



UNIVERSIDAD NACIONAL DE RIO CUARTO
UNIVERSIDAD FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO

Tesis para acceder al título de Doctor
en Ciencia, Tecnología e Innovación Agropecuaria

**MODELOS GEOESTADÍSTICOS ESPACIO-TEMPORALES
APLICADOS A RECURSOS HÍDRICOS SUPERFICIALES**

Ing. Qca. MSc. Claudia Rosa Ledesma

DIRECTOR: Dra. María Claudia Rodríguez

CO-DIRECTOR: Dr. Wagner de Souza Tassinari

Río Cuarto, septiembre 2019

COMISION ASESORA y JURADO

Nombre y Apellido.....Lugar de trabajo.....

Firma.....Aclaración.....

Nombre y Apellido.....Lugar de trabajo.....

Firma.....Aclaración.....

Nombre y Apellido.....Lugar de trabajo.....

Firma.....Aclaración.....

DEFENSA ORAL Y PÚBLICA

Lugar y fecha

Calificación.....

*A mi familia
y al recuerdo de mis seres queridos, presentes en todo momento.*

RESUMEN

Los recursos hídricos superficiales en nuestro país han sufrido considerables alteraciones producto de la intervención antrópica en el ambiente. Los lagos y embalses del centro-norte del país han acelerado sus procesos naturales de colmatación y eutrofización, presentando elevadas cargas de nutrientes, altas concentraciones de clorofila-a y recurrentes florecimientos algales. Distintos criterios se pueden adoptar para determinar el estado trófico y la calidad del agua de estos recursos, tales como indicadores biológicos, índices tróficos, determinación de parámetros físicos-químicos y biológicos y el modelado geoestadístico.

El objetivo de este trabajo fue generar y comparar modelos estadísticos a partir de datos georreferenciados de variables indicadoras de calidad de agua para determinar su variabilidad espacial y temporal en el embalse Río Tercero, Córdoba. Se realizaron muestreos estacionales, donde se evaluaron parámetros físicos-químicos y biológicos *in situ* y en laboratorio, durante los años 2006 a 2009 en fecha coincidente con el paso del satélite LANDSAT 5TM. Se consideraron 28 sitios de muestreo. Se modelizó la distribución de la variable concentración de clorofila-a en relación a la radiancia espectral, contemplando las correlaciones espaciales entre los sitios de muestreo mediante modelos lineales mixtos. Se compararon los ajustes obtenidos de dos modelos de correlación espacial, exponencial y esférico, con y sin efecto nugget, utilizando la banda 2 del satélite (B2) como variable regresora. Posteriormente, se obtuvo el semivariograma experimental y se ajustaron, mediante métodos clásicos de geoestadística, los modelos teóricos exponencial y esférico, sin tendencia y con tendencia. Se compararon los semivariogramas obtenidos por modelos lineales mixtos (ECM normalizado= 2.783536) y por geoestadística clásica (ECM normalizado= 1.366201). El criterio de evaluación fue el error cuadrático medio ECM normalizado. Con los parámetros estimados por el mejor modelo, se realizó la interpolación espacial mediante Kriging ordinario y se construyó el mapa de distribución espacial que permitió predecir valores de la variable concentración de clorofila-a en sitios no muestreados. Se puede concluir, que las herramientas y técnicas utilizadas en esta investigación para la modelización de la eutrofización de las aguas del embalse Río Tercero, podrán servir de líneas extrapolables a futuras investigaciones en otros reservorios, al mismo tiempo que podrán utilizarse para ampliar los estudios realizados en el mismo.

SUMMARY

The surface water resources in our country suffer alterations due to the anthropic intervention in the environmental. Lakes and reservoirs of the north-central part of the country have accelerated their natural processes of clogging and eutrophication, presenting high nutrient loads, high concentrations of chlorophyll-a and recurrent algal blooms. Different criteria can be adopted to determine the trophic status and water quality of these resources, such as biological indicators, trophic indices, determination of physical-chemical and biological parameters and geostatistical modeling. The objective of this work was to generate and compare statistical models from georeferences data of water quality indicator variables to determine their spatial and temporal variability in the Rio Tercero reservoir, Córdoba. Seasonal sampling was performed during the years 2006 to 2009 on a date coinciding with the passage of the Landsat 5TM satellite, where physical-chemical and biological parameters were evaluated in situ and in the laboratory. 28 sampling sites were considered. The distribution of the variable concentration of chlorophyll-a in relation to the spectral radiance was modeled, considering the spatial correlations between the sampling sites using mixed linear models. The adjustments obtained from two spatial correlation models, exponential and spherical, with and without a nugget effect, were compared using band 2 of the satellite (B2) as the regressive variable. Subsequently, the experimental semivariogram was obtained and the exponential and spherical theoretical models were adjusted by classical geostatistical methods, with and without tendency. The semivariograms obtained by mixed linear models (NMSE = 2,783536) and by classical geostatistics (NMSE = 1,366201) were compared. The evaluation criterion was the Normalized Mean Square Error NMSE. With the parameters estimated by the best model, spatial interpolation was performed using ordinary Kriging and the spatial distribution map was constructed that allowed predicting values of the variable chlorophyll-a concentration in unsampled sites. In conclusion, the tools and techniques used in this reasearch for the modeling of the eutrophication of the waters of the Río Tercero reservoir, may serve as extrapolated lines for future research in other reservoir and at the same time may be used to expand the studies carried out in the same.

ÍNDICE

	Página
Índice de tablas	vii
Índice de figuras	ix
Resumen	iii
Summary	iv
1.- INTRODUCCIÓN	1
1.1- Introducción al Problema de la Eutrofización	1
1.2- Dinámica del Proceso de Eutrofización	4
1.3- Floraciones Algales	8
1.4- Modelación de la Eutrofización	10
1.4.1-Utilización de Imágenes Satelitales y Sistemas de Información Geográfica	10
1.4.2- Antecedentes Nacionales e Internacionales	12
1.4.3- Modelos Lineales y Generalizados Mixtos (MLM)	17
1.4.4- Geoestadística Clásica	18
2.- HIPÓTESIS	22
3.- OBJETIVOS	24
3.1- Objetivo General	24
3.2- Objetivos Específicos	24
4.- MATERIALES y MÉTODOS	26
4.1- Área de Estudio	26
4.2- Metodología	28
4.3- Imágenes Satelitales	31
4.3.1- Preprocesamiento de Imágenes Satelitales	33
4.3.2- Procesamiento de Imágenes Satelitales	39
4.4- Modelos Lineales Mixtos Utilizados para Modelar Correlaciones Espaciales	41
4.5- Geoestadística Clásica	44
4.5.1- Variograma y Análisis Estructural	48
4.5.2- Kriging-Varianza de Estimación	53
5.- RESULTADOS	58
5.1- Calidad de Agua del embalse Río Tercero	58
5.2- Dinámica Espacial y Temporal de Clorofila-a, Nutrientes y Transparencia	59
5.3- Análisis de la distribución de la variable Clorofila-a	67
5.3.1- Eliminación de Outliers e Inliers	69
5.4- Modelación de la Eutrofización de las Aguas del embalse Río Tercero en Relación a las Bandas Espectrales Mediante Modelos Lineales Mixtos Contemplando Correlaciones Espaciales	73
5.5- Modelación de la eutrofización de las aguas del Embalse Río Tercero utilizando técnicas Geoestadísticas Clásicas	75
5.5.1-Semivariogramas para el análisis de la variabilidad espacial de Clorofila-a	75
5.6- Comparación de los modelos obtenidos mediante Geoestadística clásica y	81

MLM obtenidos en Relación a las Bandas Espectrales para la modelización de la eutrofización de las aguas del embalse Río Tercero	
5.7- Predicción y Mapeo de la variabilidad espacial de la Concentración de Clorofila-a	82
6.- DISCUSIÓN	86
7.- CONCLUSIONES	92
8.- BIBLIOGRAFÍA	94
9.- ANEXOS	102

ÍNDICE DE TABLAS

Tablas		Página
1	Características generales del embalse Río Tercero	28
2	Ubicación de los sitios de muestreo	30
3	Precalibración de Rangos Dinámicos para Datos L5TM con un Nivel de Procesamiento L1 (antes 2 abril, 2007)	37
4	Precalibración de Rangos Dinámicos para Datos L5TM con un Nivel de Procesamiento L1 (después 2 abril, 2007)	37
5	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})	38
6	Modelos de variogramas teóricos	53
7	Valores límites establecidos por la OCDE para un sistema concreto de clasificación trófica	58
8	Valores de los parámetros físico-químicos y biológicos en el embalse Río Tercero medidos en los años 2006, 2008 y 2009	59
9	Parámetros físico-químicos y biológicos del embalse Río Tercero, valores medios y desvíos estándar, según la estación del año	60
10	Parámetros físico-químicos y biológicos del embalse Río Tercero, valores medios y desvíos estándar, según sitio de muestreo en Verano	60
11	Parámetros físico-químicos y biológicos del embalse Río Tercero, valores medios y desvíos estándar, según sitio de muestreo en Invierno	61
12	Media, mediana y coeficiente de asimetría previo a la eliminación de outliers	69
13	Cálculo LI y LS para eliminar datos ubicados por fuera de la media $\pm 2,5$ DE	69
14	Media, mediana y coeficiente de asimetría luego de la eliminación de outliers	70
15	Media, mediana y coeficiente de asimetría luego de la eliminación de los outliers y los inliers	71
16	Observaciones potencialmente influyentes	73

17	Datos de concentración de clorofila-a y radiancia de las bandas del satélite LANDSAT 5 TM en los 7 sitios de muestreo de la campaña del 20 de Marzo de 2009	73
18	Modelación de la concentración de clorofila-a en relación a la reflectividad espectral. MLM con correlación espacial exponencial	102
19	Modelación de la concentración de clorofila-a en relación a la reflectividad espectral. MLM con correlación espacial exponencial + efecto nugget	103
20	Modelación de la concentración de clorofila-a en relación a la reflectividad espectral. MLM con correlación espacial esférico	104
21	Modelación de la concentración de clorofila-a en relación a la reflectividad espectral. MLM con correlación espacial esférico + efecto nugget	105
22	Criterios de información sobre ajustes de MLM con correlación espacial para la variable concentración de Clorofila-a	74
23	Modelo de regresión lineal para evaluar tendencia a gran escala	77
24	Estimaciones de los parámetros del semivariograma exponencial ajustado, sin tendencia y con tendencia	78
25	Errores de predicción de los semivariogramas exponencial, sin tendencia y con tendencia	79
26	Estimaciones de los parámetros del semivariograma esférico ajustado, sin tendencia y con tendencia	80
27	Errores de predicción de los semivariogramas esférico, sin tendencia y con tendencia	80
28	Estimaciones de los parámetros de los semivariogramas ajustados, exponencial sin tendencia y esférico con tendencia	80
29	Errores de predicción de los semivariogramas exponencial sin tendencia y esférico con tendencia	81
30	Parámetros de los semivariogramas estimados mediante Geoestadística Clásica y el MLM obtenido en relación a la reflectividad espectral	81
31	Errores de predicción de los semivariogramas estimados mediante Geoestadística Clásica y el MLM obtenido en relación a la reflectividad espectral	82

