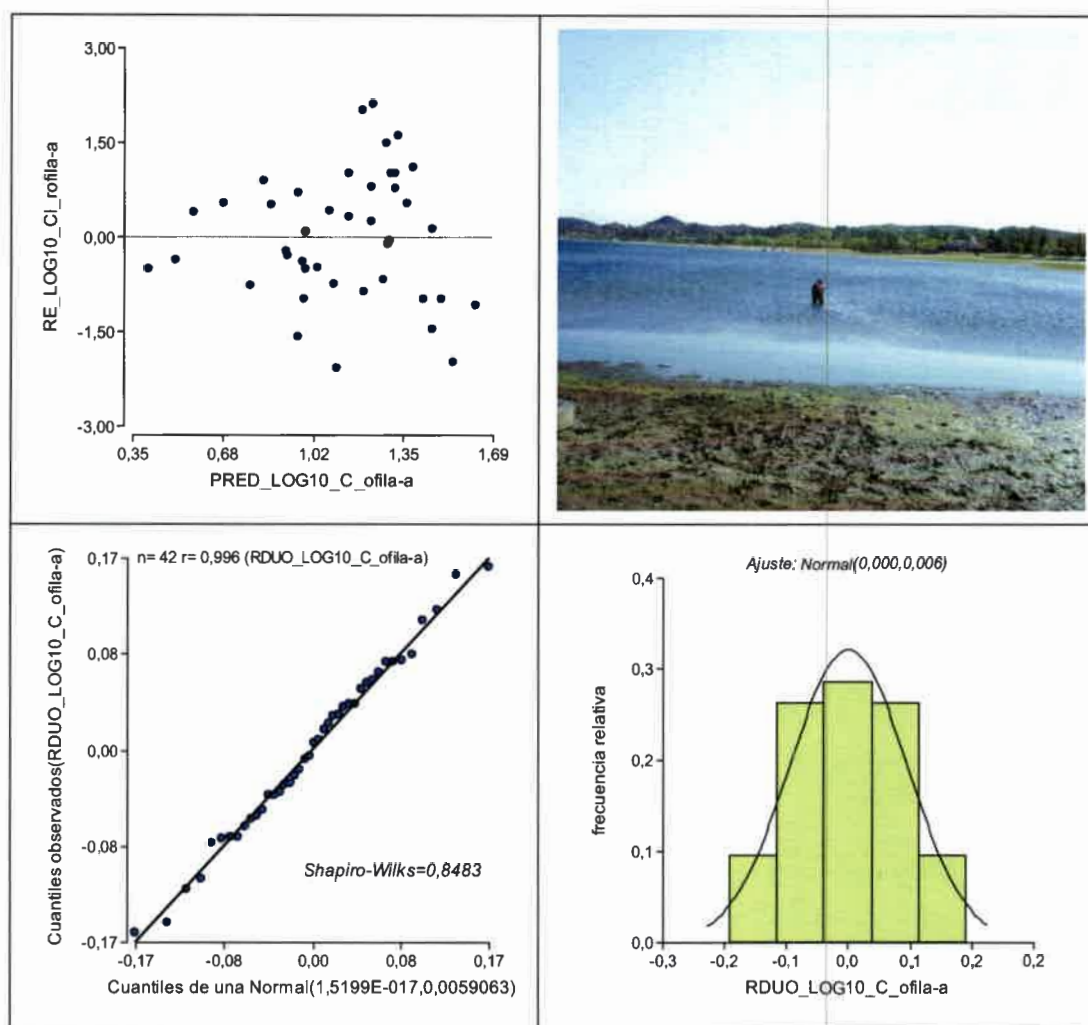


Figura 42: Análisis de homogeneidad de varianzas y normalidad de los residuos del ANAVA para el Log (clorofila-a).

La Tabla 32 del Anexo I, mostró que no todos los factores incluidos en el modelo propuesto fueron estadísticamente significativos. Se observó que existen diferencias entre años, sitios, en la interacción estación del año por año y en la interacción año por sitio. A posteriori se seleccionó el método de comparaciones múltiples de medias propuesto por Fisher (*LSD Fisher*). Las comparaciones múltiples nuevamente mostraron que los años 2006 y 2009 fueron similares entre sí y diferentes al año 2008. Los sitios de muestreo Villa del Dique (VD), Canal de Enfriamiento (CE) y Confluencia de los Ríos (CR) se diferenciaron del resto, lo mismo sucedió con el Verano del año 2006 y el Verano del año 2008 (ver en Anexo I las Tablas 33 y 34).

Se observó que las conclusiones son las mismas, tanto para la variable concentración de clorofila-a como para la variable transformada Log (clorofila-a), es

decir que no se cumple el supuesto homogeneidad de varianzas bajo las condiciones del modelo de muestreo ideal, errores no correlacionados e idénticamente distribuidos con distribución normal con media cero y varianza constante ($\varepsilon_i \sim N(0, \sigma^2)$) por lo se concluye que los resultados antes expuestos no son válidos.

6.3.2- Modelación Témporo-Espacial de la Eutrofización de las Aguas del embalse Río Tercero mediante la Utilización de Modelos Lineales Mixtos Contemplando Correlaciones Espaciales

Para corregir la falta de homocedasticidad se utilizaron los modelos lineales mixtos (MLM) que modelaron explícitamente las correlaciones espaciales contemplando la dependencia entre los errores debidas a variabilidad espacial. La Tabla 35 del Anexo II, muestra la salida del modelo lineal general (MLG) realizado en primera instancia sin contemplar las correlaciones espaciales, debido a que para la selección del modelo más adecuado es necesario utilizar los criterios para la comparación de los ajustes AIC y BIC. El mismo modelo de ANAVA contemplando las correlaciones espaciales entre sitios de muestreo produce el modelo lineal mixto (MLM) que se detalla en la Tabla 36 del Anexo II. Se observó, que al igual que en el ANAVA, no todos los factores incluidos en el modelo fueron estadísticamente significativos y que el valor del R^2 obtenido fue el mismo en ambos casos. La estructura de correlación elegida fue la Correlación Espacial Exponencial y el parámetro del modelo fue el rango, en este caso el valor de 62,18 me estaría indicando que observaciones a más de 62,18 m ya no tienen dependencia espacial. Los criterios de ajuste AIC y BIC resultaron mayores, lo que indicaría o sugeriría que este modelo no sería el de mejor ajuste para nuestros datos.

Para validar este modelo se verificaron los supuestos de homogeneidad de varianzas y normalidad de los residuos (Figura 43). Se observó, en el gráfico de residuos vs predichos por el modelo, que se corrigió la falta de homogeneidad de varianzas. Se verificó el cumplimiento del supuesto de normalidad, analizado gráficamente a través de los Q-Q Plots y del histograma de los residuos y analíticamente por medio del test de Shapiro-Wilks (modificado).

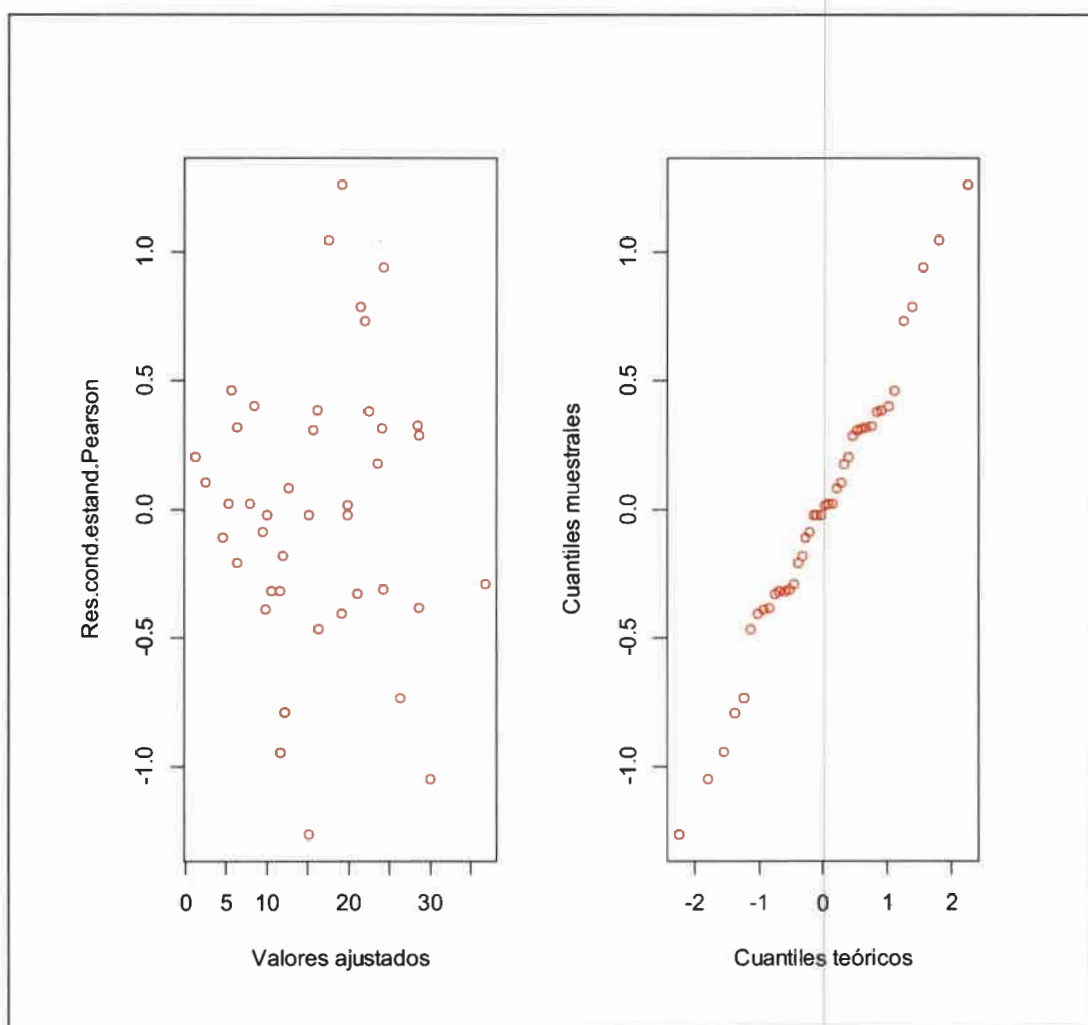


Figura 43: Exploración del modelo estimado mediante los MLM.

El modelo espacio-temporal propuesto para la eutrofización de las aguas del embalse Río Tercero, considerando los sitios de muestreo, las estaciones del año y los años de estudio, sería el modelo que no contempla las correlaciones espaciales. El hecho de contemplar las correlaciones entre los sitios de muestreo no logró un mejor ajuste del modelo, los criterios AIC y BIC resultaron mayores y no se verificó el supuesto de homogeneidad de varianzas. Probablemente, esto se deba al hecho de que el ANOVA es un test bastante robusto con respecto al supuesto de homogeneidad de varianza.

6.3.3- Modelo de Análisis de Varianza Multivariado para la Concentración de Cl-a en distintas estaciones del año

Posteriormente, se realizó un análisis de medidas repetidas en el tiempo con enfoque multivariado. El análisis de la varianza multivariado (MANOVA) sirvió para detectar diferencias entre los grupos Verano e Invierno a través de una combinación lineal de las variables dependientes (Figura 44).

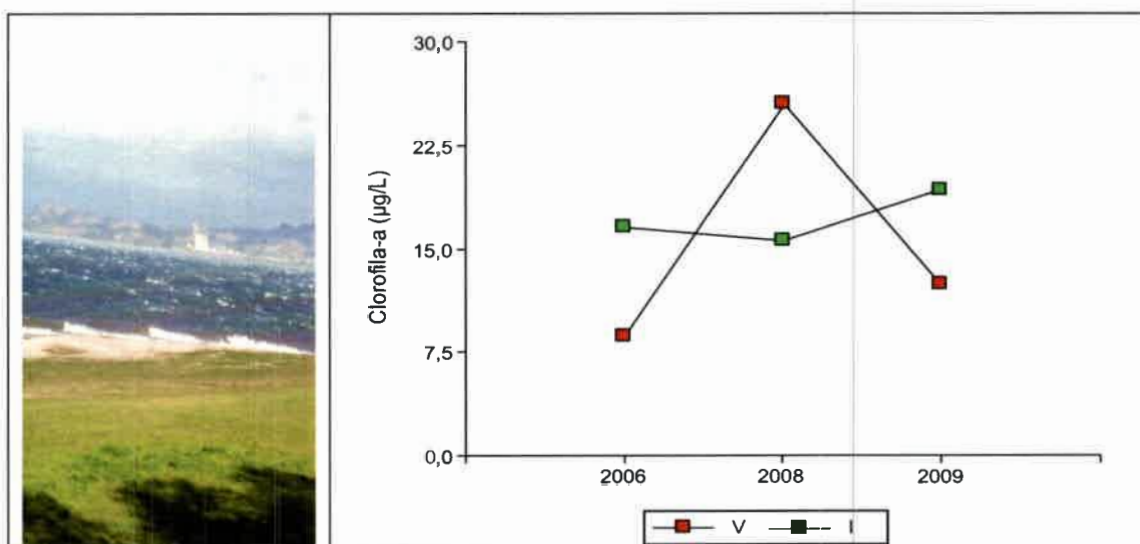


Figura 44: Perfiles a través de los años de la variable concentración de clorofila-a, en Verano e Invierno.

La Figura 44 mostró los perfiles de la variable concentración de clorofila-a para los grupos Verano e Invierno. El análisis de la varianza multivariado detectó que existen diferencias significativas entre las medias de las variables dependientes ($p < 0,05$). Los perfiles para los grupos Verano e Invierno fueron diferentes, lo que indica que el comportamiento de la variable clorofila-a fue diferente en estas épocas del año (ver en Anexo III la Tabla 37).

La interacción estación del año por año no permitió ver el efecto principal de estación del año en el ANAVA, esta interacción fue causada por el elevado valor de eutrofización observado en el Verano del año 2008. No obstante analizando todo el perfil temporal se detectan diferencias estadísticamente significativas entre las estaciones del año. Sería importante realizar nuevas determinaciones temporales,

siguiendo los mismos procedimientos de laboratorio, para concluir sobre el aumento o la disminución de la concentración de clorofila-a entre las estaciones del año.