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura		Página
1	Procesos de erosión en cárcavas en la cuenca de los ríos Quillinzo y La Cruz	7
2	Procesos de erosión en surcos y mantiforme en la cuenca del río Santa Rosa	8
3	Ubicación del área de estudio. Embalse Río Tercero, Córdoba, Argentina	27
4	Ubicación de los sitios de muestreo en el embalse Río Tercero	30
5	Firmas espectrales y bandas espectrales del satélite LANDSAT 5TM	40
6	Relación entre el variograma y la covarianza	47
7	Variograma experimental	48
8	Tolerancia angular	50
9	Ajuste del variograma experimental a un modelo de variograma teórico	51
10	Partes del variograma	52
11	Tendencias para la variable temperatura del agua en los distintos sitios de muestreo	62
12	Tendencias para la variable pH del agua en los distintos sitios de muestreo	63
13	Tendencias para la variable OD en los distintos sitios de muestreo	64
14	Tendencias para la variable transparencia del disco de Secchi en los distintos sitios de muestreo	65
15	Tendencias para la variable clorofila-a en los distintos sitios de muestreo	65
16	Tendencias para la variable PT en los distintos sitios de muestreo	66
17	Tendencias para la variable NT en los distintos sitios de muestreo	67
18	Histograma de la concentración de clorofila-a ($\mu\text{g/L}$) y gráfico box-plot previo a la eliminación de outliers e inliers	68
19	Histograma de la concentración de clorofila-a ($\mu\text{g/L}$) y gráfico box-plot luego de la eliminación de outliers	70

20	Definición de los vecindarios para cada punto muestreado	71
21	Histograma de la concentración de clorofila-a ($\mu\text{g/L}$) y gráfico box-plot luego de la eliminación de outliers e inliers	72
22	Exploración del modelo estimado mediante los MLM	75
23	Gráfico de dispersión de la variable concentración de clorofila con coordenadas x e y para la detección de tendencias	76
24	Semivariograma experimental (puntos) y Modelo teórico exponencial (lineal), sin tendencia y con tendencia	78
25	Semivariograma experimental (puntos) y Modelo teórico esférico (lineal), sin tendencia y con tendencia	79
26	Grilla de predicción	83
27	Mapa de Predicción espacial de la concentración de clorofila-a en el embalse Río Tercero	83
28	Mapa de Varianza del error de estimación de la concentración de clorofila-a en el embalse Río Tercero	84



Introducción

1.- Introducción

1.1- 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). La eutrofización es una de las problemáticas ambientales más importantes de lagos y embalses (Ledesma *et al.*, 2013)

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 pluviales y efluentes cloacales e 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), ocasionan 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. Por tal motivo, Almanza-Marroquín *et al.* (2016), recomiendan orientar las acciones de gestión de los lagos en disminuir la concentración de fósforo total, sin embargo y dependiendo de las particularidades de cada uno de ellos, deben ser aplicadas otra serie de medidas complementarias que ayuden a revertir la situación actual de estos sistemas.

Durante los últimos veinte años, la eutrofización, ha sido utilizada cada vez más, para referirse al aporte artificial e indeseable de nutrientes. No obstante, este proceso 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 y constituye un concepto fundamental en la gestión de los mismos (Fabrel *et al.*, 2010).

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).

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, Trophic Status Index) como una herramienta para determinar el grado de trofía basado en tres variables: concentración de clorofila-a, profundidad del disco de Secchi y concentración de fósforo total. El Índice de Estado Trófico 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.

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).

Particularmente, las técnicas de análisis multivariado denominadas técnicas de reducción de dimensión, suelen ser usadas para seleccionar un número mínimo de variables, físicas-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). Almanza-Marroquín *et al.* (2016), al estudiar las características morfológicas y las variables físicas y químicas de cuatro lagos urbanos de Concepción (Chile) durante un periodo de tres años (2011-2013), mostraron que, en el análisis de componentes principales, el fósforo total, amonio, pH, transparencia, conductividad y clorofila-a son las variables que mejor explican las condiciones del agua de todos los lagos estudiados. Las técnicas estadísticas multivariadas, utilizadas en el estudio realizado por Bonansea *et al.* (2018), sirvieron como una excelente herramienta de exploración en el análisis e interpretación de conjuntos de datos complejos sobre la calidad del agua, en la identificación de fuentes de contaminantes y en la comprensión de sus variaciones temporales y espaciales para la gestión eficaz del agua en los embalses. La metodología presentada podría ser muy útil no solo para las autoridades locales para el control / manejo de la contaminación, sino también para todos los sistemas acuáticos, ya sean lagos naturales o represas artificiales a escala regional.

Sin embargo, 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).

1.2- 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. Una situación que tiene importantes efectos sobre los ríos y lagos, y que afecta negativamente a la salud pública, agricultura, flora y fauna y a la población en general de un país, es la descarga de aguas con nulo o escaso tratamiento (Romero, 2010). 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 (Vallentyne, 1978). Sus efectos pueden interferir de modo importante con los distintos usos que el hombre puede hacer de los recursos acuáticos, tales como abastecimiento de agua potable, riego y recreación. El embalse Río Tercero, ha sido objeto de estudios limnológicos desde 1996 con el fin de determinar su estado trófico, requerimiento de la Central Nuclear que utiliza sus aguas para enfriamiento (Mariñelarena *et al.*, 2016).

Los factores que afectan el grado de eutrofización son:

- **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 (Margalef, 1991).

El síntoma más evidente de la eutrofización 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 eutróficas 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 1, ilustra la evidencia de severos procesos de erosión hídrica para este sector de la cuenca.



Figura 1: Procesos de erosión en cárcavas en la cuenca de los ríos Quillinzo y La Cruz.

Fuente: Google Earth.

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 2, ilustra el proceso de erosión hídrica para este sector de la cuenca.



Figura 2: Procesos de erosión en surcos y mantiforme en la cuenca del río Santa Rosa.

Fuente: Google Earth.

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.

1.3- 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). El aumento de la población y de las actividades agrícolas, ganaderas e industriales ha dado como resultado el incremento de la contaminación de los cauces hídricos y lagos, en este contexto la población de cianobacterias se ve incrementada (Benítez Rodas *et al.*, 2017). Las floraciones de cianobacterias potencialmente tóxicas son uno de los problemas más difundidos en los sistemas acuáticos a nivel global. Sin embargo, es necesario desarrollar programas de monitoreo sensibles y directamente aplicables a la predicción de las floraciones y su gestión (Kruk *et al.*, 2015).

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 (Cobo, 2015). 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 aun 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 (Pérez *et al.*, 2008).

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 (Daga & Pierotto, 2011). 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).

1.4- Modelación de la Eutrofización

1.4.1- 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 (Bonansea *et al.*, 2016).

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 (Ibrahim Rizk Hegazy & Mosbeh Rashed Kaloop, 2015). 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). 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). La teledetección y las tecnologías SIG combinadas con el modelado por computadora son herramientas útiles para los gobiernos, debido a que proporcionan una solución para la planificación y gestión de los recursos hídricos, especialmente en la formulación de políticas relacionadas con la calidad del agua (Norsaliza Usali & Mohd Hasmadi Ismail, 2010). 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; Ledesma, 2012; Rodríguez *et al.*, 2018).

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 (Chuvieco, 2002).

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 estadísticos 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).

1.4.2- 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).

Existen algunos trabajos realizados en el embalse Río Tercero muy antiguos, que datan desde principios de siglo XX. Entre ellos se encuentra 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 (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 físicas 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, magnesio, 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.

Rodriguez *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.

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) realizaron una primera aproximación en la integración de análisis de variables físicas-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 trofía en reservorios del Centro de Argentina.

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

También, se utilizaron imágenes del satélite CBERS-2B para determinar la concentración de clorofila-a y límite de zona fótica en el embalse Río Tercero (Bonansea *et al.*, 2011; 2012).

En el año 2013, se determinaron los indicadores de eutrofización y la calidad del agua en el embalse, utilizando sistemas de información geográfica y modelos lineales simples y múltiples de regresión (Ledesma *et al.*, 2013).

Bonanseña *et al.* (2015), formalizaron dos trabajos, en uno de ellos se realizó una evaluación de la calidad del agua utilizando técnicas estadísticas y en el otro llevó a cabo un monitoreo de la claridad del agua del lago utilizando imágenes LANDSAT.

Bonanseña *et al.* (2016), realizaron una evaluación del impacto del uso de la tierra y la cobertura del suelo en la calidad del agua en la cuenca del reservorio Río Tercero.

A partir del año 2016, también se comenzó a evaluar la calidad del agua del embalse de Cassaffousth utilizando técnicas estadísticas multivariadas. Este embalse recibe agua del embalse de Río Tercero, que es el lago artificial más grande de la provincia de Córdoba, y tiene como único efluente el río Tercero (Ledesma M. *et al.*, 2018).

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.

Morillo Díaz *et al.* (2018) estimaron la concentración de clorofila-a en el Lago de Maracaibo, Venezuela utilizando imágenes LANDSAT 8, durante el período 2011-2016.

También, se utilizó la teledetección como herramienta complementaria para estudiar la distribución espacial y la dinámica de los parámetros de calidad de agua, tales como clorofila-a (Chl-a), transparencia (ZSD), turbidez, sólidos en suspensión y material orgánico disuelto, del Lago Vichuquén, Chile, en dos temporadas del año 2016 mediante la utilización de dos imágenes de satélite del sensor OLI de LANDSAT 8 (Briceño *et al.*, 2018).

1.4.3- 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. Actualmente, 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 (Schabenberger & Gotway, 2006)

La variabilidad espacial genera correlaciones entre las observaciones de una misma variable sobre el espacio, y por tanto los datos no pueden tratarse como independientes. Bajo estructuras de autocorrelación, los modelos de análisis estadísticos clásicos para estimar diferencias de medias y varianzas, pueden resultar inapropiados. Estos generalmente asumen datos independientes y no toman en cuenta correlaciones entre observaciones debidas a su localización espacial (Littell *et al.* 2005; Kim *et al.*, 2017).

La eutrofización de las aguas del embalse Río Tercero también se modelizó en relación a la radiancia espectral, contemplando las correlaciones espaciales entre los sitios de muestreo, utilizando 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 (Ledesma, 2012).

Bonansea *et al.* (2015), en un estudio también realizado en el embalse Río Tercero, utilizaron los modelos lineales mixtos integrados a las imágenes correspondientes a la serie Landsat TM para modelar la concentración de clorofila-a y disco de Secchi.

Existen muchos beneficios que pueden ser obtenidos por el uso de los 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.

1.4.4- Geoestadística Clásica

La geoestadística es una rama de la estadística aplicada que se especializa en el análisis, modelación y predicción de la variabilidad espacial de fenómenos en Ciencias de la Tierra. En geoestadística se trabaja con variables distribuidas espacialmente, estas variables no se consideran independientes como en la estadística clásica, sino que están correlacionadas unas con otras en una dependencia espacial. Esto indica que mientras más cercanos estén situados dos puntos existe mayor correlación entre los mismos y mientras más separados menor correlación. Esto significa que no es posible conocer exactamente los valores de la variable en un sitio por un cálculo matemático puro. Más aún, se debería considerar que las variables naturales tienen una componente determinística y una aleatoria. Precisamente, un principio elemental de la geoestadística es reconocer el carácter mixto de estas variables (Paris & Damilano, 2014).

Mir *et al* (2017), mapearon los parámetros de calidad de agua, tomados en 13 estaciones de muestreo, utilizaron GIS y métodos geoestadísticos para generar mapas de clasificación de acuerdo a estándares internacionales. El objetivo fue determinar la calidad de agua del río para extraer agua potable e irrigación durante los años húmedos y secos.

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 la región de estudio. Una de las tareas de la teoría de las variables

regionalizadas, denominado en algunos casos como geoestadística, consiste en prever las características de la variable definida sobre una región determinada.

- 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. Es decir, puede existir una dirección en el espacio, 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). La geoestadística brinda elementos metodológicos para determinar la función estadística que permite representar la estructura de variación espacial de una variable aleatoria regionalizada (Samper & Carreras, 1990).

Para el 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). La geoestadística clásica se sustenta en el supuesto de errores con distribución normal y en el de procesos espaciales estacionarios.

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. Los GIS ayudan en esta tarea y la utilización de técnicas geoestadísticas mejoran notablemente las estimaciones (Rodríguez, 2001; Moral García & Marques da Silva, 2002).

Dai *et al.* (2018), implementaron el análisis geoestadístico en el lago Poyang, China, para describir la variación de la concentración de metales pesados en los sedimentos. En su estudio, la estadística descriptiva, tal como, coeficiente de variación (CV), desviación

estándar (SD) y valores medios fueron calculados basados en los mapas de predicción geoestadística.

También, los análisis geoestadísticos fueron combinados con datos provenientes del satélite Landsat-8, por Manzo *et al.* (2018), determinando la dependencia espacial de turbidez para cada imagen satelital, proporcionando mapas de correlación y variogramas; de esta manera identificaron zonas sensibles a la descarga de agua y proporcionaron patrones geoestadísticos de turbidez.



2.- 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- La distribución de las variables indicadoras de eutrofización, varía tanto espacial como temporalmente. Los modelos geoestadísticos construidos pueden servir como componente de un sistema de alerta temprana, ya que podrían predecir 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.



Objetivos

3.- Objetivos

3.1- Objetivo General

Evaluar el comportamiento de modelos geoestadísticos, construidos a partir de datos georreferenciados de variables indicadoras de calidad de agua, para determinar espacial y temporalmente el estado trófico del embalse Río Tercero, Córdoba.

3.2- Objetivos Específicos

- Describir la variabilidad temporal y espacial de la variable concentración de clorofila-a.
- Desarrollar modelos geoestadísticos que permitan mejorar la calidad predictiva para la medición de la eutrofización de las aguas del embalse Río Tercero, utilizando como herramientas los Modelos Lineales y Generalizados Mixtos integrados con datos provenientes de imágenes satelitales LANDSAT 5TM y la Geoestadística clásica.
- A partir de los modelos construidos, confeccionar mapas de distribución espacial que permitan inferir la concentración de la variable clorofila-a en sitios no muestreados y predecir posibles florecimientos algales en el reservorio.



**Materiales y
Métodos**

4.- Material y Métodos

4.1- 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 3).

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.

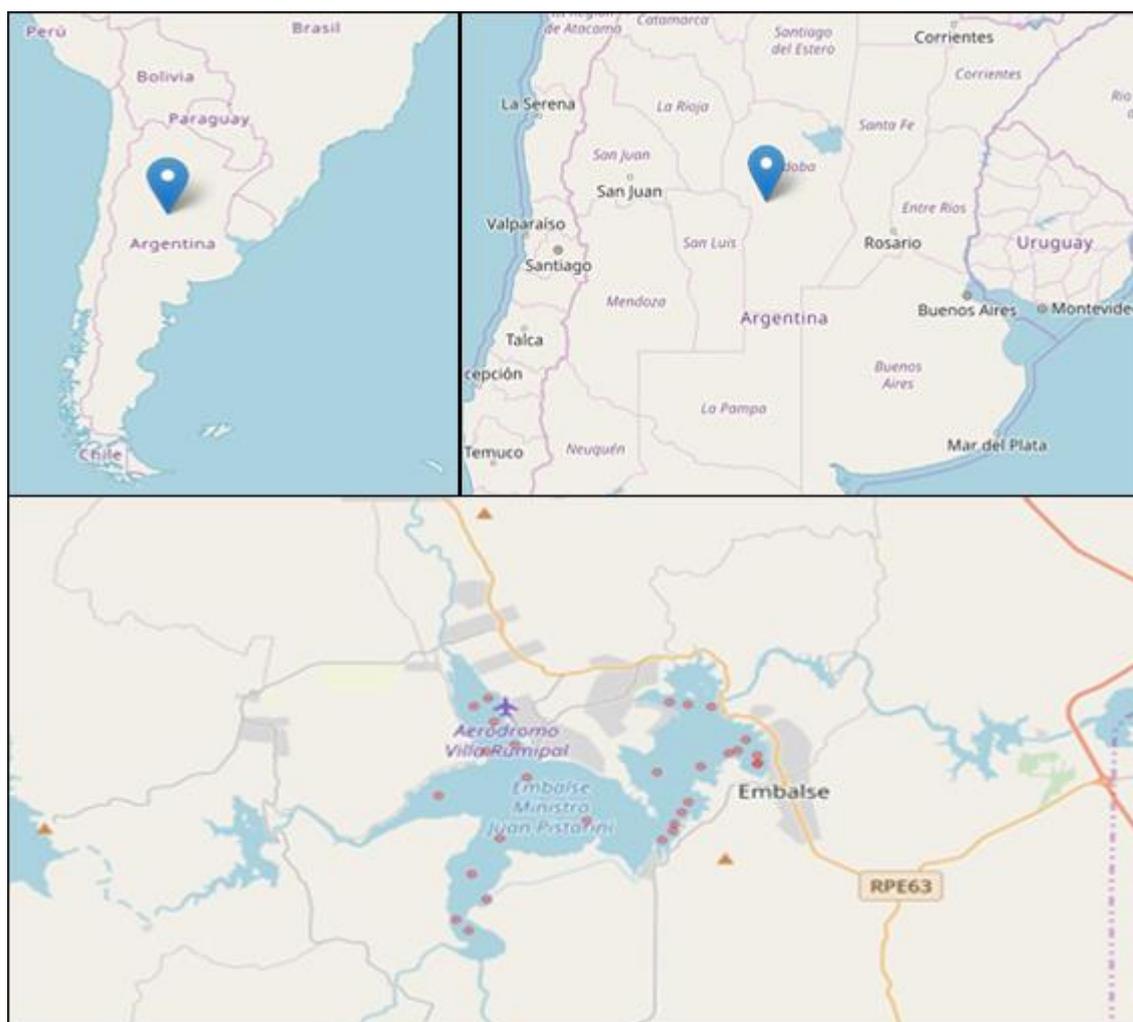


Figura 3: Ubicación del área de estudio. Embalse Río Tercero, Córdoba, Argentina

Fuente: Google maps

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 (Mariazzi *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 Hm3
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 Hm3
MODULO ANUAL	27.0 m3/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 rejas 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 m3/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.

4.2- 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.

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).

En este estudio, se consideraron los muestreos estacionales realizados 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. 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.

En laboratorio se analizaron nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT), expresados en mg/L. La determinación de clorofila-a (Cl-a) se realizó mediante espectrofotometría, expresando los resultados en µg/L (Prosperi, 1994).

Se consideraron 28 sitios de muestreo (Figura 4), 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).

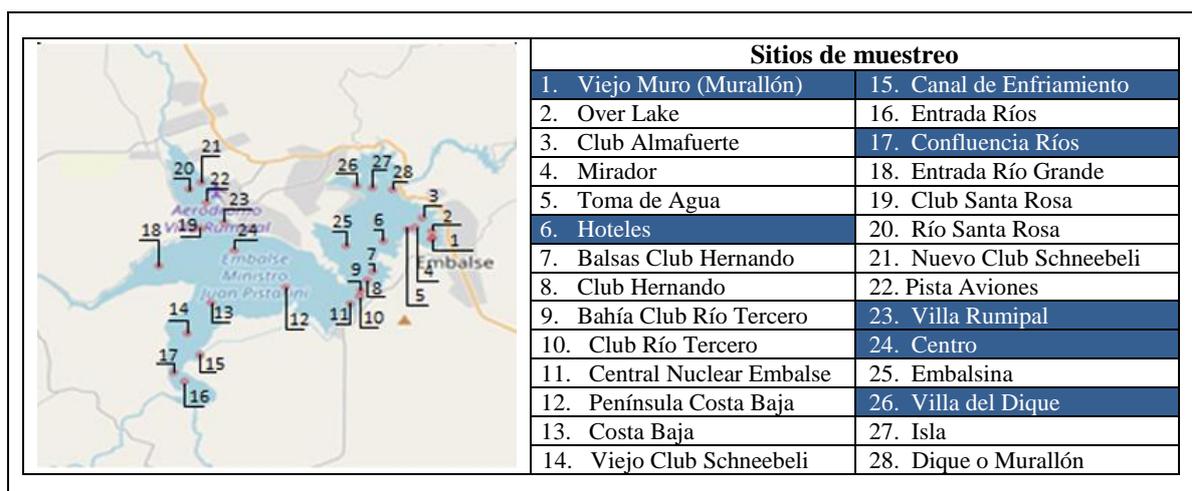


Figura 4: Ubicación de los sitios de muestreo en el embalse Río Tercero

La Tabla 2 muestra las coordenadas de los 7 (siete) sitios de muestreo seleccionados para integrar los datos experimentales de concentraciones de clorofila-a con los datos provenientes de la imagen del satélite LANDSAT 5TM.