6.4- Modelación de la Eutrofización de las Aguas del embalse Río Tercero en Relación a la Radiancia Espectral Mediante Modelos Lineales de Regresión Simples y Múltiples

6.4.1- Valores de Radiancia de las Bandas del Satélite LANDSAT 5TM

Se utilizaron los valores de clorofila-a obtenidos en laboratorio de los 7 sitios de muestreo y los datos de radiancia de las bandas 1 (B1), 2 (B2), 3 (B3), 4 (B4), 5 (B5), 6 (B6) y 7 (B7) del satélite LANDSAT 5TM, correspondientes al muestreo realizado el día 20 de Marzo del 2009 (Tabla 38).

Tabla 38: Datos de concentración de clorofila-a y radiancia de las bandas del satélite LANDSAT 5TM en los 7 sitios de muestreo de la campaña del 20 de Marzo del 2009.

Sitios	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	Cl-a
HO	31,2814	18,7977	9,2288	3,7255	0,2294	8,2980	-0,0194	2,34
CE	33,5699	21,6827	10,2687	5,4707	0,3493	8,5738	0,1112	22,72
CR	32,0443	20,2402	11,3086	5,4707	0,2294	8,4083	0,1112	17,09
VR	32,8071	20,2402	9,2288	5,4707	0,3493	8,2980	-0,0194	24,39
CO	33,5699	18,7977	9,2288	3,7255	0,3493	8,2980	-0,0194	8,94
VD	34,3327	18,7977	9,2288	5,4707	0,1095	8,2980	-0,0194	3,03
MU	32,8071	18,7977	9,2288	2,8529	0,2294	8,2980	-0,0194	8,17

6.4.2- Correlación entre Clorofila-a y Valores de Radiancia de las Diferentes Bandas

La Figura 45, muestra la matriz de diagramas de dispersión que permitió visualizar, en un mismo gráfico, las relaciones entre la variable concentración de clorofila-a y los valores de radiancia de las bandas de la subimagen LANDSAT 5TM. En la Tabla 39, se muestra la matriz de correlación, por debajo de la diagonal principal se observan los coeficientes de correlación calculados para obtener una medida de la magnitud y dirección de la asociación o covariación de cada par de variables y por encima de la diagonal principal las probabilidades asociadas a la prueba de hipótesis de correlación nula, solo se considerarán las asociaciones significativas ($p < 0,05$). Se observó que existe una alta correlación positiva entre clorofila-a y los valores de radiancia de la B2, asimismo se observó correlación entre las distintas bandas del satélite.

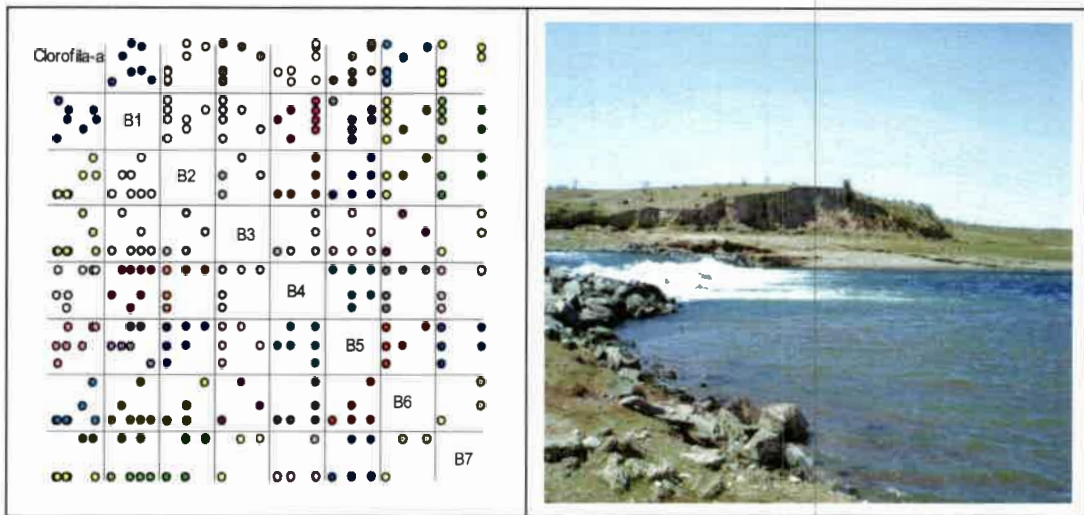


Figura 45: Diagrama de dispersión entre clorofila-a y valores de radiancia de las diferentes bandas para el Verano del 2009.

Tabla 39: Correlación entre clorofila-a y valores de radiancia de las diferentes bandas en el Verano del 2009.

	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	Cl-a
B1	1,00							
B2	0,07	1,00						
B3	-0,22	0,62	1,00					
B4	0,29	0,66	0,49	1,00				
B5	-0,04	0,52	0,04^{<0,05}	1,5E-03	1,00			
B6	0,13	0,89^{<0,05}	0,66	0,47^{<0,05}	0,35	1,00		
B7	-0,07	0,81^{<0,05}	0,93^{<0,05}	0,53	0,19	0,89^{<0,05}	1,00	
Cl-a	0,06	0,88^{<0,05}	0,46	0,57	0,69	0,59	0,57	1,00

6.4.3- Modelos de Análisis de Regresión Lineal Simple y Múltiples para la Concentración de Cl-a

Para predecir la concentración de clorofila-a en sitios no muestreados o alejados a los puntos de muestreo se realizó un análisis de regresión lineal simple y múltiple. En una primera instancia se llevó a cabo el análisis de regresión lineal simple, considerando

como variables regresoras el valor de radiancia de la B2, de la B3 y de la B4 por separado.

Con dicho análisis se obtuvieron las rectas de regresión estimadas a partir de los datos muestrales:

$$\hat{y}_i = a + b_i \cdot x_i$$

Donde \hat{y}_i es la concentración de clorofila-a estimada, x_i es la radiancia de las bandas B2, B3 y B4 y a y b_i son los estimadores de los parámetros α y β_i del modelo de regresión lineal simple poblacional.

Utilizando las respuestas estimadas para estos modelos de regresión se predijeron los valores de la variable concentración de clorofila-a en distintos sitios del embalse no muestreados y sus variaciones espaciales, lo que permitió estimar la presencia de florecimientos algales o blooms relacionados a la variabilidad de parámetros físicos, químicos y biológicos.

En las Tablas 40, 41 y 42 del Anexo IV, pueden observarse los resultados del análisis de regresión lineal simple. En ellas se mostró el ajuste al modelo lineal que describió la relación entre la concentración de clorofila-a y la radiancia. Para cada coeficiente se reportó su estimación, el error estándar de la estimación, el límite inferior y superior de los intervalos de confianza, el valor T y el valor de significación para la prueba (p_{value}). La salida muestra además, la tabla para el Análisis de la Varianza por medio de la cual se puede conocer cuánto de la variación de los datos es explicada por el modelo de regresión y cuánto debe considerarse como no explicada o residual. Si la variación explicada es sustancialmente mayor que la variación no explicada, el modelo propuesto es bueno para los fines predictivos. En dichas tablas se adjuntan los grados de libertad, los cuadrados medios del modelo (estimador de la varianza residual) y del error, el valor para la prueba F y el p-valor.

Cuando se consideró como variable regresora el valor de radiancia de la B2 los valores de los estimadores a y b de las rectas de regresión estimadas fueron -124,54 y 6,98 respectivamente, se observó que ambos coeficientes fueron estadísticamente significativos ($p < 0,05$). Se obtuvo un valor de $R^2 = 0,77$, indicando que el 77% de la variación de la concentración de clorofila-a fue explicada por la variable regresora B2 y un R^2 ajustado de 0,72 el cual no difirió demasiado del valor de R^2 considerando que el

R^2 ajustado es un valor útil en regresiones lineales múltiples (ver en Anexo IV la Tabla 40).

Las Tablas 41 y 42 del Anexo IV, mostraron que los valores de los estimadores a y b de las rectas de regresión estimadas, cuando se consideraron los valores de radiancia de las B3 y B4 como variables regresoras, no fueron estadísticamente significativos ($p > 0,05$).

En el análisis de regresión lineal simple se consideró a la B2 como variable regresora del modelo, los valores de la variable concentración de clorofila-a en distintos sitios del embalse no muestreados se pueden predecir utilizando la respuesta estimada para este modelo de regresión. Tomando la información sobre los coeficientes de regresión se puede escribir la ecuación del modelo ajustado:

$$\hat{y} = -124,54 + 6,98 B2$$

En la Figura 46 puede observarse la recta de regresión estimada a partir de la concentración de clorofila-a y de los valores de radiancia de la banda 2.

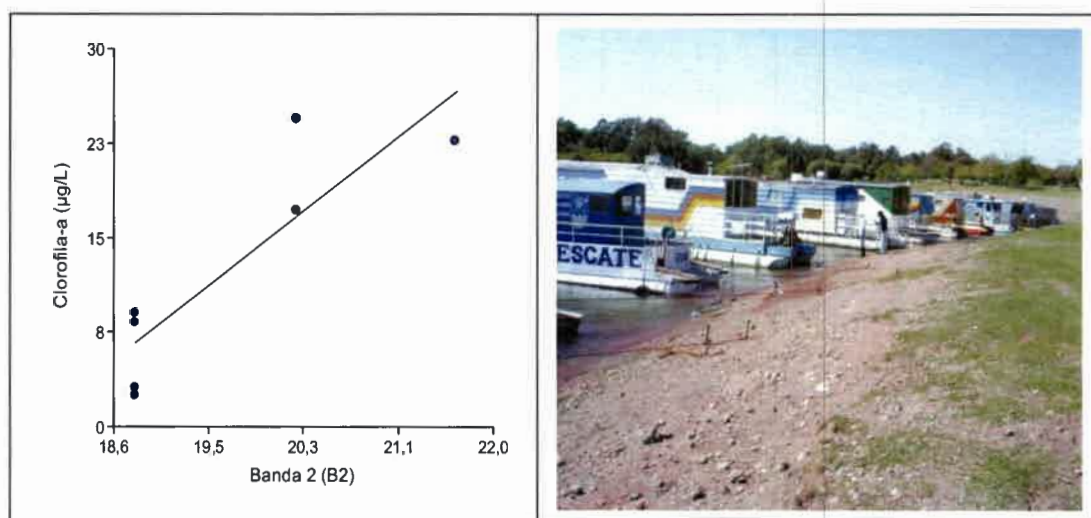


Figura 46: Modelo de regresión estimado para la B2.

En el análisis de regresión lineal también resulta útil calcular el coeficiente de variación como una medida de ajuste del modelo. El coeficiente de variación para el modelo antes calculado fue:

$$\text{Coef. Variación}_{(B2)} = \frac{\sqrt{CMerror}}{\text{Media}} \times 100 = \frac{\sqrt{22,95}}{12,38} \times 100 = 38,70$$

En la Figuras 47, se muestran los criterios de diagnóstico utilizados para verificar los supuestos del modelo. Se graficaron los valores de los residuos estudentizados vs los predichos por el modelo para la concentración de clorofila-a con el fin de probar la existencia de homogeneidad de varianzas. Para probar la normalidad de los residuos se realizaron los histogramas de frecuencias y los Q-Q Plot. Estos últimos utilizan como distribución teórica la Normal, si los puntos se distribuyen sobre la recta a 45° el supuesto de normalidad para los residuos se cumple. Para poder concluir si los residuos presentan o no distribución normal se realizó la prueba de Shapiro-Wilks.

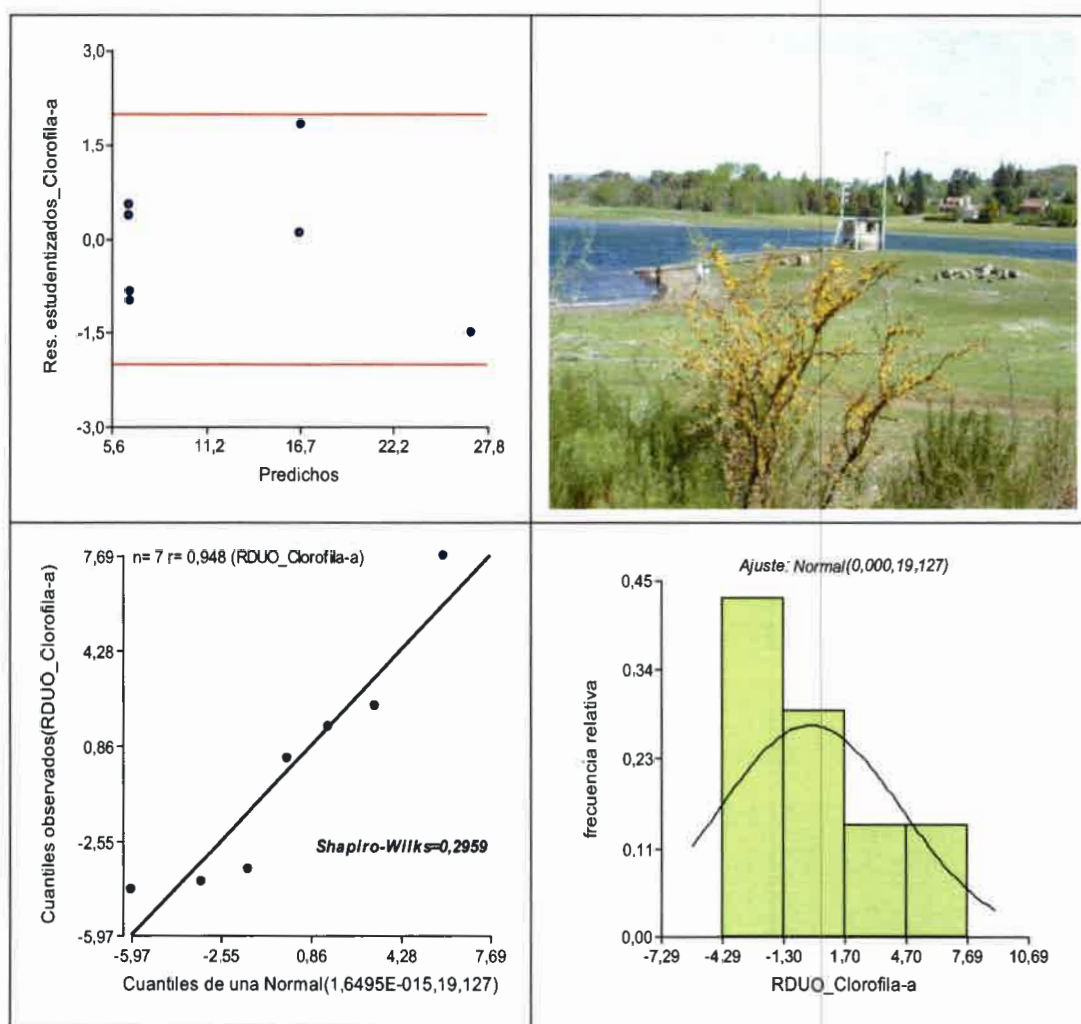


Figura 47: Análisis de homogeneidad de varianzas y normalidad de los residuos para el modelo de regresión lineal simple de clorofila-a en función de los valores de radiancia de la B2.