Tabla 2: Ubicación de los siete sitios de muestreo

Sitio	Nombre	Coordenadas
CR (17)	Confluencia ríos Quillinzo y La Cruz	S 32° 15' 07" O 64° 30' 25"
CE (15)	Canal de Enfriamiento	S 32° 14' 44" O 64° 29' 52"
VR (23)	Villa Rumipal	S 32° 12' 15" O 64° 29' 02"
CO (24)	Zona Centro	S 32° 11' 33" O 64° 29' 09"
HO (6)	Hoteles	S 32° 12' 05" O 64° 25' 30"
VD (26)	Villa del Dique	S 32° 10' 38" O 64° 26' 15"
MU (1)	Murallón	S 32° 10' 43" O 64° 25' 19"

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).

Los análisis estadísticos se realizaron con el software libre R 3.4.4 (<http://www.R-project.org>) y el software estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2018).

El primer análisis descriptivo aplicado fue el diagrama de cajas o *Box plot*, realizado para la variable concentración de clorofila-a a fin de determinar su distribución. El Box-Plot ó diagrama de cajas y bigotes, es un gráfico basado en cuantiles. 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.

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.

4.3- 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.

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

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 (Chuvieco, 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 Chuvieco (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.

4.3.1- 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):

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

donde:

L_{λ} = radiancia espectral en la abertura del sensor en W/ (m².sr. μm);

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

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

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

$LMIN_{\lambda}$ = radiancia espectral que se escala a Q_{calmin} en W/ (m².sr. μm);

$LMAX_{\lambda}$ = radiancia espectral que se escala a Q_{calmax} en W/ (m².sr. μm)

La ecuación anterior también puede ser definida como:

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

donde:

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

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

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 & Markham, 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 3, 4 y 5, 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 3: 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. μm)				
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 4:** 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. μm)				
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 5: 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*.

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.

4.3.2- 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 5).

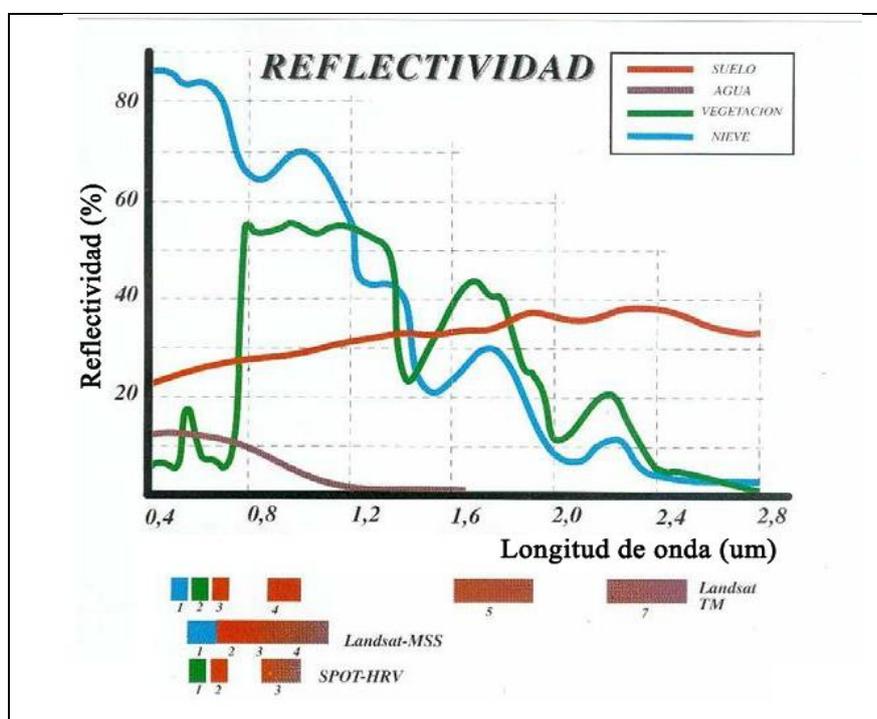


Figura 5: Firmas espectrales y bandas espectrales del satélite LANDSAT 5TM

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.

4.4- 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 (Correa Morales & Salazar Uribe, 2016).

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:

$$y = X\beta + \varepsilon$$

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:

$$y = X\beta + Zu + \varepsilon$$

donde y , X , β y ε representan las mismas entidades del modelo de efectos fijos 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:

$$\varepsilon = y - E(y/u) = y - (X\beta + Zu)$$

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:

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

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, \mathbf{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 (Littell *et al.*, 2006), los criterios AIC y BIC se definen como:

$$AIC = -2L + 2d$$

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

Donde 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).

4.5- Geoestadística Clásica

La geoestadística es estadística aplicada, ha surgido para tratar de resolver un problema concreto y sus métodos originales han venido a enriquecer la estadística clásica. Aunque sus aplicaciones se han extendido a campos muy variados, se conserva la terminología impregnada de palabras que delatan su origen (Gallardo, 2006).

Comienza a utilizarse con Georges Matheron, en los años sesenta, quien desarrolla la teoría de las variables regionalizadas, reconociendo en los modelos espaciales, una variación a gran escala o tendencia y otra variación a pequeña escala o correlación espacial.

El análisis geoestadístico se puede dividir en dos fases: la primera es el análisis descriptivo, en el cual se explora la correlación entre puntos en el espacio y en la segunda fase se hace predicción de valores, en sitios de la región no muestreados, por medio del método de estimación espacial denominado kriging (Díaz-Viera & Canul-Pech, 2014).

Desde el punto de vista de la estadística clásica los valores, que conforman la muestra disponible para realizar los análisis correspondientes, se asocian a una función de distribución. De manera que para caracterizar estadísticamente la información se podrían calcular los estadísticos, graficar histogramas, analizar el ajuste a algunas distribuciones de probabilidad, etc. Medir el valor de una variable en un punto en el espacio significa emplear determinadas metodologías, asumir la validez de ciertas hipótesis y a pesar de que siempre se pretende el máximo de precisión, el valor obtenido no es necesariamente el único valor medible, puesto que toda cuantificación tiene asociado un valor de incertidumbre (Paris & Damilano, 2014).

Para tener en cuenta esta incertidumbre, probabilidad o componente aleatoria, la geoestadística, a diferencia de la estadística clásica, interpreta a cada valor observado en cada punto como una realización particular de una variable aleatoria, cada una de las cuales cuenta con su propia función de distribución, sus estadísticos, etc. De acuerdo a esto, en cada

punto de muestreo se estaría en condiciones de obtener estadísticos y funciones de distribución de la variable.

La estadística nos proporciona una descripción del campo de observaciones en un determinado estadio. La geoestadística complementa esta visión, considerando que este campo de observaciones no es único. Bajo este supuesto, la variable concentración de clorofila-a se dice que es una *variable regionalizada*, y el conjunto de variables aleatorias define la *función aleatoria* concentración de clorofila-a.

Una variable regionalizada se define como una variable aleatoria distribuida en el espacio y con una estructura espacial de variación. El fenómeno representado por éstas se denomina regionalización (o regionalización geoestadística).

La geoestadística se ocupa de obtener estimaciones de las variables regionalizadas a partir del conocimiento de su estructura de variación espacial. Para ello es necesario conocer cuál es la función que gobierna su ocurrencia o dicho de otro modo cuál es la función (estadística-matemática) que representa esta variación espacial (Chica-Olmo *et al.*, 2005).

En el caso de las variables regionalizadas, se cuenta con un resultado único $Z(x_i)$, que son precisamente los valores que se han medido u observado en el área de estudio. Por ello es necesario realizar la inferencia o estimación de su estructura probabilística bajo ciertas hipótesis.

Para ello la geoestadística utiliza una restricción llamada *hipótesis intrínseca*, que permite el uso de los resultados de una variable regionalizada por medio del método de los momentos. Según la teoría de probabilidad, una serie de k variables aleatorias z_1, z_2, \dots, z_k (en general no independientes) define un vector de variables aleatorias o vector aleatorio z con k componentes. Cuando el número de componentes tiene a infinito (esto es el número de variables aleatorias es infinito) z se llama función aleatoria. Luego, la interpretación probabilística de una variable regionalizada como una realización de una función aleatoria tiene sentido operativo solo si es posible inferir su función de distribución o ley de probabilidad o al menos los parámetros que caracterizan esta distribución (Carrera & Samper, 1985). Es decir deberíamos conocer los parámetros de cada una de las distribuciones de las variables en cada uno de los puntos x_i . Como sólo contamos con un único valor de la variable en cada uno de los x_i sitios de medición, necesitamos recurrir a las hipótesis.

La geoestadística lineal se basa completamente en los dos primeros momentos (media y varianza) de modo tal que sobre estos momentos se fundamentan las hipótesis. Definimos estos momentos:

- El momento de primer orden es la esperanza matemática:

$$E|Z(x)| = m(x)$$

Esto quiere decir que, si la función de distribución de $Z(x_i)$ tiene una media definida, la misma será una función de la localización x_i .

- Los tres momentos de segundo orden considerados en geoestadística son:

- ✓ Varianza (o varianza a priori):

$$Var|Z(X)| = E[|Z(X) - m(x)|^2] \text{ en general será función de } x$$

Si la varianza (Var) de $Z(x_i)$ existe, entonces se define como el momento de segundo orden y será también una función de la localización x_i .

- ✓ Covarianza:

$$Cov(x_i, x_j) = E[|Z(x_i) - m(x_i)| * |Z(x_j) - m(x_j)|]$$

Si la varianza de las variables $Z(x_i)$ y $Z(x_j)$ existe entonces la covarianza (Cov) de estas también existe y es función de las localizaciones x_i y x_j .

- ✓ Variograma (o semivariograma):

$$\gamma(x_i, x_j) = \frac{1}{2} E[|Z(x_i) - Z(x_j)|^2]$$

Es la función estructural que se define como la varianza de la diferencia $Z(x_i) - Z(x_j)$.