Se observó la ausencia de homogeneidad de varianzas ya que los valores no se distribuyeron aleatoriamente. Los puntos se dispusieron en una recta a 45° indicando que el supuesto distribucional para los residuos se cumple, lo que se concluye además con la prueba de Shapiro- Wilks ($p > 0,05$).

En una segunda instancia se realizó el análisis de regresión lineal múltiple, en el que se consideraron conjuntamente como variables regresoras del modelo a B2, B3 y B4. De la ecuación de regresión de la muestra, en la cual se combinaron los datos de radiancia y los valores de clorofila-a, se obtuvo la siguiente respuesta estimada:

$$\hat{y}_i = b_0 + b_1 \cdot x_{1i} + b_2 \cdot x_{2i} + \dots + b_k \cdot x_{ki}$$

donde, \hat{y}_i es la concentración de clorofila-a estimada, $x_{1i}, x_{2i}, \dots, x_{ki}$ son los valores de radiancia de las variables regresoras, b_0, \dots, b_k son los estimadores de los parámetros del modelo de regresión lineal múltiple poblacional. El coeficiente de determinación (R^2) se encuentra afectado por el agregado de variables, por ello surge el R^2 ajustado, que es una corrección del R^2 . Los valores de los estimadores cuando se consideraron los valores de radiancia de las B2, B3 y B4 como variables regresoras del modelo lineal múltiple, no fueron estadísticamente significativos ($p > 0,05$) (ver en Anexo IV la Tabla 43).

El coeficiente de variación para el modelo de regresión lineal múltiple fue:

$$\text{Coef. Variación} = \frac{\sqrt{CMerror}}{\text{Media}} \times 100 = \frac{\sqrt{36,72}}{12,38} \times 100 = 48,96$$

se puede observar que el valor del coeficiente de variación es mayor que el valor obtenido para el modelo de regresión lineal simple, el cual utilizado como una medida de ajuste nos indicaría que la concentración de clorofila-a en distintos puntos del embalse se puede predecir utilizando la B2 como variable regresora del modelo.

En la Figura 48 se presentan los residuos parciales de clorofila-a para cada una de las variables regresoras. Se puede observar la ausencia de relación lineal positiva entre clorofila-a y B3 y B4.

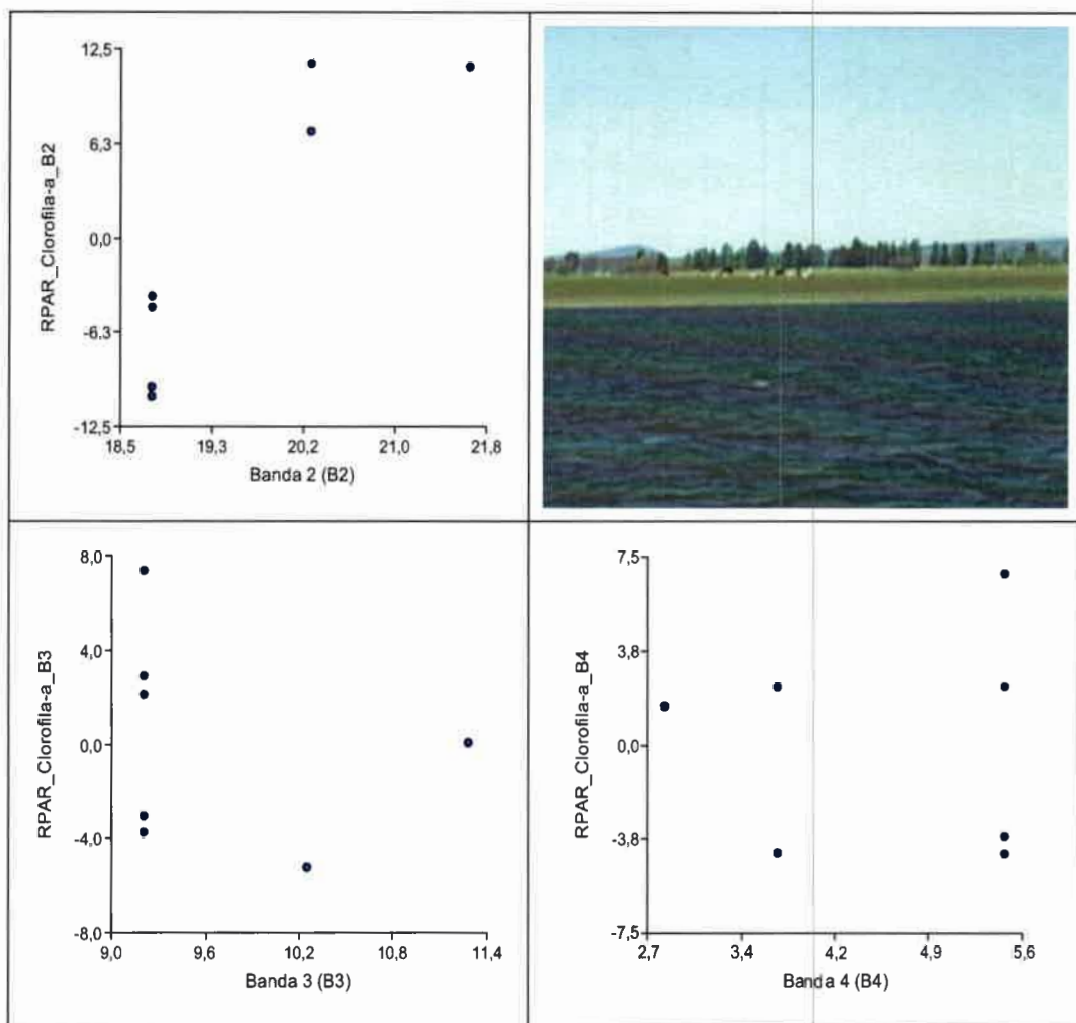


Figura 48: Residuos parciales de clorofila-a en función de las variables regresoras del modelo propuesto.

Para evaluar que tan bien funciona el modelo de regresión lineal simple se realizó el gráfico de los valores predichos por el modelo vs valores observados. Si los puntos caen sobre la recta a 45° esto nos estaría indicando un buen ajuste del modelo propuesto (Figura 49).

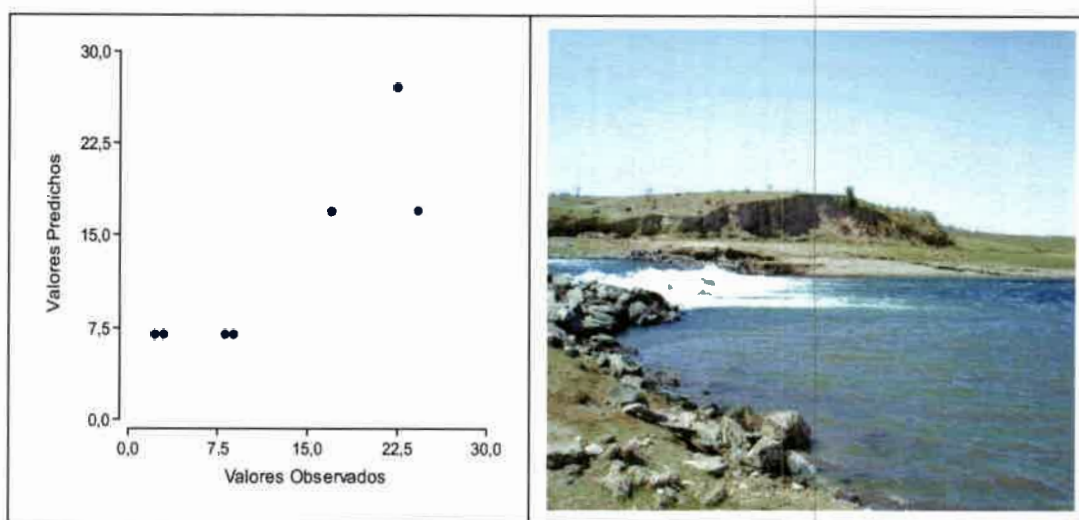


Figura 49: Valores predichos vs. observados para el modelo de regresión lineal simple de clorofila-a en función de los valores de radiancia de la banda 2.

Analizando los resultados obtenidos encontramos que el modelo propuesto para la modelación de la eutrofización de las aguas del embalse Río Tercero en relación a la reflectividad espectral resultó ser el modelo de regresión lineal simple.

6.4.4- Modelación de la Eutrofización de las Aguas del embalse Río Tercero en Relación a las Bandas Espectrales Mediante Modelos Lineales de Regresión Simples y Múltiples Contemplando Correlaciones Espaciales

Posteriormente se modelizó la eutrofización de las aguas del embalse Río Tercero en relación a las múltiples bandas espectrales aplicando modelos lineales mixtos (MLM) que contemplan las correlaciones espaciales entre los sitios de muestreo.

Utilizando a la B2 como variable regresora observamos que al igual que en el modelo de regresión lineal simple, elaborado sin tener en cuenta las correlaciones espaciales, todos los factores incluidos en el modelo fueron estadísticamente significativos ($p < 0,05$) y el valor de R^2 obtenido fue el mismo en ambos casos. La estructura de correlación elegida, al realizar el modelo lineal mixto, fue la Correlación Espacial Exponencial y el parámetro del modelo fue el rango, éste valor nos estaría indicando que existe correlación espacial en puntos ubicados a una distancia de hasta 1440,56 m. Los criterios de ajuste AIC y BIC resultaron menores, lo que indicó que considerar las correlaciones espaciales entre sitios de muestreo produjo un mejor ajuste para nuestros datos (ver en Anexo IV la Tabla 44).

La ecuación del modelo ajustado utilizando los coeficientes obtenidos a través de los modelos lineales mixtos (MLM) puede escribirse de la siguiente forma:

$$\hat{y} = -128,31 + 7,17 B2$$

Los criterios de diagnóstico utilizados para verificar los supuestos del modelo se pueden observar en la Figura 50.

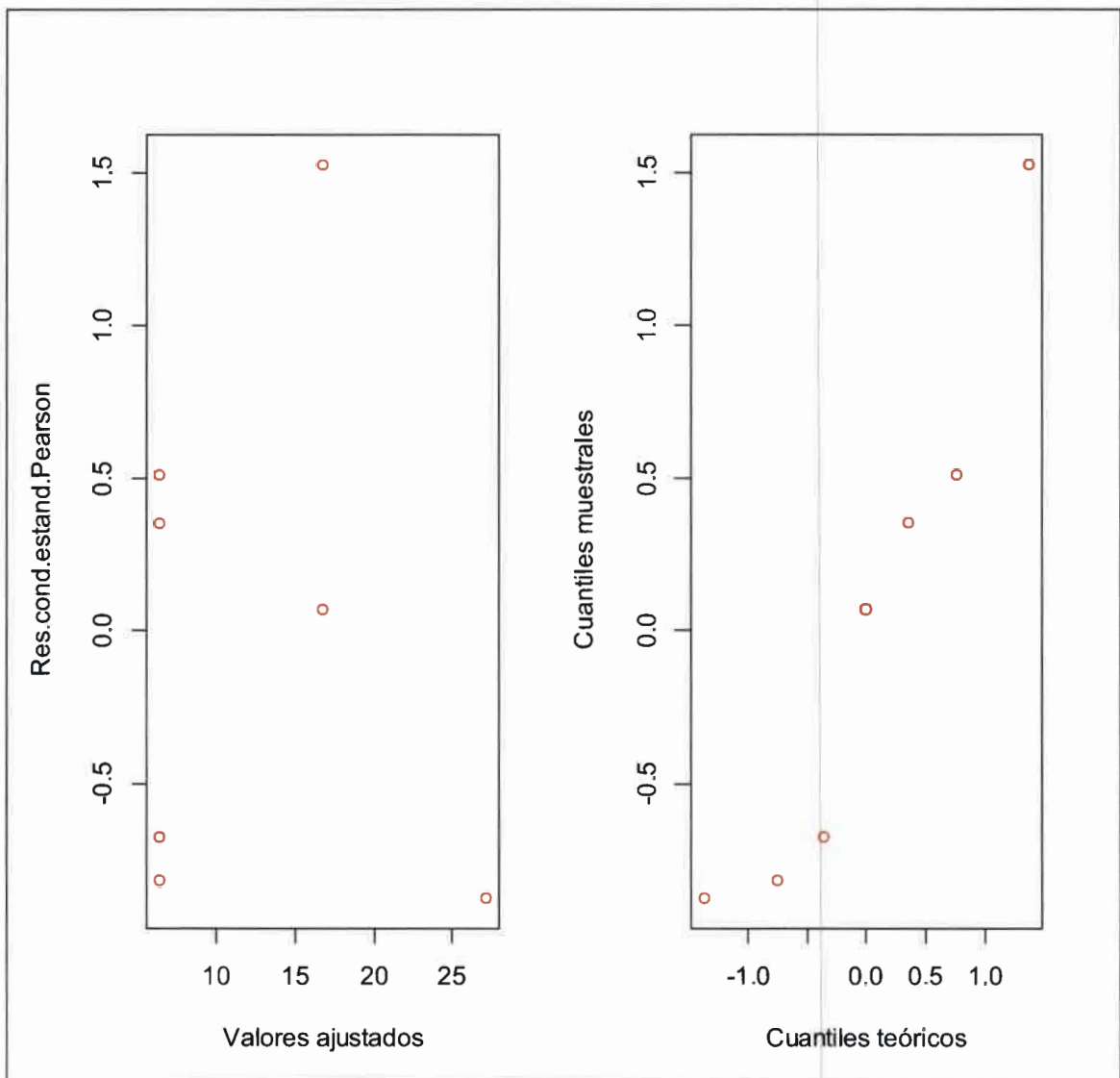


Figura 50: Exploración del modelo estimado mediante los MLM.

Se puede concluir, que el modelo propuesto para la modelación de la eutrofización de las aguas del embalse Río Tercero en relación a la reflectividad

espectral fue el modelo de regresión lineal simple construido contemplando las correlaciones espaciales entre sitios de muestreo.

6.5- Mapa de Distribución Espacial de la Concentración de Clorofila-a

Una vez seleccionado el modelo adecuado para la modelización de la concentración de clorofila-a, en relación a los valores de radiancia, se construyó el mapa de distribución espacial. A partir de la respuesta estimada por el modelo seleccionado se puede predecir la concentración de clorofila-a en sitios no muestreados y en sitios alejados a los puntos de muestreo y de esta manera evaluar la variabilidad espacial.

En la Figura 51, se presenta el modelo propuesto aplicado sobre la imagen del día 20 de Marzo del 2009 en el embalse Río Tercero. Se observa, en el lóbulo izquierdo, altas concentraciones de clorofila-a con el aporte del Río Grande, según la escala gráfica se pueden estimar valores próximos a los 30 $\mu\text{g/L}$. Por otro lado en la zona de la desembocadura de los ríos Quillinzo y La Cruz, denominada Confluencia de los Ríos, se observó la influencia de dicho ingreso. En el lóbulo derecho, se detectaron las menores concentraciones de clorofila-a.

Como resultado de la integración de sensores remotos y los modelos lineales mixtos se pudo construir el mapa de distribución espacial.

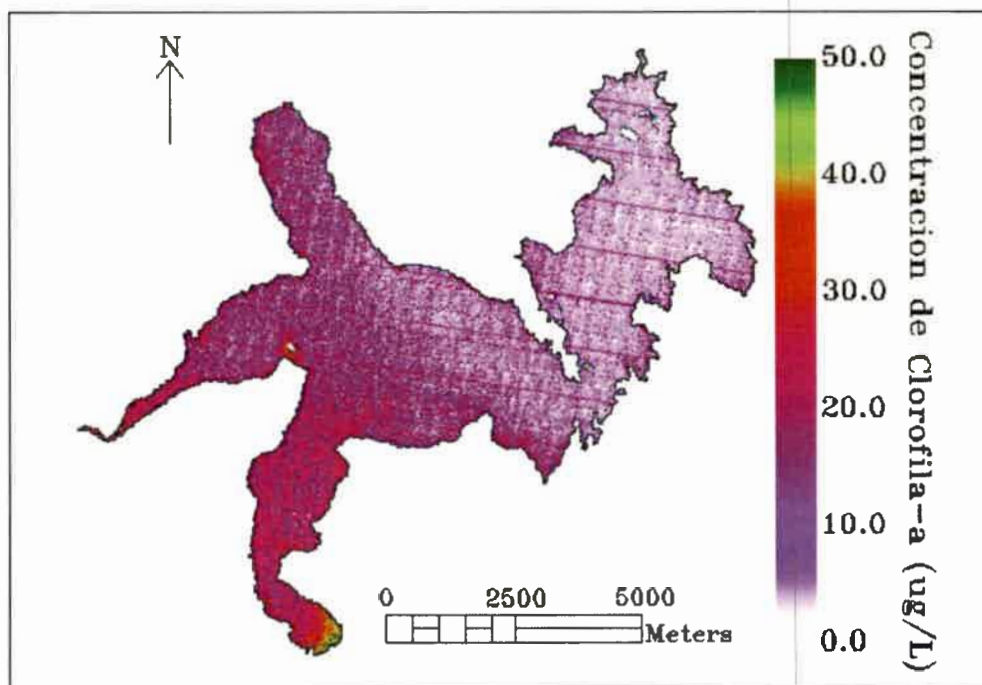


Figura 51: Modelación de la distribución espacial de la concentración de clorofila-a en el embalse Río Tercero.

Posteriormente, se procedió a la categorización de los valores de la concentración de clorofila-a en base al valor medio determinado por la OCDE (Figura 52).

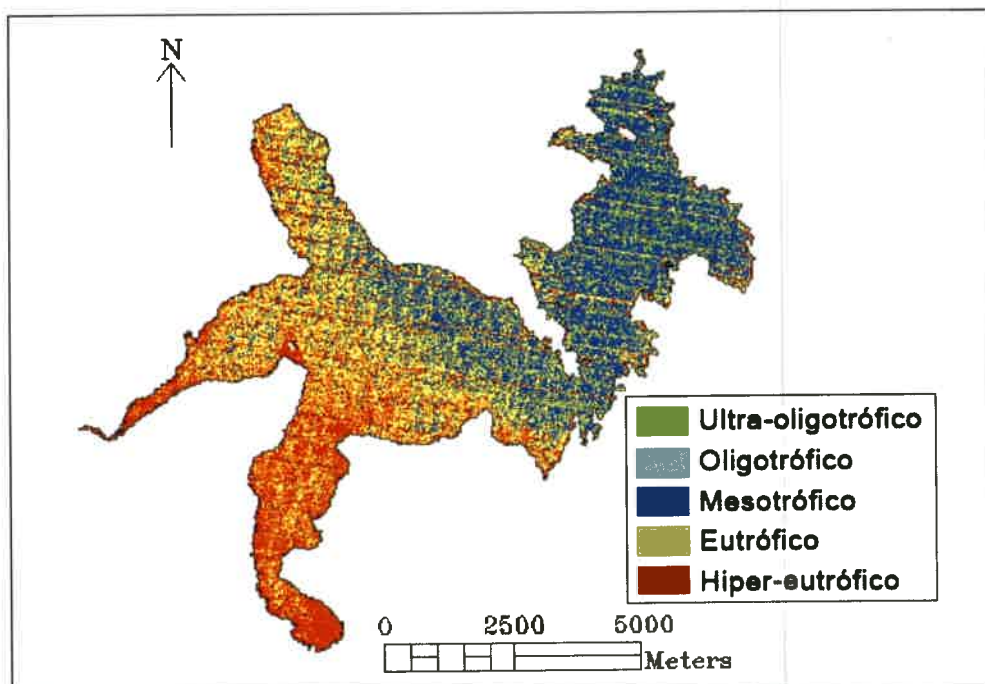


Figura 52: Mapa de valores discretos para la distribución espacial de la concentración de clorofila-a en el embalse Río Tercero.



Discusión

7.-Discusión

La determinación de la calidad general del agua y del estado trófico de un lago o embalse, constituye la parte central de cualquier estudio de valoración o clasificación de un reservorio.

Los embalses son ecosistemas eutróficos, ya que tanto por su carácter reciente como por el régimen de funcionamiento a que están sometidos, no tienen ni el tiempo ni las condiciones necesarias para evolucionar hacia sistemas oligotróficos. Puede decirse de manera bastante generalizada que los embalses que se encuentran en zonas densamente pobladas o cercanas a la desembocadura del río son algo más eutróficos que los situados en áreas poco urbanizadas o cercanos al nacimiento de los ríos. El uso de abonos y de riegos frecuentes en la cuenca, aumenta la cantidad de fósforo en los sedimentos, como consecuencia en la represa se tiende a ver una evolución biológica acelerada

De acuerdo a los resultados obtenidos en este estudio, el embalse Río Tercero se encuadra dentro de la categoría eutrófica según los valores límites determinados por la OCDE. En la República Argentina, la mayoría de los reservorios ubicados en la zona centro-norte se encuadran dentro de la clasificación eutrófica-hipereutrófica, con elevadas cargas de nutrientes, elevada concentración de clorofila-a y floraciones algales recurrentes (Prosperi, 1994).

Analizando la variación temporal de los datos de temperatura del agua en los años 2006, 2008 y 2009, se puede observar que, como era de esperar, los mayores registros se encontraron en la temporada estival, disminuyendo en la temporada invernal, situación que coincide con los antecedentes bibliográficos consultados. Antes del funcionamiento de la central nuclear, la temperatura máxima registrada en Verano fue de 29,4 °C y la mínima registrada en Invierno fue de 8,1 °C (Zunino & Migliori, 1983 en Boltovskoy & Foggetta, 1985). Cabría esperar que la temperatura máxima registrada en el Verano y la mínima del Invierno fuesen similares a las encontradas por estos autores. Si bien el valor hallado resulta semejante en Verano, con una máxima de 28,3 °C, el mismo fue registrado en el sitio de muestreo Canal de Enfriamiento a diferencia de los datos aportados por Zunino & Migliori (1983) en los que el valor máximo se registró en la zona central del embalse. En cuanto a la temperatura mínima se observa que el valor registrado en Invierno resultó diferente, siendo este de 12,2 °C.

Según Boltovskoy & Foggetta (1985), la distribución de temperatura en los embalses, en general, no es tan regular especialmente si el recurso es estratificado como es el caso de este reservorio. La descarga de agua proveniente de la central nuclear puede provocar un leve aumento de la temperatura, superior a 3 grados, con respecto a la temperatura media anual (Rodríguez *et al.*, 1997).

Mancini & Rodríguez (1999), hallaron valores de temperatura del agua que oscilaron entre 26,5 °C - 29,5 °C, dichos valores fueron tomados en 5 Estaciones de muestreo, en la campaña de abril de 1999. La máxima temperatura fue registrada en la Estación denominada Salida de la central nuclear. Cabe esperar que las temperaturas correspondientes al muestreo de Otoño del 2006 fuesen similares y que la máxima se encontrase en el sitio de muestreo Canal de Enfriamiento. Los valores hallados en este estudio resultaron más bajos, oscilando en un rango de entre 13 °C - 20 °C. El valor máximo se registró en el sitio de muestreo Canal de Enfriamiento, coincidiendo con lo determinado por Mancini & Rodríguez (1999).

Mariazzi *et al.* (1992), encontraron un rango de temperatura superficial del agua que osciló entre 25,2 °C en Verano y 10,5 °C en Invierno. Se observa que existe una diferencia aproximada de casi 4 °C con el valor máximo de temperatura hallado en este estudio. Esto podría estar relacionado al número y ubicación de los sitios de muestreos, ya que Mariazzi *et al.* (1992) sólo consideraron 2 estaciones de muestreo, una en la zona central del embalse y la otra en el dique.

Con respecto a la variación espacial, se halló que en los períodos analizados, los valores de temperatura más altos correspondieron al sitio de muestreo Canal de Enfriamiento, esto es de esperarse ya que este sitio corresponde a la salida de agua de la central nuclear, que utiliza las aguas de este reservorio como refrigerante de su reactor. Por otra parte, se esperaría que si se produce un aporte externo y constante de calor al lago, la temperatura del mismo ascendería con el tiempo. Situación que no se observa en los diagramas de perfiles de tendencia. Este comportamiento térmico puede deberse a la superficie y volumen de agua embalsada o a la mezcla total que se produce luego de un período de estratificación térmica.

Rodríguez *et al.* (1997), encontraron un valor mínimo para el pH del agua de 6,95 en Primavera en la Confluencia de los Ríos Quillinzo y La Cruz, el mínimo valor de pH hallado en este estudio fue de 7,2 en el sitio de muestreo Canal de Enfriamiento

en Verano. Con respecto a los valores máximos, durante el periodo estudiado los valores de pH superaron en varias ocasiones el valor de 8, alcanzando como máximo registro un valor de 8,1 en Invierno en el sitio de muestreo Villa del Dique. El máximo valor encontrado por Mancini & Rodríguez (1999) en el Verano de 1999 fue de 8,5.

Por otra parte, observando la variación espacial y temporal en los perfiles de tendencia se esperaría que la variable disminuyera con el tiempo y que el sitio de muestreo Canal de Enfriamiento siguiera presentando los menores valores de pH.

Si bien no se superó el valor máximo de pH de 9,0 propuesto por Wetzel (1981) para las aguas superficiales, se debería continuar analizando la tendencia de esta variable ya que al expresarse en escala logarítmica, cualquier cambio leve se puede traducir en un cambio químico de importancia, que puede traer aparejado consecuencias perjudiciales para el sistema embalse (Bonansea, 2007).

Mariazzi *et al.* (1992), registraron un valor de OD en la zona eufótica del agua dentro del rango de 6,6 mg/L, en Verano, a 10 mg/L, en Otoño, luego de la puesta en marcha de la central nuclear. Los niveles hallados por Bonatto (2006) variaron dentro del rango de 6,6 mg/L, en el Verano del 2004, a 12,60 mg/L, en el Otoño del 2004, resultando igual el mínimo valor registrado y superior el valor máximo hallado en Otoño respecto a los registrados por Mariazzi *et al.* (1992).

Los valores de OD hallados en este estudio fueron de 6 mg/L, en el Verano del año 2006, y de 13,02 mg/L, en el Invierno del año 2008, observándose que los valores máximos aumentaron con el transcurso de los años. Las concentraciones máximas de OD fueron coincidentes con una marcada actividad fotosintética, con elevados valores de pH y clorofila-a, lo cual concuerda con lo hallado por Bazán *et al.* (2005).

En el diagrama de perfiles de tendencia, se encontró que los menores valores se registraron en el sitio de muestreo Canal de Enfriamiento en todas las épocas y en todos los años que duró el estudio y que los valores registrados en Verano fueron menores que los registrados en Invierno, lo cual es esperable debido a que la solubilidad del oxígeno disminuye con la temperatura, siendo esta variable la que más influye en la concentración de este gas (Straskraba & Tundisi, 2000).

Mariazzi *et al.* (1989) analizaron la transparencia del embalse hallando fluctuaciones antes del funcionamiento de la central nuclear que oscilaron entre 0,25 y 3 m; Bonatto (2006) encontró que la transparencia varió desde 0,55 m (mínimo valor

hallado en la campaña del Verano del 2004) a 4 m de profundidad (máximo valor registrado en el Verano del 2006) obteniéndose una amplitud mayor, lo cual podría deberse a que estos autores consideraron solamente un sitio de muestreo, situado en el Centro del embalse, a diferencia de Bonatto (2006) que consideró 7 sitios de muestreo.