Luego de la presentación de la expresión de los momentos, las hipótesis que se pueden adoptar respecto a las funciones aleatorias son (Carrera & Samper, 1985):

- Funciones estacionarias: Se dice que una función aleatoria es estrictamente estacionaria (o estacionaria de primer orden) cuando su función de distribución es invariante respecto de cualquier traslación h . Es decir: Esto requiere que los momentos de distinto orden para cada variable aleatoria regionalizada sean completamente independientes de la localización de x_i .
- Una función aleatoria es estacionaria de orden 2 o de 2^{do} orden si se cumple que:

$$E|Z(x)| = m$$

m es una constante para todo valor de x y además se verifica que:

$$Cov(x + h, x) = E[Z(x + h)Z(x) - m^2] = Cov(h)$$

Donde h mide la separación entre dos puntos x_i y x_j . Es decir, para toda pareja de variables aleatorias (que conformen la función aleatoria), $Z(x+h)$ y $Z(x)$, su covarianza existe y sólo depende del valor de la separación h .

Esta estacionariedad de la covarianza implica que la varianza existe, es finita y no depende de x . En este caso el variograma es también estacionario y es equivalente a la covarianza, es decir ambos definen la estructura de autocorrelación de $Z(x+h)$ y $Z(x)$:

$$\gamma(h) = Var(x) - Cov(x + h, x)$$

Si se conoce la covarianza, el variograma es su reflejo con respecto al eje horizontal y con un desplazamiento vertical (Figura 6). En este caso es indistinto utilizar el variograma o la covarianza para describir el modelo de variación espacial.

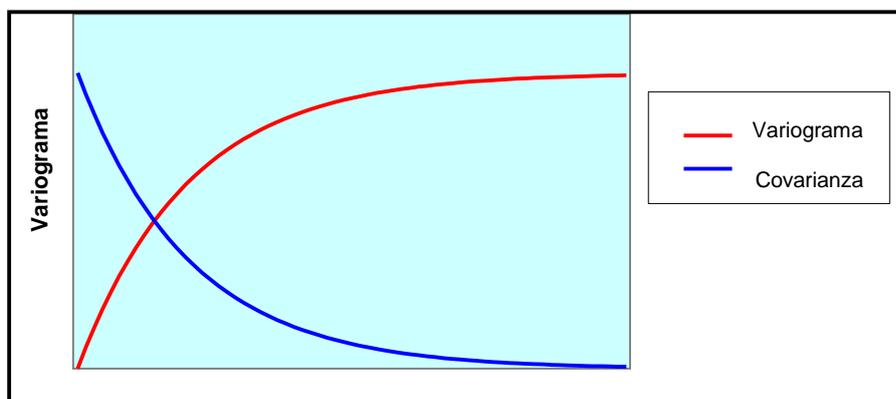


Figura 6: Relación entre el variograma y la covarianza

Fuente: <http://www.slidefinder.net/V/VARIOGRAMA/7822695/p2>

- c) Funciones intrínsecas: cuando los incrementos $Z(x+h)-Z(x)$ tienen esperanza matemática y varianza definidas e independientes de x para todo h , esto es:

$$E[Z(x + h) - Z(x)] = m(h)$$

$$Var[Z(x + h) - Z(x)] = 2\gamma(h)$$

es decir, cuando la media y la varianza son función de la separación h entre los puntos, y no de x , la función aleatoria se dice que es intrínseca. Se trata de variables que presentan derivas o tendencias. En estos casos existen algunas alternativas para su tratamiento estadístico.

Entre las más ampliamente utilizadas es considerarlas como resultado de un proceso cuasiestacionario, de tal modo de realizar la estimación del semivariograma en los límites $|h| \leq b$. El límite b representa la extensión de la región en la que el fenómeno estudiado conserva cierta homogeneidad del comportamiento de $Z(x_i)$.

4.5.1- Variograma y Análisis Estructural

Los datos mapeados comúnmente muestran el valor de la variable de respuesta continua en diferentes ubicaciones espaciales. Los puntos más cercanos tienden a ser más similares porque provienen esencialmente del mismo lugar. El primer análisis geoestadístico es la determinación de la dependencia espacial entre los datos medidos de la variable, esta fase es también conocida como análisis estructural. Para llevarla a cabo, se usan las estadísticas espaciales que tienen en cuenta esta autocorrelación espacial, como es el caso del variograma. La idea de un variograma es ilustrar la forma en que la varianza espacial aumenta (o alternativamente, cómo la correlación entre vecinos disminuye con la distancia).

El cálculo del variograma o semivariograma experimental es la herramienta geoestadística más importantes en la determinación de las características de autocorrelación espacial del fenómeno, tener conocimiento de cómo la variable cambia de una localización a otra, es una de los objetivos del análisis geoestadístico (Figura 7).

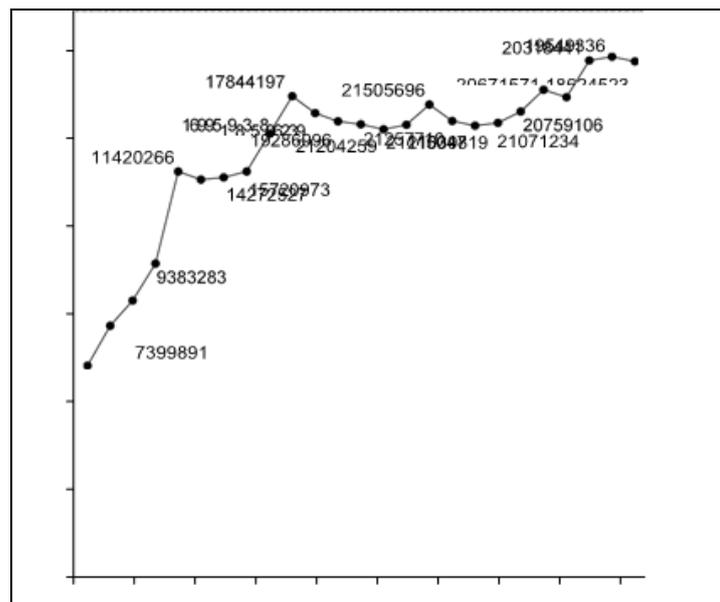


Figura 7: Variograma experimental

El variograma $\gamma(h)$ es un estadístico que expresa la variabilidad media de una función aleatoria $Z(x)$, cuya expresión es:

$$\gamma(x_i, x_j) = \frac{1}{2} E[(Z(x_i) - Z(x_j))^2] \quad \text{o lo que es lo mismo:}$$

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} E[(Z(x+h) - Z(x))^2]$$

donde:

$\gamma(h)$ = variograma

h = vector de separación entre dos puntos. Es un vector en el espacio uni, bi o tridimensional y que expresa la separación entre dos puntos de medida $x_i - x_j$

x_i, x_j = posición de una observación

Z = valor de la variable aleatoria en una posición

En la práctica, se debe calcular el variograma con los valores medidos. Para ello la ecuación anterior resulta discretizada de la siguiente forma:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2 \sum N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [(Z(x_i+h) - Z(x_i))^2]$$

donde:

$Z(x_i)$ son los valores medidos en los puntos x_i

$N(h)$ es el número de pares de puntos separados por una distancia h .

De aquí se obtienen una serie de pares de puntos definidos en un plano ortogonal $x = h$; $y = \gamma(h)$, como el que se muestra en la Figura 7, y que se conoce como variograma experimental. Normalmente los intervalos de separación h tienen una misma longitud $L = h_{j+1} - h_j$. Así para cada intervalo se consideran las posibles parejas o pares de valores tales que su separación esté comprendida en esta distancia L .

Los variogramas deben ser calculados en diferentes direcciones. Para ello es necesario definir el ángulo de la dirección en la que se realizará la búsqueda o identificación de los pares y qué ángulo de tolerancia considerará en esa dirección. La Figura 8, ilustra diferentes ángulos de dirección y el ángulo de tolerancia asociado.

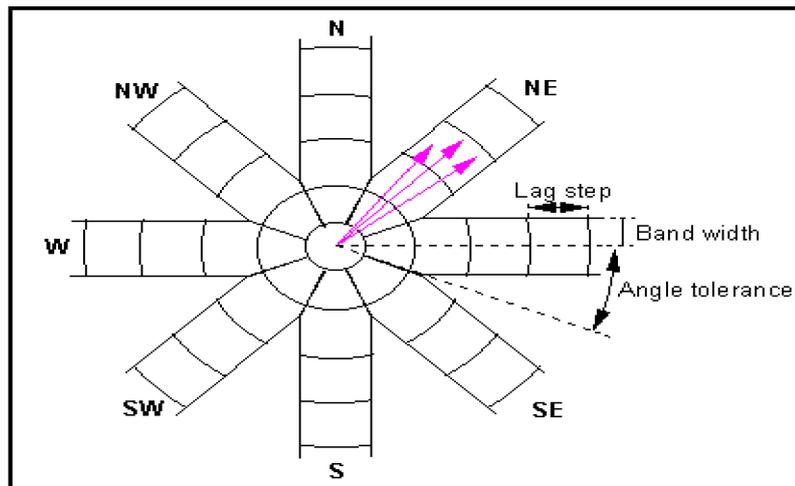


Figura 8: Tolerancia Angular

Fuente: <http://www.slidefinder.net/V/VARIOGRAMA/7822695/p2>

Así es posible obtener el valor del estadístico $\gamma(h)$ para cada valor de h , según sea la dirección considerada. Es posible que se obtengan diferentes variogramas experimentales según la dirección considerada, esto es usual ante la presencia de anisotropías (esto es cuando una misma variable tiene diferentes comportamientos según la dirección que se considere). Las anisotropías se manifiestan cuando el variograma difiere según la dirección del espacio considerado, se pueden identificar al comparar los variogramas experimentales calculados a lo largo de varias direcciones del espacio. El variograma omnidireccional, es aquel que se obtiene con dirección de búsqueda cero y tolerancia angular 90 grados, no se toma en cuenta la orientación del vector de separación h en el espacio y puede interpretarse como el promedio del variograma experimental en todas las direcciones posibles.

El variograma experimental o empírico así obtenido, no puede usarse directamente, solo está definido para ciertas distancias y direcciones, es considerado incompleto, por lo tanto, debe ser ajustado a un modelo teórico de variograma (Figura 9).

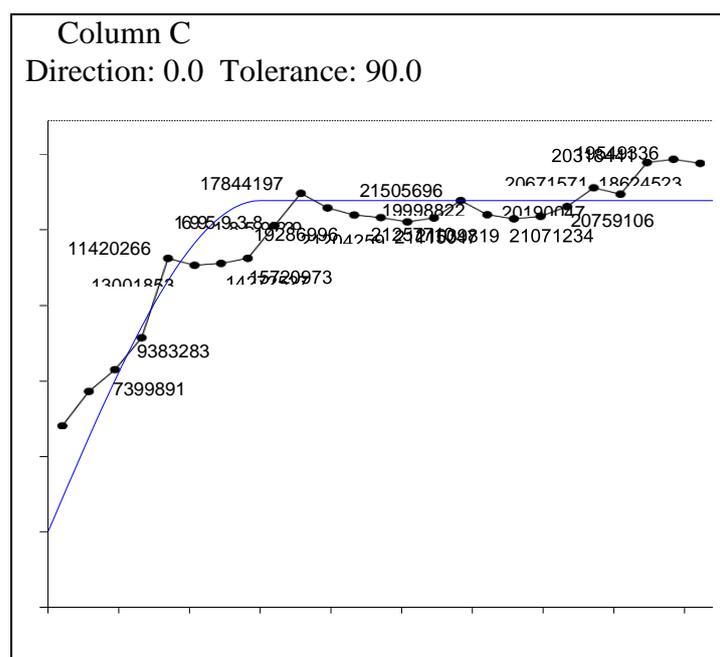


Figura 9: Ajuste del variograma experimental a un modelo de variograma teórico

Los modelos de variograma son curvas, generadas a partir de una función matemática, que se ajusta a nuestros datos y nos permitirá conocer la distribución para todos los puntos en el espacio. La forma del variograma experimental indica la estructura del patrón espacial, y permite estimar el modelo teórico que usaremos para predecir valores en aquellos puntos que no fueron observados.

La función variograma está definida por tres parámetros característicos: la meseta (“*sill*”), el rango (“*phi*”) y el efecto pepita (“*nugget*”). El máximo valor que alcanza un variograma se llama meseta, el rango es la distancia en la cual la asíntota es alcanzada y marca el límite de la dependencia espacial y el efecto pepita, representa la suma de errores aleatorios o no espaciales, o de errores asociados con la variabilidad espacial a escalas más finas que la usada para realizar las mediciones (Figura 10).

Normalmente, el variograma es una función monótona no decreciente, ya que al aumentar h también aumenta, al menos en sentido cuadrático, la diferencia entre $Z(x+h)$ y $Z(x)$. Si Z es estacionaria γ alcanza un valor límite, denominado *meseta*, que es la varianza de Z . La distancia en la que se alcanza este valor se denomina *alcance* o *rango*. Este valor es importante, ya que el rango marca la zona de influencia de un punto, más allá de la cual la autocorrelación es nula. Aunque $\gamma(0) = 0$, con frecuencia el variograma es discontinuo en el origen, con un salto finito que se denomina efecto pepita.

Por último, es conveniente definir la distancia integral, que es el valor de h en el que las áreas rayadas de la Figura 10, son iguales. Dicho de otra manera, es la distancia tal que su producto por la meseta iguala al área por encima del variograma. La distancia integral suele emplearse para medir el grado de estructura (autocorrelación espacial) de una variable.

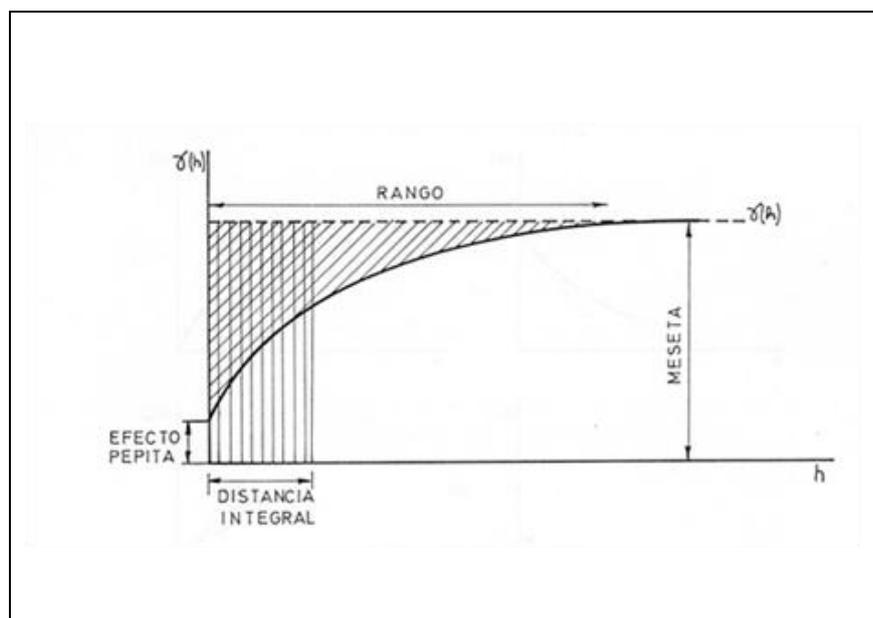


Figura 10: Partes del variograma

Fuente: Carrera & Samper (1985)

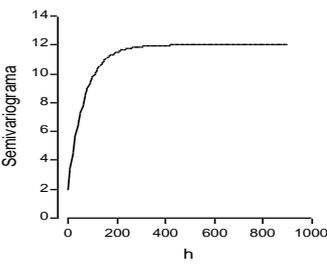
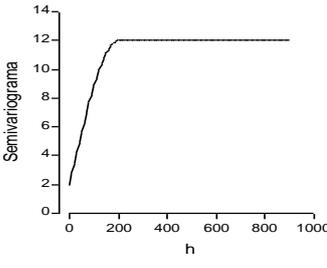
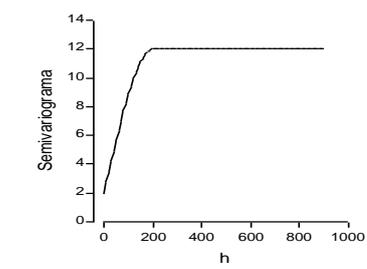
Los tipos de variograma teóricos más comúnmente usados son: exponencial, esférico y gaussiano. La Tabla 6, sintetiza los distintos tipos de semivariogramas teóricos y sus expresiones matemáticas.

El modelo exponencial se aplica cuando la dependencia espacial tiene un crecimiento exponencial respecto a la distancia entre observaciones, este modelo se aproxima a la meseta del semivariograma de manera asintótica. Este modelo es ampliamente usado.

El modelo esférico tiene dos características principales, un crecimiento rápido cerca del origen y el hecho de que los incrementos marginales van decreciendo a medida que nos alejamos del mismo, hasta que para distancias superiores al rango los incrementos son nulos. Para el mismo valor de rango y meseta, el modelo exponencial alcanza el rango más rápidamente que el modelo esférico, es decir, a menor distancia.

El modelo gaussiano, al igual que en el modelo exponencial, la dependencia espacial se desvanece solo en una distancia que tiende a infinito. En su apariencia el principal distintivo es su forma parabólica cerca del origen.

Tabla 6: Modelos teóricos de semivariogramas. Funciones de semivariograma para el modelo exponencial, esférico y gaussiano. $C_0=2$, $C=10$ y $R=200$.

<p>Modelo Exponencial</p>	$\gamma(h) = \begin{cases} C_0 & h = 0 \\ C_0 + C \left\{ 1 - \exp \left\{ -3 \frac{h}{R} \right\} \right\} & h \neq 0 \end{cases}$
	
<p>Modelo Esférico</p>	$\gamma(h) = \begin{cases} C_0 & h = 0 \\ C_0 + C \left\{ \frac{3h}{2r} - \frac{1}{2} \left(\frac{h}{R} \right)^3 \right\} & h \neq 0 \end{cases}$
	
<p>Modelo Gaussiano</p>	$\gamma(h) = \begin{cases} C_0 & h = 0 \\ C_0 + C \left\{ 1 - \exp \left\{ -3 \frac{h^2}{R^2} \right\} \right\} & h \neq 0 \end{cases}$
	

Fuente: Córdoba *et al.*, 2014

4.5.2- Kriging-Varianza de Estimación

Una vez que la estructura de variación espacial de la variable ha sido identificada, será posible contar con una expresión funcional, en este caso geostatística, que permita resolver su estimación en aquellos puntos del dominio donde no se dispone de medidas.

El procedimiento geoestadístico de estimación de una variable regionalizada Z_0^* en cualquier punto x_0 , que no ha sido medido, es función de las observaciones próximas Z_i y de ponderadores estadísticos λ_i se conoce como Kriging. Este es un proceso que calcula un promedio ponderado de las observaciones muestrales, los pesos asignados son apropiadamente determinados por la estructura espacial de correlación establecida.

Kriging es un método de interpolación espacial que realiza la ponderación de los datos en base a la función variograma. Su expresión resulta: $z_0^* = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z_i$

Como puede suponerse, mediante la modificación continua de la posición del punto x_0 , es posible estimar el campo completo de la variable Z .

Las condiciones que se imponen a la estimación son:

- ✓ Linealidad.
- ✓ No sesgabilidad: $\sum_{i=1}^n \lambda_i = 1$ que es lo mismo decir que $E(Z^*) = E(Z)$
- ✓ Mínima varianza de estimación

A partir de esta última expresión, desarrollándola bajo los supuestos anteriores, y teniendo en cuenta la expresión matemática del variograma presentada anteriormente, se llega a un sistema lineal de $(n+1)$ ecuaciones de la forma:

$$\sum \lambda_j \gamma(x_i - x_j) + \mu = \gamma(x_i - x) \quad \text{con } i = 1 \dots n$$

que en forma matricial puede escribirse como:

$$\begin{bmatrix} 0 & \gamma_{12} & \gamma_{13} & \dots & \gamma_{1n} & 1 \\ \gamma_{21} & 0 & \gamma_{23} & \dots & \gamma_{2n} & 1 \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ \gamma_{n1} & \gamma_{n2} & \gamma_{n3} & \dots & 0 & 1 \\ 1 & 1 & 1 & \dots & 1 & 0 \end{bmatrix} * \begin{bmatrix} \lambda_1 \\ \lambda_2 \\ \dots \\ \dots \\ \lambda_n \\ \mu \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \gamma_{10} \\ \gamma_{20} \\ \dots \\ \dots \\ \gamma_{n0} \\ 1 \end{bmatrix}$$

Donde \mathcal{V}_{ij} son coeficientes que se obtienen a partir del variograma que representan la estructura espacial de variación de la variable que se desea interpolar, y por lo tanto cuantificables.

Resolviendo este sistema de ecuaciones se calculan los valores de λ que permiten, mediante la expresión de kriging, estimar Z_0 en cualquier punto x_0 .

No solo se utiliza la información aportada por los sitios vecinos cercanos, sino que también se incorpora a través de la expresión del variograma un criterio de selección de puntos y ciertos factores de ponderación que intervienen en la combinación lineal, ya que kriging no deja de ser un interpolador lineal, por propia definición.