Mariazzi *et al.* (1992) encontraron que, luego de ponerse en funcionamiento la central nuclear, la transparencia varió entre 1,2-2,8 m. En el presente estudio se halló que la misma estuvo comprendida dentro del rango de 0,70-5,0 m, en los Inviernos de los años 2006 y 2008 respectivamente. Esto se debería a las diferentes condiciones de estratificación térmica y condiciones climáticas particulares de cada año.

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

En cuanto a la variabilidad espacial de la transparencia se observan dos grandes grupos. Los valores más bajos se encuentran en los lugares cercanos a los afluentes, ya que éstos son los que aportan la mayor cantidad de materia en suspensión, produciendo una disminución en la transparencia del agua; los valores más altos se encuentran en la zona de los Hoteles y Murallón, sitios en los cuales se presentó el menor movimiento de agua y la mayor profundidad.

La concentración de clorofila-a presentó un rango entre 1-179 $\mu\text{g/L}$ en el período anterior al funcionamiento de la central nuclear. Luego de la puesta en marcha de la misma, la concentración de clorofila-a disminuyó, oscilando dentro del rango 1-37 $\mu\text{g/L}$, con una media de 17 $\mu\text{g/L}$ (Mariazzi *et al.*, 1992). En un estudio realizado posteriormente los valores de clorofila-a resultaron inferiores a 37 $\mu\text{g/L}$, oscilando entre 1,50 $\mu\text{g/L}$ en el Invierno del año 2003 y 28 $\mu\text{g/L}$ en la Primavera del año 2005 (Bonatto, 2006). Las condiciones climáticas propias de cada año y los aportes a la cuenca podrían influir en los valores hallados de clorofila-a en los distintos muestreos y años.

Plencovich *et al.* (2004), en un estudio realizado en el Sistema Laguna Mar Chiquita- Bañados del Río Dulce, hallaron valores de clorofila-a medidos en once sitios de muestreo que oscilaron entre 7,34 $\mu\text{g/L}$ a 60,88 $\mu\text{g/L}$. Los autores Bazán *et al.* (2005)

observaron, en el embalse Los Molinos, que las concentraciones de clorofila-a evaluadas en cada uno de los 5 sitios de muestreo presentaron variabilidad entre las diferentes campañas llevadas a cabo, donde en el muestreo realizado el 15 de diciembre del año 1999 se encontraron los máximos valores para esta variable, oscilando en el rango de 163,30 $\mu\text{g/L}$ a 43,05 $\mu\text{g/L}$, los valores mínimos se hallaron en la campaña del 16 de agosto del 2000, variando entre 1,00 $\mu\text{g/L}$ a 2,10 $\mu\text{g/L}$. La concentración de clorofila-a obtenida por Bonatto (2006), en la Primavera del 2005 para las 25 Estaciones de muestreo, osciló dentro del rango 9,00-28,00 $\mu\text{g/L}$ para el embalse de Río Tercero, resultando diferentes a los hallados por Plencovich *et al.* (2004) en la Laguna Mar Chiquita y a los de Bazán *et al.* (2005) en el embalse Los Molinos. Como puede observarse los valores de concentración de clorofila-a varían según los recursos estudiados, los sitios de muestreo considerados y las características particulares de cada año.

Bonanse (2007), en su estudio realizado en el embalse Río Tercero, encontró una mediana de 8,2 $\mu\text{g/L}$ de clorofila-a. Comparando los sitios de muestreo, observó que las concentraciones más altas de clorofila-a se presentaron en el Canal de Enfriamiento de la central nuclear y en el Murallón del embalse. En el primer caso, el incremento de la clorofila-a puede deberse a la alta temperatura que posee el agua en este sitio, lo que favorece la proliferación de algas por encontrar condiciones óptimas de vida. Mientras que en el segundo caso, la alta concentración de clorofila-a sería producto de las altas concentraciones de nutrientes y de los vientos que generan una deriva del fitoplancton hacia la zona mencionada. Esta teoría estaría respaldada con las conclusiones de Ciallella *et al.* (1977), que afirma que los vientos predominantes en la zona del embalse Río Tercero provienen del sector suroeste. Por otro lado, los valores más bajos de clorofila-a se encontraron en la Confluencia de los Ríos Quillinzo y La Cruz.

En este estudio los valores hallados de clorofila-a resultaron inferiores a 35,5 $\mu\text{g/L}$, oscilando entre 2,33 $\mu\text{g/L}$, en el Verano del año 2009, y 35,19 $\mu\text{g/L}$, en el Verano del año 2008, cuando se consideraron 7 sitios de muestreo. En el diagrama de perfiles suavizados se observa una gran variabilidad espacial y temporal para la variable concentración de clorofila-a y una tendencia a aumentar con el tiempo, lo que haría suponer un mayor riesgo ambiental para este reservorio. La menor concentración de

clorofila-a se registró, tanto en Verano como en Invierno, en los sitios de muestreo Hoteles y Villa del Dique mientras que la mayor concentración se registró en los sitios Confluencia de los Ríos, Canal de Enfriamiento, Murallón, Centro y Villa Rumipal. El sitio de muestreo Confluencia de los Ríos tuvo un comportamiento diferente al observado por Bonansea (2007), presentando mayores concentraciones de clorofila-a.

Los valores de PT oscilaron entre 0,01-0,06 $\mu\text{g/L}$ y los valores más altos se registraron en los sitios de muestreo Murallón y Hoteles, resultados que coinciden con los encontrados por Bonansea (2007). Esta condición podría deberse a la fuerte actividad antrópica que se realiza en estas zonas, que pueden abarcar desde actividades de recreación a descargas de efluentes no tratados. Bonatto (2006), en un estudio realizado durante los años 2003 al 2006, encuadró al embalse dentro del grado mesotrófico, reportando valores promedios de la concentración de PT dentro del rango 0,01 a 0,0195 $\mu\text{g/L}$, valores inferiores a los hallados en este estudio.

Bonansea (2007) encontró, en el Verano de 2004, valores extremos de 4,5 mg/L para la concentración de NT. En este trabajo se registró un valor mínimo de 0,40 mg/L y un valor máximo de 2,60 mg/L y al igual que lo ocurrido con el PT las máximas concentraciones se encontraron en sitios con alta actividad antrópica, tales como Villa del Dique, Villa Rumipal y Murallón.

Cabría esperar, de acuerdo a los resultados obtenidos, que se produjeran florecimientos algales recurrentes en sitios con alta actividad antrópica y en épocas estivales, lo que generaría fuertes impactos en la salud ecosistémica.

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

Para este estudio se seleccionaron, en todos los casos, los dos primeros CP que explicaron, en promedio, el 69% de la variabilidad total de los datos, estos valores son menores que los utilizados por Girao (2007) que analizó la calidad del agua de ambientes lóticos de Brasil.

Por medio del ACP, se determinó la existencia de asociación positiva, tanto en Verano como en Invierno, entre la concentración de clorofila-a y los nutrientes PT y

NT. De esta manera, el aumento en la concentración de nutrientes, principalmente fósforo, registrado en los últimos años en el embalse Río Tercero, puede ser una causa del incremento general de la variable clorofila-a. La correlación entre clorofila-a y transparencia del disco de Secchi fue negativa en todas las épocas del año abarcadas, lo que coincide con lo hallado por Lundberg *et al.* (2005), en su estudio realizado en el Golfo de Finlandia durante el período 1980-2002.

Los indicadores regionales de calidad del agua, tales como concentración de clorofila-a, NT, PT y transparencia, fueron sugeridos a partir de la técnica del ACP, metodología que está siendo ampliamente utilizada en el análisis de los cuerpos de agua (Vilhena Schayer Sabino *et al.*, 2008).

Con respecto a los sitios de muestreo, fueron encontradas y caracterizadas las regiones contaminadas por un manejo inadecuado del suelo, actividades agropecuarias, cargas difusas e impacto antrópico. El sitio de muestreo Canal de Enfriamiento estuvo asociado con la temperatura del agua, en todo el período analizado. El sitio Confluencia de los Ríos, asociado a la mayor concentración de clorofila-a y los sitios Murallón y Hoteles asociados a la concentración de nutrientes y a los valores mayores de profundidad del disco de Secchi. Los sitios cercanos a los tributarios son los que aportan material en suspensión y los más alejados de éstos son los que presentan, en nuestro caso, menor movimiento de agua, mayor profundidad y alto impacto antrópico.

En el ACoorP y en el análisis de conglomerados ó cluster se observó, que en todas las épocas del año y en todos los años de estudio, los sitios Murallón y Hoteles tuvieron un comportamiento similar en tanto que el sitio Canal de Enfriamiento se diferenció del resto, lo que concuerda con lo presentado por Bonatto (2006) y Bonansea (2007).

Los modelos de eutrofización hallados en este estudio indican que la variación en la concentración de clorofila-a esta influenciada por los años considerados, los sitios de muestreo y la interacción estación climática según año. Sin embargo, al realizar el análisis de la varianza multivariado (MANOVA) se detectan diferencias entre las estaciones del año consideradas, en tanto que el elevado valor en la concentración de clorofila-a hallado en el Verano del año 2008 no permitió ver el efecto de estación del año en el ANAVA. Sin embargo, Bazán *et al.* (2005) en su estudio realizado en el embalse Los Molinos, observó un aumento de la concentración de clorofila-a en

primavera alcanzando su máxima concentración en el verano y disminuyendo notablemente en otoño. Sass *et al.* (2007), en su estudio en lagos de la llanura Boreal, utilizó el ANOVA a dos vías de clasificación para establecer la proporción de variación del estado trófico que es explicada por los factores espacio, tiempo y la interacción espacio x tiempo, lo que concuerda con lo hallado en este estudio.

El sensoramiento satelital provee apropiados instrumentos para integrar datos limnológicos de diversos parámetros, colectados por medio de técnicas de monitoreo tradicionales, con datos de reflectividad.

En la actualidad se cuenta con antecedentes de numerosas publicaciones a nivel nacional e internacional (Rodríguez, 2001; Plencovich *et al.*, 2004; Bazán *et al.*, 2005; Ledesma *et al.*, 2008; Cheng & Lei, 2000; Giardino *et al.*, 2001; Vincent *et al.*, 2004; Wang *et al.*, 2004; Hellweger *et al.*, 2004; Polvorinos *et al.*, 2005) en las cuales se utilizaron las técnicas de teledetección y las técnicas de simulación numérica sobre diversos parámetros de calidad en cuerpos de agua.

La metodología adoptada en este estudio consistió en utilizar dos tipos de métodos empíricos (deductivo e inductivo). El primero, consistió en convertir, a partir de funciones ya establecidas valores de niveles digitales (ND) a valores físicos de radiancia. Por otro lado, en el método inductivo se ha inferido una función matemática entre los valores observados de ND convertidos a radiancia con respecto a los valores medidos de concentración de clorofila-a (Pagot, 2003).

Para evaluar el comportamiento espacial del embalse, se determinaron a partir de datos de concentración de clorofila-a en 7 sitios de muestreos y los valores de radiancia de las bandas 2, 3 y 4 de la imagen satelital LANDSAT 5TM del 20 marzo 2009, las respuestas estimadas para los modelos poblacionales de regresión lineal simple y múltiple. Al obtener las respuestas para los modelos de regresión lineal simple, se observó que cuando se consideraron como variables regresoras los valores de radiancia de las bandas 3 y 4 los parámetros correspondientes a dichos modelos no fueron estadísticamente significativos. El modelo de regresión lineal simple que consideró los valores de radiancia de la banda 2 presentó un coeficiente de determinación $R^2= 0,77$ y los criterios de ajuste AIC y BIC resultaron ser 45,44 y 45,28 respectivamente. El rango de concentración de clorofila-a, en el cual el modelo hallado es válido, estuvo entre 2,34 y 24,39 $\mu\text{g/L}$.

Bonatto (2006) consideró, en su estudio realizado en el embalse Río Tercero, datos de clorofila-a de 25 estaciones de muestreo en la Primavera del año 2005 integrados a los valores de reflectividad de las bandas 2 y 4 de la subimagen LANDSAT 5TM. La proporción de la variabilidad de la clorofila-a explicada por los valores de reflectividad de las bandas 2 y 4, en los modelos lineales simples y múltiples, estuvo entre el 70 y el 75%. La capacidad predictiva de estos modelos fue inferior a la hallada en este estudio y la concentración de clorofila-a utilizada estuvo entre 9 y 28 $\mu\text{g/L}$.

Ledesma et al. (2008), en una primera aproximación al estudio de la variabilidad espacial y temporal del embalse Río Tercero, utilizaron modelos de regresión lineal simples entre las bandas 2 y 4 del satélite LANDSAT 5TM y la concentración de clorofila-a en las primaveras de los años 2005 y 2006. Los valores de los coeficientes de determinación, considerando en ambos casos a la banda 2 como variable regresora, fueron $R^2 = 0,76$ y $R^2 = 0,88$ en el rango de concentración de clorofila-a comprendido entre 0 y 30 $\mu\text{g/L}$. Sin embargo, al aplicar un procesamiento multitemporal entre las dos imágenes satelitales correspondientes a ambas primaveras no se consideraron las correcciones necesarias.

Plencovich *et al.* (2004) relacionaron valores de reflectividad de imágenes LANDSAT 7ETM+ de la laguna Mar Chiquita con valores de clorofila-a medidos in situ en la misma fecha de muestreo. En su trabajo buscaron una relación entre combinaciones de bandas y la concentración de clorofila-a, encontraron que la mejor correlación estaba dada por la relación $(B5/B4)+B1$ y utilizaron como función de correlación la exponencial ($R^2 = 0,71$). El valor menor medido en campo de clorofila-a resultó 7,34 mg/L y el valor mayor medido fue 60,88 mg/L por lo tanto se acotaron, los valores de clorofila-a obtenidos a través de las bandas, entre esos dos valores. Además, aplicaron un análisis multitemporal entre dos imágenes de la zona de los Bañados del Río Dulce para distinguir áreas que presentan cambios entre época seca y húmeda.