Es decir que, a partir de los puntos de medición irregularmente distribuidos, se puede obtener los valores de Z en los nodos de una grilla, lo que permitirá dibujar las isolíneas a mano o mediante programas computacionales o bien generar los datos de entrada a modelos matemáticos.

Se destaca que Kriging es un interpolador exacto, ya que $z_k^* = z_k$ para cualquier punto medido x_k . El único caso en que kriging conduce a la mejor estimación absoluta es aquel en que la función aleatoria tiene una distribución normal.

Además, las ecuaciones de kriging no dependen de los valores medidos z_i . En efecto, sólo se necesita conocer las coordenadas x_i de los puntos medidos para calcular los pesos λ_i . Si los datos varían con el tiempo, estos pesos se pueden usar para distintas situaciones.

Hay que destacar que, las distancias usadas en las técnicas de kriging son distancias estadísticas, en contraste con las distancias geométricas en otros métodos de interpolación. El método de kriging evita muestras redundantes, ponderando de forma distinta un conjunto de datos que se encuentran espacialmente muy cerca entre sí, de otro conjunto de datos que se encuentran en lados opuestos al punto al que se quiere asignar un valor de interpolación.

La *varianza del error de estimación* es una poderosa herramienta que permite evaluar y cuantificar la incertidumbre. Se define como:

$$\sigma_k^2 = \text{Var}(Z^* - Z) = E[(Z^* - Z)^2]$$

Es decir:

$Var(z_0^* - z_0) = E(z_0^* - z_0)^2$ que se puede calcular como:

$$Var(z_0^* - z_0) = \sum \lambda_i \gamma(x_i - x_0) + \mu$$

De modo que se pueden localizar puntos de medición adicionales en aquella área donde la varianza de estimación es alta. De modo inverso, una red de monitoreo que es muy costosa de mantener, se puede reducir conservando solamente aquellos puntos de observación que dan el mapa de estimación de la varianza más aceptable en función de los objetivos de la observación.

Entre los métodos de kriging tradicionales, se destacan tres métodos, que difieren en las suposiciones acerca de la función de tendencia:

- Kriging simple (KS): la media de la variable es conocida, por tal motivo es poco usado.
- Kriging ordinario (KO): supone media desconocida pero constante, es el más usado.
- Kriging universal (KU): también denominado kriging con modelo de tendencia. Supone que la media es una combinación lineal (desconocida) de las coordenadas o de otras variables explicativas. La dificultad radica en ajustar una función al variograma, en presencia de tendencia.

En resumen, la aplicación de la geoestadística a problemas reales consta fundamentalmente de dos fases:

- 1) La primera es el **análisis estructural**, es decir considerar a la variable en análisis como regionalizada, cuantificar su estructura espacial mediante el variograma experimental y ajustar (para lo cual existen diferentes métodos y criterios) un modelo teórico.
- 2) La segunda fase depende de la **aplicación** que se quiera realizar. En principio, estas aplicaciones tienen como objetivo:
 - La estimación, es decir la obtención del mapa de la variable en la región de estudio (curvas de nivel o valores de la variable en los nodos de una grilla para una modelación matemática);
 - El mapa de incertidumbre, es decir la distribución espacial de la varianza de estimación.



Resultados

5- Resultados

5.1- Calidad de Agua del embalse Río Tercero

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 presenta la Tabla 8 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 8: 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.

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

La Tabla 9 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 10 y 11 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 9: 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 10: 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 11: 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 9 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 10 y 11 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.

Las Figuras 11 a 17 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 11).

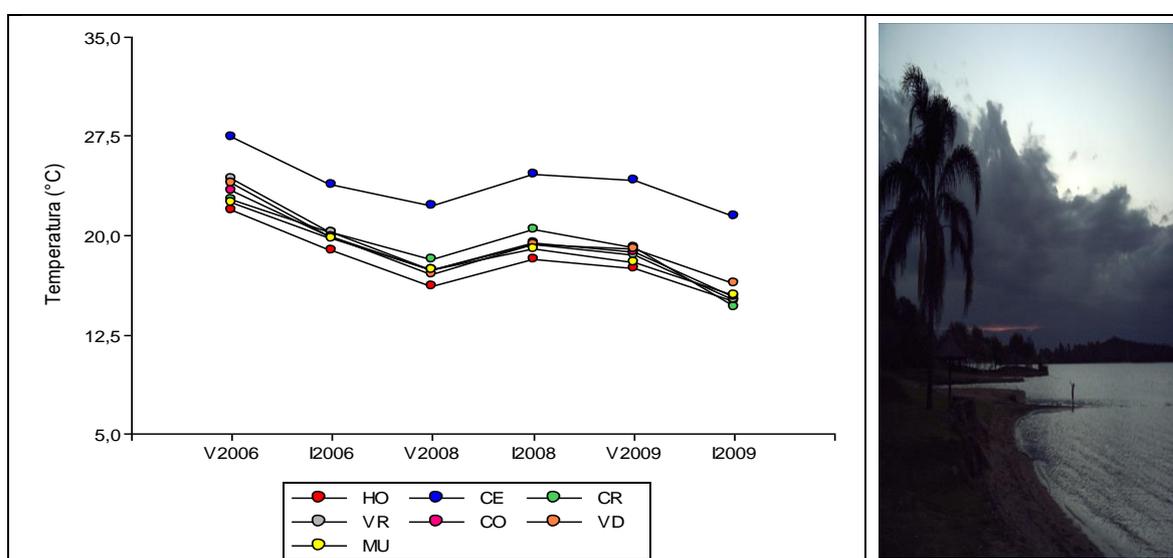


Figura 11: Tendencias para la variable temperatura del agua en los distintos sitios de muestreo

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 12).

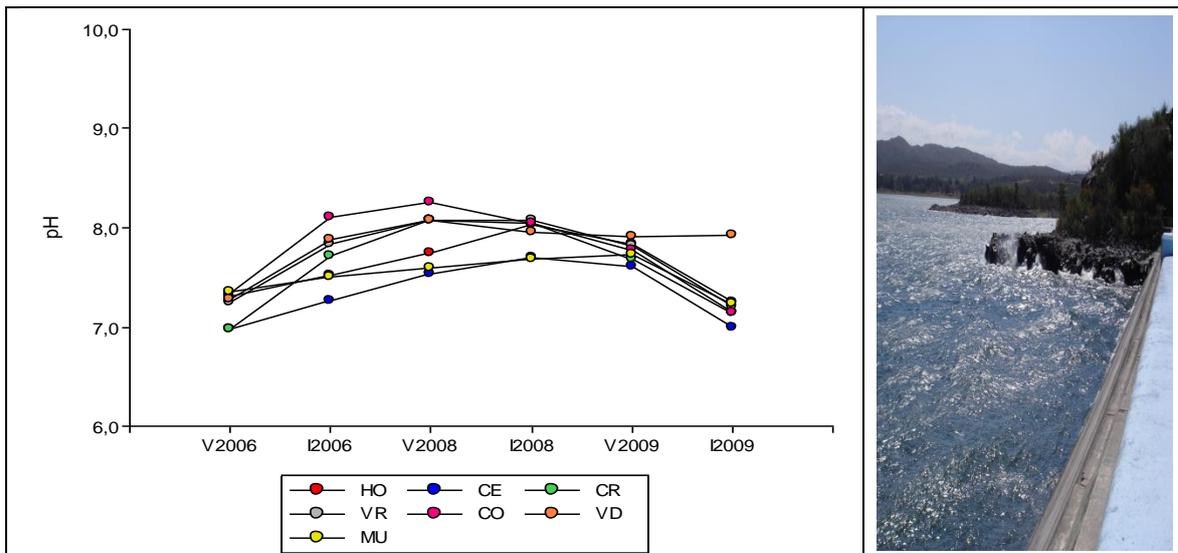


Figura 12: Tendencias para la variable pH del agua en los distintos sitios de muestreo

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 13).

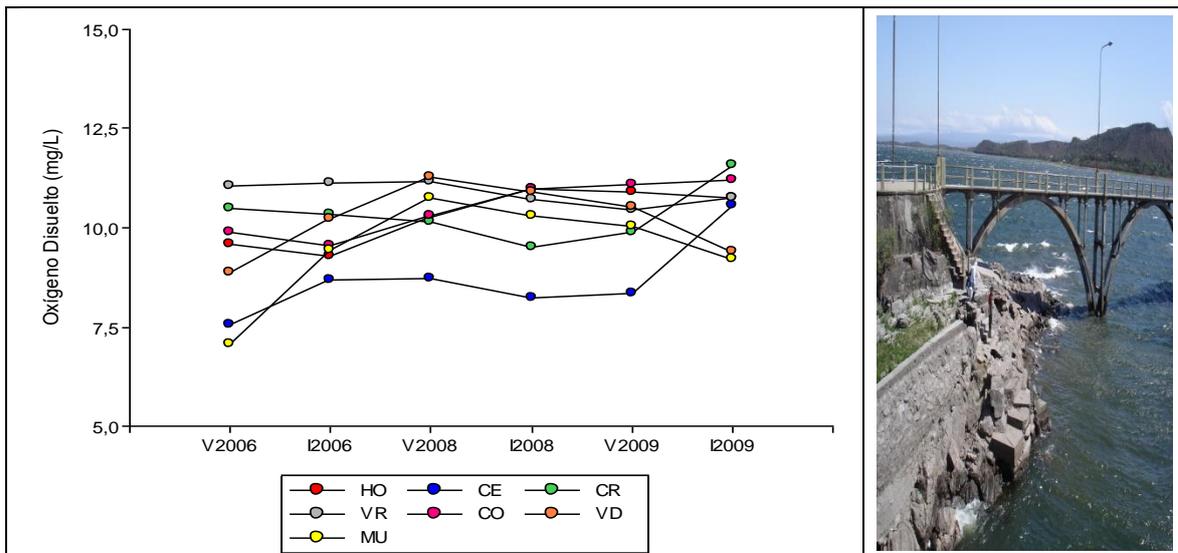


Figura 13: Tendencias para la variable OD en los distintos sitios de muestreo

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 14).