Bazán *et al.* (2005) aplicaron, en el embalse Los Molinos, modelos hidrodinámicos y de calidad (Dysrem-Caedym) y utilizaron imágenes LANDSAT 5TM y 7ETM+ con el fin de completar los monitoreos estacionales y desarrollar modelos de distribución espacial de clorofila-a. En su estudio observaron que los valores de reflectividad aumentaban en función de los valores de clorofila-a, con mayor respuesta en las bandas azul y verde del espectro electromagnético. El modelo resultante para

estimar la concentración de clorofila-a entre 0 y 10 $\mu\text{g/L}$ ($R^2 = 0,72$), se presenta a

$$\text{continuación: } \ln(Cl - a) = 1,8726 - 0,0334\left(\frac{R1}{R2}\right) - 4,0591(R1)$$

Hellweger et al. (2004) encontró, en su estudio realizado en New York Harbor, que la concentración de clorofila-a estaba correlacionada con el cociente entre los valores de reflectividad de las bandas verde y roja del satélite LANDSAT TM. El modelo propuesto, que arrojó un coeficiente de determinación $R^2 = 0,78$ en el rango de concentración de clorofila-a entre 0,6 y 1,8 $\mu\text{g/L}$, fue:

$$\text{LogChl} - a = 0,48 + 6,37 \frac{R2}{R3}$$

Cabe observar que distintos modelos han sido utilizados para evaluar la variabilidad espacial de la concentración de clorofila-a en función de datos satelitales. Los parámetros de las funciones obtenidos en cada uno de ellos solo pueden ser considerados dentro de los rangos de clorofila-a medidos, como resultado solamente válido para la imagen correspondiente a la campaña de muestreo, razón por la cual sería importante probar otras relaciones funcionales.

Posteriormente, se modelizó la eutrofización de las aguas del embalse Río Tercero, en relación a las múltiples bandas espectrales, contemplando las correlaciones espaciales entre sitios de muestreo mediante los modelos lineales mixtos (MLM). El valor de R^2 obtenido fue de 77% y los criterios de ajuste AIC y BIC resultaron ser 36,64 y 35,07, valores menores a los obtenidos que cuando se consideró el modelo de regresión lineal simple. El modelo que contempla las correlaciones espaciales resultó ser el que mejor explica el estado trófico del reservorio.

En estos estudios donde se complementan las metodologías de teledetección y modelación numérica junto con los monitoreos periódicos, los modelos lineales mixtos son los modelos propuestos para la modelización de la eutrofización de las aguas del embalse Río Tercero.

El mapa de distribución espacial de clorofila-a, desarrollado a partir del modelo lineal mixto hallado en este estudio, permitió establecer el valor que adquiere dicho parámetro en sitios no muestreados y analizar su variabilidad. Las áreas de color rojo y verde representan áreas de mayor concentración de clorofila-a, que corresponderían a

zonas con alto impacto antrópico y elevada cantidad de nutrientes en el agua. Se observó que las mayores concentraciones de clorofila-a se dan en las regiones Canal de Enfriamiento, Confluencia de los Ríos, Villa Rumipal y Centro. Bonansea (2007), contrario a lo establecido en este estudio, halló que los valores los valores más bajos de clorofila-a se encontraron en la Confluencia de los Ríos Quillinzo y La Cruz y los valores más altos en la zona de Villa del Dique y Murallón.

En la zona del Canal de Enfriamiento se pudo estimar la concentración de clorofila-a en valores próximos a los 30 $\mu\text{g/L}$, siendo 22,72 $\mu\text{g/L}$ la concentración medida en la campaña de muestreo. Por otro lado, en la zona de Hoteles la concentración de clorofila-a estimada fue de 10 $\mu\text{g/L}$ correspondiendo a la concentración medida de 2,34 $\mu\text{g/L}$.

A pesar de que los valores de concentración de clorofila-a están sobrestimados el mapa de distribución espacial, obtenido a través de la integración de modelos matemáticos y técnicas de teledetección, puede ser utilizado como una herramienta válida de predicción debido a que concuerda con lo observado a campo.



Conclusiones

8.- Conclusión

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

Los programas de vigilancia de los sistemas acuáticos continentales creados con el fin de obtener modelos de predicción de la eutrofización y el mantenimiento de la calidad del agua para uso humano y conservación de la diversidad biológica son importantes así como también algunas medidas de remediación de sistemas impactados.

La base de datos generada a partir de los monitoreos efectuados, resultó ser suficiente para una aplicación básica de modelos empíricos para la evaluación de la eutrofización en el embalse de Río Tercero.

En este estudio fue posible determinar variaciones espaciales y temporales de parámetros físico-químicos y biológicos evaluados in situ y en laboratorio.

El mínimo aumento de temperatura del agua puede llegar a provocar un desplazamiento a favor de una mayor eutrofización del ecosistema. Esto también puede verse favorecido por el aporte de sustancias orgánicas provenientes de los embalses aguas arriba y también desde las costas, como producto de la actividad de una creciente población humana.

El sitio de muestreo Canal de Enfriamiento presentó un comportamiento diferencial al resto de los lugares, generalmente asociado a mayores valores de temperatura del agua.

Los lugares cercanos a los afluentes presentaron los valores más bajos de transparencia medida por medio del disco de Secchi. En todas las estaciones del año se observó correlación negativa entre clorofila-a y transparencia del disco de Secchi.

La zona de los Hoteles estuvo asociada a altos valores de PT y NT en todas las estaciones del año, mientras que en Primavera y Verano se encontró también asociada a altos valores de pH, esto podría deberse a la gran afluencia turística que presenta esta zona.

La concentración de clorofila-a presentó variabilidad tanto espacial como temporal en el embalse Río Tercero, encontrándose los mayores valores en los afluentes y los menores valores en las salidas del mismo.

La medición de niveles de nutrientes y de indicadores como clorofila-a permitió seguir el nivel trófico del cuerpo de agua.

La modelización espacio-temporal realizada a través del análisis de la varianza, pudo demostrar que el aumento en la concentración de clorofila-a se debió a un incremento en la concentración de nutrientes registrado en los últimos años en el embalse Río Tercero. Cabría esperar, que de acuerdo a los resultados obtenidos, se produjeran florecimientos algales recurrentes, lo que generaría fuertes impactos en la salud ecosistémica.

Los modelos lineales de regresión simples y múltiples aplicados para analizar el proceso de eutrofización utilizando las bandas espectrales del satélite LANDSAT 5TM, permitieron predecir la concentración de clorofila-a en sitios alejados a los puntos de muestreo y evaluar la calidad del agua del embalse Río Tercero.

Los resultados obtenidos al aplicar los modelos lineales mixtos permitieron señalar que estos resultaron ser los mejores para la modelación de la eutrofización de las aguas del embalse Río Tercero. El hecho de modelar la variabilidad contemplando las correlaciones espaciales entre los sitios de muestreo produjo un mejor ajuste.

El mapa de distribución espacial construido, permitió predecir la concentración de clorofila-a en sitios no muestreados y en sitios alejados a los puntos de muestreo y de esta manera evaluar su variabilidad espacial.

Se destaca la importancia de esta investigación en función de los antecedentes parciales que existen en nuestro país en el uso y aplicación de técnicas de modelado matemático integrando sensores satelitales para el estudio de parámetros de calidad del agua.

Este trabajo constituye una línea de base para el análisis de parámetros de riesgo, utilizados para evaluar la calidad del agua, extrapolable a otros sistemas del país.



Bibliografía

9.- Bibliografía

- [1] American Public Health Association (APHA). 2000. Standart methods for the examination of water and wastewater, Washington.
- [2] APN, Administración de Parques Nacionales – Sistema de Información de Biodiversidad. 2005. Protocolo para el preprocesamiento de imágenes satelitales Landsat para aplicaciones de la administración de Parques Nacionales.
- [3] Balzarini, M. 2003. Análisis multivariado, Notas de clase, Maestría en estadística aplicada, Universidad Nacional de Córdoba.
- [4] Balzarini, M. 2006. Curso-Taller Aplicaciones de Modelos Mixtos en Agricultura, Fac. Cs. Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba.
- [5] Balzarini, M.G., L. Gonzalez, M. Tablada, F. Casanoves, J.A. Di Rienzo, C.W. Robledo. 2008. Infostat. Manual del Usuario, Editorial Brujas, Córdoba, Argentina.
- [6] Bazán, R., M. Corral, M. Pagot, A. Rodríguez, C. Oroná, M.I. 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, Córdoba, Argentina. *Ingeniería Hidráulica en México*. 20 (2): 121-135.
- [7] Bernard, N., R. Wright. 1999. *Ciencias ambientales: Ecología y desarrollo sostenible*. Ed. Pearson Educación. ISBN: 9701702336
- [8] Boltovskoy, A. & M. Foggetta. 1985. Limnología física del embalse Río III. *Biología Acuática*. Instituto de Limnología "Dr. Raul A. Ringuelet". N° 7. 26 pp.
- [9] Bonansea, M. 2007. Evaluación de la calidad del agua y estado trófico del embalse Río Tercero, Córdoba, Argentina. Tesis de grado. Universidad Nacional de Río Cuarto.
- [10] Bonatto, F. 2006. Variaciones espaciales de variables biológicas en el embalse Río Tercero. Córdoba. Tesis de grado. Universidad Nacional de Río Cuarto.
- [11] Bonatto, F., M. Bonansea, V. Reynoso, C. Rodríguez, M. Mancini, C. Prospero. 2006. Aplicación de sensores remotos y SIG para predecir riesgos de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba. *Actas de resúmenes XXII Reunión Argentina de Ecología*. Córdoba, Argentina. Pág. 114.
- [12] Bonetto, A. A., D. H. Di Persia, R. Magianesi, M. del C. Corigliano. 1976. Caracteres limnológicos de algunos lagos eutróficos de embalse de la región central de Argentina. *Ecosur*. 3 (5): 47-120. En Boltovskoy, A. & M. Foggetta. 1985. *Limnología física del embalse Río III*. *Biología Acuática*. Instituto de Limnología "Dr. Raul A. Ringuelet". N° 7. 26 pp.

- [13] Brizuela, A., C. Aguirre, I. Velasco. 2007. Aplicación de métodos de corrección atmosférica de datos Landsat 5 para análisis multitemporal. TELEDETECCION- Hacia un mejor entendimiento de la dinámica global y regional. Ed. Martín, 2007, ISBN: 978-987-543-126-3.
- [14] Calcagno, A.T. 1996. Evaluación de impacto ambiental, Proyecto programa nacional de agua potable y alcantarillado cloacal, Almafuerte, Córdoba, 2, 2-75.
- [15] Canada Centre for Remote Sensing Remote Sensing Tutorial. Fundamentals of Remote Sensing. Natural Resources Canada.
- [16] Carlson, R.E. 1977. A trophic state index for lakes, *Limnology and oceanography* 22 (2) 361- 369. En Cheng, K., T. Lei, Reservoir trophic state evaluation using Landsat TM data. 2000. [Http://www. Gisdevelopment.net/ aars/ acrs 2000/ water resources](http://www.Gisdevelopment.net/aars/acrs2000/waterresources).
- [17] Carlson, R.E. 1977. A trophic state index for lakes, *Limnology and oceanography* 22 (2) 361- 369. En Iwashita, K., Kudoh, K., Fijii, H., Nishikawa, H., Satellite analysis for water flow of lake Inbanuma, *Advances in scape research* 33. 284-289. 2004.
- [18] Chander, G., B. Markham. 2003. Revised Landsat-5 TM Radiometric Calibration Procedures and Pstcalibration Dynamic Ranges. *IEEE TRANSACTIONS ON GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING*, VOL.41, N°11.
- [19] Chander, G., B. Markham, J. Barsi. 2007. Revised Landsat-5 Thematic Mapper Radiometric Calibration. *IEEE GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING LETTERS*, VOL.4, N°3.
- [20] Cheng, K., T. Lei. 2000. Reservoir trophic state evaluation using Landsat TM data, [Http://www. Gisdevelopment.net/ aars/ acrs 2000/ water resources](http://www.Gisdevelopment.net/aars/acrs2000/waterresources).
- [21] Chuvieco, E. 2002. Teledetección Ambiental. Ed. Ariel, S.A. 586 pp.
- [22] Ciallella, N., G. Necco, D. Cancio, A. Romano, T. Pérez. 1977. Climatología de la zona embalse Río Tercero. República Argentina. CNEA NT 15/77. Comisión Nacional de Energía Atómica. Dependiente de la Presidencia de la Nación. Buenos Aires. Argentina.
- [23] Codd, G. 1995. Cyanobacterial toxins: Occurrence, properties and biological significance. *Wat. Sci. Tech.* 32(4): 149-156.
- [24] Cosavella, A. 2002. Influencia de efectos antrópicos y naturales en el proceso de eutrofización de las aguas del embalse los molinos, Tesis de maestría, Universidad Tecnológica Nacional.
- [25] De Bernardi, R., G. Guissani. 1990. Are blue green-algae a suitable food zooplankton?. An overview. *Hydrobiologia* 200-201: 29-41.

- [26] De Ceballos B.S.O., A. König, F. Oliveira. 1998. Dam reservoir eutrophication: a simplified technique for a fast diagnosis of environmental degradation, *Wat. Res.* 32 (11) 3477- 3483.
- [27] Degioanni, A., M.A. Reynero, J. Cisneros, A. Cantero. 2002. Batimetría de lagunas mediante teledetección: ajustes de un modelo empírico en el sureste de Córdoba, Argentina. *Revista de Teledetección*, 17: 89-95.
- [28] De León, L. 2002. Floraciones de cianobacterias en aguas continentales del Uruguay: causas y consecuencias, *Perfil Ambiental del Uruguay 2002*, Domínguez, A. y R. G. Prieto (eds.), Nordan-Comunidad, Montevideo, 28-37.
- [29] Di Rienzo, J.A., R. Macchiavelli, F. Casanoves. 2010. Modelos Mixtos en InfoStat.
- [30] Di Rienzo J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada, C.W. Robledo. InfoStat versión 2011. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- [31] ENVI. Versión 4.2. 2005. Programa de análisis y procesamiento de imágenes satelitales. Research Systems a Kodak Company.
- [32] Fernández-Cortéz, A., J.M. Calaforra, R. Jiménez-Espinosa, F. Sánchez-Martos. 2006. Geostatistical spatiotemporal análisis of fair temperature as an aid to delineating thermal stability zones in a potential show cave: Implications for environmental management. *Journal of Environmental Management* 81, 371-383.
- [33] Foody, G., P. Atkinson. 2002. *Uncertainty in Remote Sensing and Gis*. Department of Geography, University of Southampton, UK. Ed. Wiley ISBN: 0-470-84408-6.
- [34] Forján Lozano, E., M.J. Domínguez Vargas, C. Vilchez Lobato, R. Miguel, C. Costa, M.P. Reis. 2008, Cianoalerta: estrategia para predecir el desarrollo de cianobacterias tóxicas en embalses, *Ecosistemas* 17 (1), 37-45.
- [35] Giardino, C., M. Pepe, P.A. Brivio, P. Ghezzi, E. Zilioli. 2001. Detecting chlorophyll, secchi disk depth and surface temperature in a sub-alpine lake landsat imagery, *The Science of the Total Environment* 268, 19-29.
- [36] Girao, E.G., E.M. de Andrade, M. de Freitas Rosa, L.F.P. de Araujo, A.C.M. Meireles. 2007. Water quality assessment of the Jaibas River, Ceará, Brazil using principal component analysis. *Revista Ciencia Agronomica*, v.38, n.1, p.17-24. ISSN: 0045-6888.
- [37] González, J., J.B. Valdés. 2008. A regional monthly precipitation simulation model based on an l-moment smoothed statistical regionalization approach, *Journal of Hydrology* 348, 27-39.

- [38] Hellweger, F.L., P. Schlosser, U. Lall, J.K. Weissel. 2004. Use of satellite imagery for water quality studies in New York Harbor. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61, 437-448. Elsevier.
- [39] Hyde, K.J.W., J.E. O'reilly, C.A. Oviatt. 2007. Validation of seawifs chlorophyll a in massachusetts bay.
- [40] Iwashita, K., K. Kudoh, H. Fijii, H. Nishikawa. 2004. Satellite analysis for water flow of Lake Inbanuma. *Advances in Scape Research*. 33: 284-289.
- [41] Lampert, W., U. Sommer. 1997. *Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams*. Oxford University Press. ISBN: 0-19-509592-8.
- [42] Ledesma, C., F. Bonatto, M. Bonansea, C. Prospero, C. Rodríguez. 2008. Status trophic and spatial variability of reservoir Río Tercero. *Córdoba, Biocell* ISSN 0327-9545(print)- ISSN 1667-5746 (electronic) 32 (1) 169.
- [43] Lim, H.S., M.Z. Matjafri, K. Abdullah, M.N.A. Bakar. 2003. Establishing a global algorithm for water quality mapping from multitudes images.
- [44] Liu, Y., H. Guo, P. Yang. 2010. Exploring the influence of lake water chemistry on chlorophyll-*a*: A multivariate statistical model analysis, *Ecological Modelling* 221, 681-688.
- [45] Lundberg, C., Malin Lonroth, Mikael von Numers, Erik Bonsdorff. 2005. A multivariate assessment of coastal eutrophication. Example from the Gulf of Finland, northern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 50, 1185-1196. Elsevier.
- [46] Mancini, M., C. Rodríguez. 1999. Informe estudio embalse Río Tercero. FAV. UNRC. Com. Personal.
- [47] Mancini, M., C. Rodríguez, G. Bagnis, A. Liendo, C. Prospero, M. Bonansea, J. Tundisi. 2010. Cyanobacterial bloom and animal mass mortality in a reservoir from Central Argentina. *Brazilian Journal of Biology*. En prensa.
- [48] Mancini, M., A. Bethular, A. Vignatti, S. Echaniz, M. Bonansea, V. Salinas, C. Rodríguez. 2011. Calidad de agua y zooplancton del embalse San Roque (Córdoba, Argentina). *Ciencia* 6(1): 69-80.
- [49] Margalef, R. 1991. *Ecología*. Ed. Omega. 951 pág.
- [50] Mariazzi, A. A. & V. H. Conzonno. 1980. Distribución de clorofila-a y producción fotosintética en el Embalse Río III. Primeros resultados. *Limnobiós*. 2 (1): 54-67. En Boltovskoy, A. & M. Foggetta. 1985. *Limnología física del embalse Río III*. *Biología Acuática*. Instituto de Limnología "Dr. Raul A. Ringuelet". N° 7. 26 pp.
- [51] Mariazzi, A. A., M. C. Romero, V. H. Conzonno. 1981 a. Producción primaria, bacterias, nutrientes y otros factores ecológicos en el Embalse del Río III (Córdoba).

- Limnobiós. 2 (3): 153-177. En Boltovskoy, A. & M. Foggetta. 1985. Limnología física del embalse Río III. Biología Acuática. Instituto de Limnología "Dr. Raul A. Ringuelet". Nº 7. 26 pp.
- [52] Mariazzi, A.A., M.C. Romero, V.H. Conzonno, A.J. Mariñelarena. 1989. Results of a limnological study in a reservoir previous the functioning of a nuclear power plant (embalse del Río III, Argentina). Revista asociación de ciencias naturales del litoral 20 (1 y 2) 57-68.
- [53] Mariazzi, A.A., J.L. Donadelli, P. Arenas, M.A. 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.
- [54] Matheron, G. 1970. La teoría de las variables regionalizadas y sus aplicaciones, Los cuadernos del centro de morfología matemática de Fontainebleau.
- [55] Mc Naughton, S.J., L.L. Wolf. 1984. Ecología general, Edic. Omega S.A. 713.
- [56] Moral García, F.J., J.R. Marques da Silva. 2002. Ejemplo de representación gráfica de una variable regionalizada, XIV Congreso Internacional de Ingeniería Gráfica, Santander, España.
- [57] Moral García, F.J. 2004. Aplicación de la geoestadística en las ciencias ambientales. Ecosistemas 13 (1). Asociación española de ecología terrestre. <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp>.
- [58] Murai, S. 1999. SIG: manual básico, Journal Selper 15 (1) 73.
- [59] OECD (organización para la cooperación y el desarrollo económico). 1982. Eutrophication of Waters, Monitoring, assesment and control, Final repot OECD, Cooperative programme on monitoring of inland waters (eutrophication control), environment directorate, OECD Paris, Francia.
- [60] Pagot, M. 2003. Metodologías inductivas y deductivas en técnicas de teledetección. Problemas del Conocimiento en Ingeniería y Geología, Vol. I. L.A. Godoy (Editor). Editorial Universitas, Córdoba, pp. 114-129.
- [61] Paruelo, J.M. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos, Ecosistemas 17 (3) 4-22.
- [62] Pizzolon, L. 1996. Importancia de las cianobacterias como factor de toxicidad en las aguas continentales. Interciencia 21(6): 239-245.
- [63] Plencovich, G., M. Pagot, G. Hillmam, C. Pozzi, A. Rodríguez. 2004. Aplicación de sensores remotos al conocimiento hidrológico del sistema Laguna Mar Chiquita-

- Bañados del Río Dulce, Argentina. XXI Congreso Latinoamericano de hidráulica, IARH, Brasil. ISBN 58-904853-1-5.
- [64] Polvorinos, A., M. Forteza, M.J. Hernández, J. Almarza, J. Toja, C. Escot. 2005. Remote sensing modelling and monitoring of water quality within the Seville (Spain) area dams, Proc. of the 3rd ESA CHRIS/Proba Workshop, 21-23 march, ESRIN, Frascati, Italy.
- [65] Porcu, E., J. Mateu, G. Chistakos. 2009. Quasi-arithmetic means of covariance functions with potential applications to space-time data, *Journal of multivariate analysis* 100, 1830- 1844.
- [66] Prospero, C. 1994. A cyanophyte capable of fixing nitrogen under high levels of oxygen, *Journal of phycology* 30, 2: 222-224.
- [67] Prospero, C. 2000. Cyanobacteria in human affairs. *Interciencia, Revista de Ciencia y Tecnología de América*. 25 (6): 303-306.
- [68] Prospero, C. 2007. Beneficios de la aireación en lagos eutrofizados. *Revista Estructplan on line (México)*. www.estrucplan.com.mx
- [69] Quintín Cuador-Gil, J., A. Quintero-Silverio. 2001. Simulación condicional de variables regionalizadas y su aplicación al comportamiento de la porosidad efectiva en un yacimiento fracturado-poroso, *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, Tomo LIV, 19-27.
- [70] Reynoso, V., M. Bonansea, F. Bonatto, M. Mancini, C. Prospero, C. Rodríguez. 2005. Temporal and spatial variations in water quality parameters of Río Tercero dam, Córdoba, Argentina. *Biocell* Vol. 29 (2) 254.
- [71] Richards, J., X. Jia. 2006. *Remote Sensing Digital Image Analysis. An Introduction*. 4th Edition. Ed. Springer. ISBN-10 3-540-25128-6 Springer Berlin Heidelberg New York. ISBN-13 978-3-540-25128-6 Springer Berlin Heidelberg New York
- [72] Riding, S.O., W. Rast. 1992. *El control de la eutrofización en lagos y pantanos*. Ediciones Pirámide S.A. 375.
- [73] Rodríguez, M.C., M. Mancini, A. Weyers, G. Alcantú. 1997. Estudio bacteriológico y químico del embalse Río III, Córdoba, Argentina, *Ciencia veterinaria* 27, 3-8.
- [74] Rodríguez, M.C., M. Mancini, C. Prospero, A. Weyers, G. Alcantú. 2001. Calidad de agua de una laguna recreacional del Centro-Oeste de la provincia de Córdoba, Argentina, *Rev. AquaTIC* N° 12.

- [75] Rodríguez, M.C. 2001. Variaciones temporales y espaciales en la calidad del agua del embalse Piedras Moras, Córdoba, Rev. UNRC 21 (1-2) 44.
- [76] Rodríguez, M.C., M. Mancini, V. Reynoso, C. Basualdo, C. Prospero, M. Finola, M. Bonansea, F. Bonatto. 2004. Estado trófico y calidad del agua del embalse Río Tercero, Córdoba, Argentina, II Reunión binacional de ecología 368.
- [77] Rodríguez, C., M. Bonansea, F. Bonato, M. Mancini, V. Reynoso, C. Prospero. 2005. Monitoreo de la calidad del agua del embalse Río Tercero, Córdoba, Argentina, IV Taller Internacional sobre enfoques regionales para el desarrollo y gestión de embalses en la cuenca del Plata. 4:1-5
- [78] 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, Luxembourg, en CD rom.
- [79] Ruibal Conti, A.L., M.I. Rodríguez, M.A. Ruiz, N. Crema, M.A. Bustamante, C.M. Angelaccio. 2006. Evaluación preliminar del impacto de cianobacterias tóxicas en la salud de poblaciones del perillago, 1° Congreso Internacional sobre Gestión y Tratamiento Integral del Agua, Córdoba, Argentina.
- [80] Sass, G.Z., I.F. Creed, S.E. Bayley, K.J. 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, 127-141. Elsevier.
- [81] Schabenberger, O., C. Gotway. 2006. Statistical methods for spatial data analysis, Chapman & hall-crc 42-150.
- [82] Short, M.N. 1999. The Remote Sensing tutorial. <http://www.rst.gsfc.nasa.gov>
- [83] Smith, R.L., T.M. Smith. 2001. Ecología, Cuarta edición, Ed. Pearson Educación S.A. 664. ISBN: 84-7829-040-0.
- [84] Song, C. 2001. Classifications and change detection using Landsat TM: When and how to correct atmospheric effects. Rev. Remote Sensing of Environment. 75:230-244. En: Maldonado, G., L. Espizua, S. Delgado. 2005. Different methods of detection of glacier surface in the central Andes, Argentina. Congreso Internacional de la Comisión para la Sustentabilidad del agua de la Unión Geográfica Internacional (UGI). Buenos Aires, Argentina.
- [85] Straskrava, M., J.G. Tundisi. 2000. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Gerenciamento da qualidade da água de represas. Vol.9. International lake environment committee. International institute of Ecology. ISBN 85-87418-04-1.

- [86] Sven-Olof, Walter Rast. 1992. El control de la eutrofización en lagos y pantanos, Ed. Pirámide S.A., Madrid.
- [87] 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: 227-235.
- [88] Tripathi, N.K., P. Sing. 2003. Mapping chlorophyll-a in upper lake, bhopal using IRS-1c. [Http://www.gisdevelopment.net/application/environment/water/watq.0002.ht](http://www.gisdevelopment.net/application/environment/water/watq.0002.ht).
- [89] Vallentyne, J.R. 1978. Introducción a la limnología, Ediciones Omega S.A. 169.
- [90] Vargas Baecheler, J., C. Vargas. 1999. Modelación de calidad de aguas del lago Villarrica y aproximación al problema hidrodinámico, VI Jornadas del Conaphi-Chile.
- [91] Varol, M., B. Gokot, A. Bekleyen, B. Sen. 2012. Spatial and temporal variations in surface water quality of the dam reservoirs in the Tigris River basin, Turkey. Elsevier. *Catena* 92(2012) 11-21.
- [92] Vilhena Schayer Sabino, C., J.F. de Abreu, W. Lobato, G. Schayer Sabino, E.A.N. Knup. 2008. *Revista de Biología e Ciencias da Terra*. Vol.8- Número 2. ISSN 1519-5228.
- [93] Vincent, R.K., Xiaoming Qin, R. Michael, L. McKay, Jeffrey Miner, Kevin Czajkowski, Jeffrey Savini, Thomas Bridgeman. 2004. Phycocyanin detection from LANDSAT TM data for mapping cyanobacterial blooms in Lake Erie. *Remote Sensing of Environment* 89, 381-392. Elsevier.
- [94] Wang, Y., H. Xia, J. Fu, G. Sheng. 2004. Water quality change in reservoirs of Shenzhen, China: detection using Landsat/ TM data, *Science of the total environment* 328, 195-206.
- [95] Wetzel, R.G. 1981. *Limnology*. Ed. Saunders College Publishing.
- [96] Xu, F., S. Tao, R. W. Dawson, B. Li. 2000. A GIS-based method of lake eutrophication assessment. *Ecological Modelling*. 144: 231-244.
- [97] Zunino, R. C. & Miglioris. 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. Buenos Aires: 1-226. En Boltovskoy, A. & M. Foggetta. 1985. *Limnología física del embalse Río III*. *Biología Acuática*. Instituto de Limnología "Dr. Raul A. Ringuelet". N° 7. 26 pp.



10.-Anexos

10.1- Anexo I

Tabla 28: Análisis de la varianza para la concentración de clorofila-a.

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
Clorofila-a	42	0,91	0,69	30,26

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)						
F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor	
Modelo	2929,69	29	101,02	4,16	0,0061	
Estación del año	27,67	1	27,67	1,14	0,3067	
Año	448,94	2	224,47	9,25	0,0037	
Sitio	890,06	6	148,34	6,11	0,0039	
Estación del año*Año	698,69	2	349,34	14,39	0,0006	
Año*Sitio	750,40	12	62,53	2,58	0,0573	
Estación del año*Sitio	113,94	6	18,99	0,78	0,5997	
Error	291,25	12	24,27			
Total	3220,94	41				

Tabla 29: Comparación de concentraciones de clorofila-a entre los años de estudio.

Test:LSD Fisher Alfa=0,05 DMS=4,05707
Error: 24,2707 gl: 12

Año	Medias	n	E.E.	
2006	12,55	14	1,32	A
2009	15,79	14	1,32	A
2008	20,51	14	1,32	B

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p \leq 0,05$)

Tabla 30: Comparación de concentraciones de clorofila-a entre los sitios de muestreo.

Test:LSD Fisher Alfa=0,05 DMS=6,19727
Error: 24,2707 gl: 12

Sitio	Medias	n	E.E.		
VD	9,03	6	2,01	A	
HO	11,51	6	2,01	A	B
CO	14,71	6	2,01	A	B
VR	16,94	6	2,01		B C
MU	17,52	6	2,01		B C
CE	21,75	6	2,01		C
CR	22,50	6	2,01		C

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p \leq 0,05$)

Tabla 31: Comparación de concentraciones de clorofila-a entre las estaciones del año, discriminadas por año.

Test:LSD Fisher Alfa=0,05 DMS=5,73756						
<i>Error: 24,2707 gl: 12</i>						
Estación del año	Año	Medias	n	E.E.		
Verano	2006	8,57	7	1,86	A	
Verano	2009	12,38	7	1,86	A	B
Invierno	2008	15,56	7	1,86		B C
Invierno	2006	16,52	7	1,86		B C
Invierno	2009	19,20	7	1,86		C
Verano	2008	25,46	7	1,86		D

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<= 0,05)

Tabla 32: Análisis de la varianza para el Log (clorofila-a).

Variable	N	R ²	R ² Aj	CV
LOG10 Clorofila-a	42	0,93	0,76	12,56

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)						
F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor	
Modelo	3,24	29	0,11	5,54	0,0016	
Estación del año	0,06	1	0,06	2,87	0,1163	
Año	0,32	2	0,16	7,99	0,0062	
Sitio	1,09	6	0,18	9,04	0,0007	
Estación del año*Año	0,66	2	0,33	16,26	0,0004	
Año*Sitio	1,01	12	0,08	4,16	0,0099	
Estación del año*Sitio	0,10	6	0,02	0,84	0,5637	
Error	0,24	12	0,02			
Total	3,48	41				

Tabla 33: Comparación del Log (clorofila-a) entre las estaciones del año, discriminadas por año.

Test:LSD Fisher Alfa=0,05 DMS=0,16544						
<i>Error: 0,0202 gl: 12</i>						
Estación del año	Año	Medias	n	E.E.		
Verano	2006	0,93	7	0,05	A	
Verano	2009	0,96	7	0,05	A	B
Invierno	2008	1,12	7	0,05		B C
Invierno	2009	1,19	7	0,05		C
Invierno	2006	1,20	7	0,05		C
Verano	2008	1,39	7	0,05		D

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<= 0,05)

Tabla 34: Comparación del Log (clorofila-a) entre los sitios de muestreo, discriminados por año.

Test:LSD Fisher Alfa=0,05 DMS=0,30951									
Error: 0,0202 gl: 12									
Año	Sitio	Medias	n	E.E.					
2009	VD	0,54	2	0,10	A				
2009	HO	0,55	2	0,10	A				
2006	CO	0,95	2	0,10	B				
2008	VD	1,01	2	0,10	B	C			
2006	MU	1,02	2	0,10	B	C			
2006	VD	1,03	2	0,10	B	C			
2006	VR	1,04	2	0,10	B	C			
2006	HO	1,08	2	0,10	B	C	D		
2008	VR	1,13	2	0,10	B	C	D	E	
2006	CR	1,15	2	0,10	B	C	D	E	
2008	CO	1,15	2	0,10	B	C	D	E	
2009	MU	1,16	2	0,10	B	C	D	E	
2009	CO	1,18	2	0,10	B	C	D	E	
2006	CE	1,18	2	0,10	B	C	D	E	
2008	HO	1,21	2	0,10	B	C	D	E	F
2009	CR	1,29	2	0,10		C	D	E	F
2009	CE	1,38	2	0,10			D	E	F
2008	CE	1,38	2	0,10			D	E	F
2008	MU	1,38	2	0,10			D	E	F
2009	VR	1,41	2	0,10				E	F
2008	CR	1,51	2	0,10					F

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p \leq 0,05$)

10.2- Anexo II

Tabla 35: Modelación de la concentración de clorofila-a sin contemplar las correlaciones espaciales.

Modelos lineales generales y mixtos
Especificación del modelo en R

```
modelo000_Clorofila.a_REML<-
gls(Clorofila.a~1+Estacion.del.ano+Ano+Sitio+Estacion.del.ano:Ano+Ano:Sitio+Estacion.del.ano:Sitio
,method="REML"
,na.action=na.omit
,data=R.data00)
```

Resultados para el modelo: modelo000_Clorofila.a_REML
Variable dependiente: Clorofila.a

Medidas de ajuste del modelo

N	AIC	BIC	logLik	Sigma	R2	O
42	153,13	168,16	-45,56	4,93	0,91	

AIC y BIC menores implica mejor

Pruebas de hipótesis secuenciales

	numDF	F-value	p-value
(Intercept)	1	458,74	<0,0001
Estacion.del.ano	1	1,14	0,3067
Ano	2	9,25	0,0037
Sitio	6	6,11	0,0039
Estacion.del.ano:Ano	2	14,39	0,0006
Ano:Sitio	12	2,58	0,0573
Estacion.del.ano:Sitio	6	0,78	0,5997

Tabla 36: Modelación de la concentración de clorofila-a contemplando las correlaciones espaciales.

Modelos lineales generales y mixtos					
Especificación del modelo en R					
<pre> modelo.001_Clorofila.a_REML<- gls (Clorofila.a~1+Estacion.del.ano+Ano+Sitio+Estacion.del.ano:Ano+Ano:Sitio+Estacion.del.ano:Sitio ,correlation=corExp(form=~as.numeric(as.character(Lat))+as.numeric(as.character(Long)) Estacion.del.ano_Ano ,metric="euclidean" ,nugget=FALSE) ,method="REML" ,na.action=na.omit ,data=R.data00) </pre>					
Resultados para el modelo: modelo.001_Clorofila.a_REML					
Variable dependiente: Clorofila.a					
Medidas de ajuste del modelo					
N	AIC	BIC	logLik	Sigma	R2
42	155,13	170,64	-45,56	4,93	0,91
AIC y BIC menores implica mejor					
Pruebas de hipótesis secuenciales					
	numDF	F-value	p-value		
(Intercept)	1	458,74	<0,0001		
Estacion.del.ano	1	1,14	0,3067		
Ano	2	9,25	0,0037		
Sitio	6	6,11	0,0039		
Estacion.del.ano:Ano	2	14,39	0,0006		
Ano:Sitio	12	2,58	0,0573		
Estacion.del.ano:Sitio	6	0,78	0,5997		
Estructura de correlación					
Modelo de correlación: Exponential spatial correlation					
Formula: ~ as.numeric(as.character(Lat)) +					
as.numeric(as.character(Long)) Estacion.del.ano_Ano					
Metrica: euclidean					
Parámetros del modelo					
Parámetro	Estim				
range	58,16				

10.3- Anexo III

Tabla 37: Análisis de la varianza multivariado para la concentración de clorofila-a en distintas estaciones del año.

Cuadro de Análisis de la Varianza (Wilks)					
F.V.	Estadístico	F	gl (num)	gl (den)	p
Epoca	0,16	17,86	3	10	0,0002
Cuadro de Análisis de la Varianza (Pillai)					
F.V.	Estadístico	F	gl (num)	gl (den)	p
Epoca	0,84	17,86	3	10	0,0002
Cuadro de Análisis de la Varianza (Lawley-Hotelling)					
F.V.	Estadístico	F	gl (num)	gl (den)	p
Epoca	5,36	17,86	3	10	0,0002
Cuadro de Análisis de la Varianza (Roy)					
F.V.	Estadístico	F	gl (num)	gl (den)	p
Epoca	5,36	17,86	3	10	0,0002
Prueba Hotelling Alfa=0,05					
<i>Error: Matriz de covarianzas común gl: 12</i>					
Epoca	C2006	C2008	C2009	n	
I	16,52	15,56	19,20	7	A
V	8,57	25,46	12,38	7	B
<i>Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<= 0,05)</i>					

10.4- Anexo IV

Tabla 40: Relación entre la concentración de clorofila-a y B2 como variable predictora.

Análisis de regresión lineal							
Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC	
Clorofila-a	7	0,77	0,72	66,00	45,45	45,28	
Coeficientes de regresión y estadísticos asociados							
Coef	Est.	E.E.	LI (95%)	LS (95%)	T	p-valor	CpMallows
const	-124,55	33,87	-211,62	-37,47	-3,68	0,0143	
B2	69,78	17,24	25,47	114,10	4,05	0,0098	14,82
Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)							
F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor		
Modelo.	376,30	1	376,30	16,39	0,0098		
B2	376,30	1	376,30	16,39	0,0098		
Error	114,82	5	22,96				
Total	491,12	6					

Tabla 41: Relación entre la concentración de clorofila-a y B3 como variable predictora.

Análisis de regresión lineal							
Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC	
Clorofila-a	7	0,21	0,06	187,97	53,94	53,77	
Coeficientes de regresión y estadísticos asociados							
Coef	Est.	E.E.	LI (95%)	LS (95%)	T	p-valor	CpMallows
const	-37,09	42,55	-146,45	72,28	-0,87	0,4233	
B3	51,13	43,84	-61,57	163,83	1,17	0,2961	2,30
Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)							
F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor		
Modelo.	105,03	1	105,03	1,36	0,2961		
B3	105,03	1	105,03	1,36	0,2961		
Error	386,09	5	77,22				
Total	491,12	6					

Tabla 42: Relación entre la concentración de clorofila-a y B4 como variable predictora.

Análisis de regresión lineal							
Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC	
Clorofila-a	7	0,32	0,18	124,98	52,93	52,76	
Coefficientes de regresión y estadísticos asociados							
Coef	Est.	E.E.	LI(95%)	LS(95%)	T	p-valor	CpMallows
const	-8,49	13,97	-44,40	27,42	-0,61	0,5700	
B4	45,39	29,63	-30,78	121,56	1,53	0,1861	3,12
Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)							
F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor		
Modelo.	156,88	1	156,88	2,35	0,1861		
B4	156,88	1	156,88	2,35	0,1861		
Error	334,24	5	66,85				
Total	491,12	6					

Tabla 43: Relación entre la concentración de clorofila-a y múltiples bandas espectrales.

Análisis de regresión lineal							
Variable	N	R ²	R ² Aj	ECMP	AIC	BIC	
Clorofila-a	7	0,78	0,55	775,76	49,16	48,89	
Coefficientes de regresión y estadísticos asociados							
Coef	Est.	E.E.	LI(95%)	LS(95%)	T	p-valor	CpMallows
const	-123,04	49,57	-280,81	34,73	-2,48	0,0891	
B2	75,67	32,27	-27,03	178,37	2,34	0,1008	7,37
B3	-13,60	38,80	-137,07	109,87	-0,35	0,7491	3,34
B4	0,23	29,44	-93,46	93,92	0,01	0,9943	3,25
Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)							
F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor		
Modelo.	380,89	3	126,96	3,46	0,1678		
B2	202,01	1	202,01	5,50	0,1008		
B3	4,51	1	4,51	0,12	0,7491		
B4	2,2E-03	1	2,2E-03	6,0E-05	0,9943		
Error	110,23	3	36,74				
Total	491,12	6					

Tabla 44: Modelación de la concentración de clorofila-a en relación a la reflectividad espectral contemplando las correlaciones espaciales.

Modelos lineales generales y mixtos					
Especificación del modelo en R					
<pre>modelo.000_Clorofila.a_REML<-glms(Clorofila.a~1+B2 ,correlation=corExp(form=~as.numeric(as.character(Latitud))+as.numeric(as.character(Longitud)) ,metric="euclidean" ,nugget=FALSE) ,method="REML" ,na.action=na.omit ,data=R.data00)</pre>					
Resultados para el modelo: modelo.000_Clorofila.a_REML					
Variable dependiente: Clorofila.a					
Medidas de ajuste del modelo					
N	AIC	BIC	logLik	Sigma	R2
7	36,64	35,07	-14,32	5,01	0,77
AIC y BIC menores implica mejor					
Pruebas de hipótesis marginales modelo.000_Clorofila.a_REML					
	numDF	F-value	p-value		
(Intercept)	1	12,83	0,0158		
B2	1	15,55	0,0109		
Pruebas de hipótesis secuenciales					
	numDF	F-value	p-value		
(Intercept)	1	29,69	0,0028		
B2	1	15,55	0,0109		
Efectos fijos					
	Value	Std.Error	t-value	p-value	
(Intercept)	-128,31	35,83	-3,58	0,0158	
B2	71,66	18,18	3,94	0,0109	
Estructura de correlación					
Modelo de correlación: Exponential spatial correlation					
Formula: ~ as.numeric(as.character(Latitud)) +					
as.numeric(as.character(Longitud))					
Metrica: euclidean					
Parámetros del modelo					
Parámetro	Estim				
range	1440,03				





UNB
Biblioteca Central



71191

71191