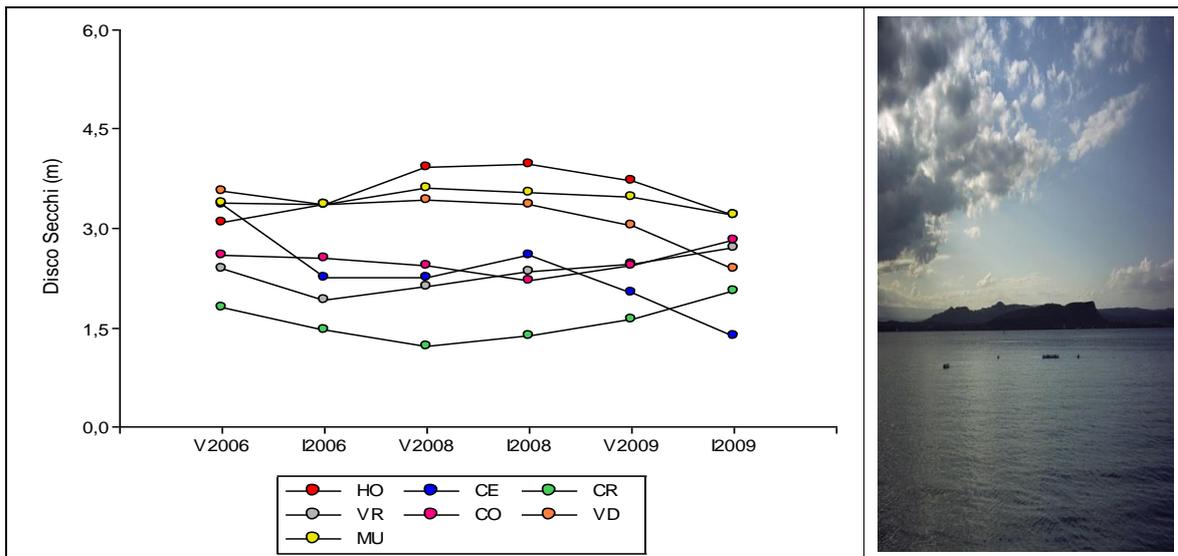


Figura 14: Tendencias para la variable transparencia del disco de Secchi en los distintos sitios de muestreo

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 15, 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).

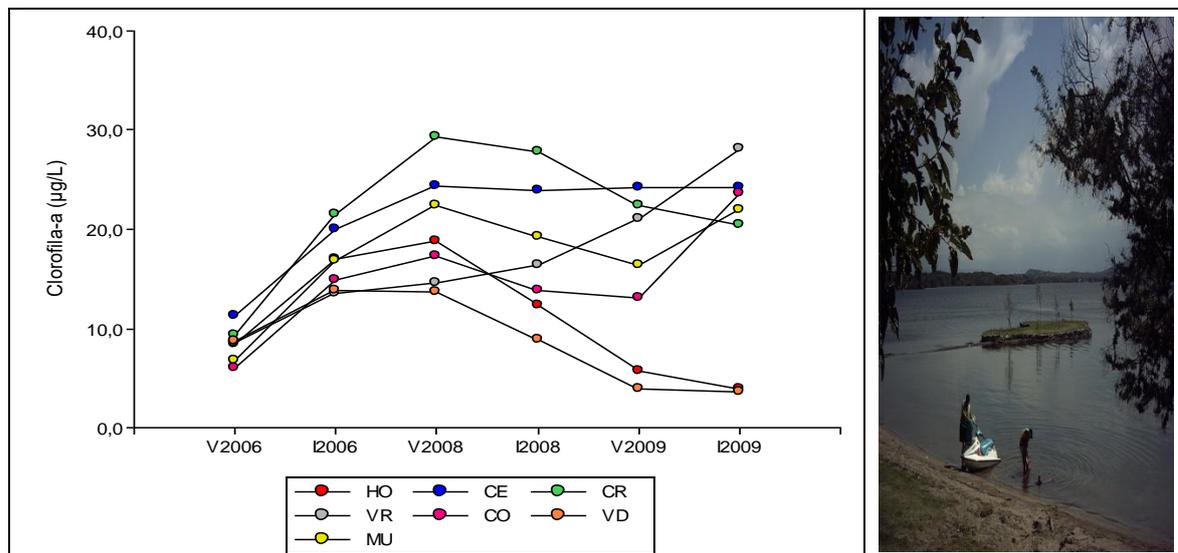


Figura 15: Tendencias para la variable clorofila-a en los distintos sitios de muestreo

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 16).

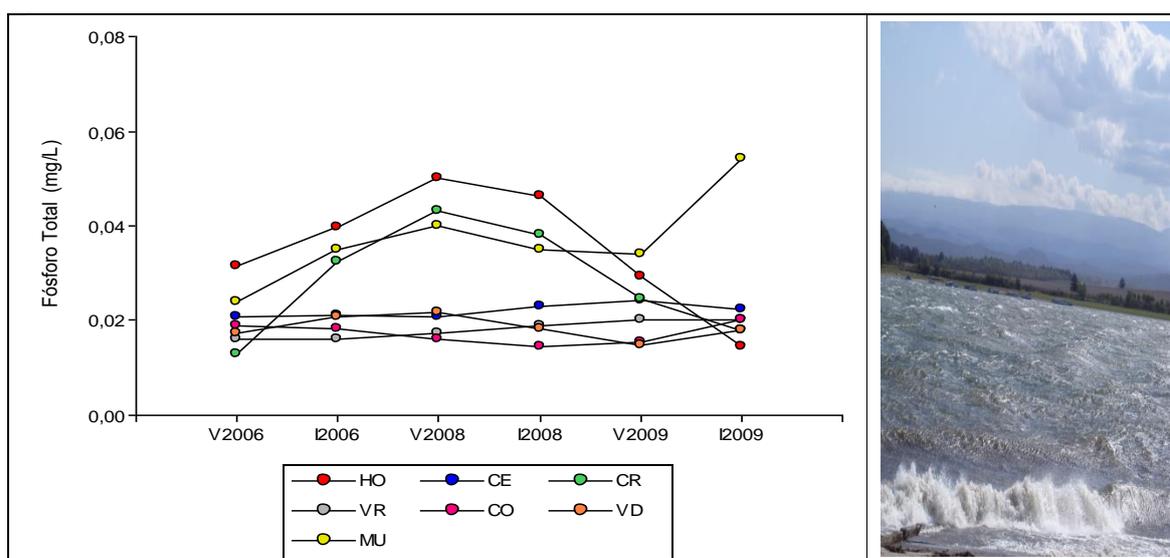


Figura 16: Tendencias para la variable PT en los distintos sitios de muestreo

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 17, 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.

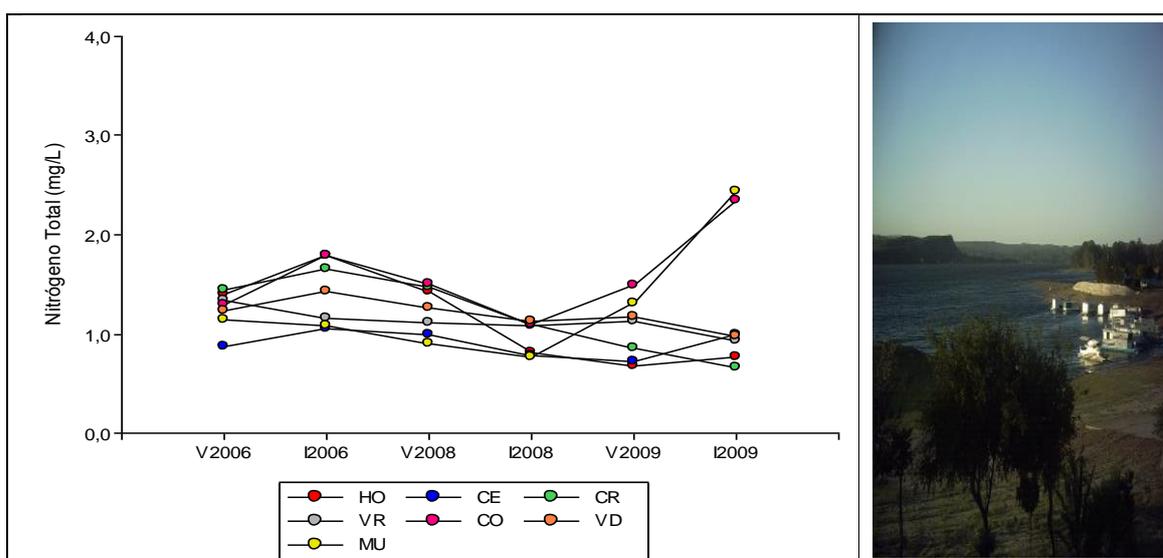


Figura 17: Tendencias para la variable NT en los distintos sitios de muestreo

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

5.3-Análisis de la Distribución de la variable Clorofila-a

Luego de analizar el comportamiento temporal y espacial de la variable concentración de clorofila-a, se seleccionó el muestreo realizado el día 20 de Marzo del año 2009 para construir los distintos modelos geoestadísticos y de esta forma confeccionar los mapas de distribución espacial que permitan predecir los valores de la variable en sitios no muestreados del embalse de Río Tercero, Córdoba.

En geoestadística, para poder trabajar con datos georreferenciados debemos realizar en primer lugar una transformación de coordenadas. Para esto, debemos definir lo que es un *datum*. En geodesia un *datum* es un conjunto de puntos de referencia en la superficie terrestre en base a los cuales las medidas de la posición son tomadas bajo un modelo asociado de la forma de la tierra (elipsoide de referencia) para definir el sistema de coordenadas geográficas. Dado que diferentes *datum* tienen diferentes radios y puntos centrales, un punto puede tener coordenadas diferentes, existiendo cientos de *datum* de referencia. Para Sudamérica el *datum* comúnmente utilizado es WGS84 (World Geodetic System 84). Este es el *datum* estándar por defecto para coordenadas en los dispositivos GPS. Para poder llevar a cabo esta transformación de coordenadas proyectamos el sistema de coordenadas geodésicas (expresados en grados, minutos y segundos) a otro sistema de coordenadas cartesianas llamado sistema de proyección UTM (*Universal Transverse Mercator*), pasamos de un modelo 3D a uno 2D (Córdoba *et al.*, 2014).

Previo al uso de los métodos geoestadísticos, conviene realizar un estudio exploratorio de los datos disponibles con el objetivo analizar la calidad de los mismos.

A fin de determinar el cumplimiento del supuesto de normalidad, la estadística descriptiva realizada para la variable concentración de clorofila-a, incluyó la elaboración de gráficos de distribución de frecuencias, el cálculo de los estadísticos de posición, media y mediana y el cálculo del coeficiente de asimetría.

Gráficamente se representó las frecuencias de ocurrencia en función del valor de la variable por medio de un histograma y un diagrama box-plot (Figura 18). Estos gráficos son una herramienta útil para detectar valores atípicos (outliers), cabe destacar que un dato atípico no es necesariamente falso y no debe ser eliminado sin un análisis previo ya que podría reflejar el comportamiento verdadero de la variable regionalizada y eliminarlo impediría predecir la ocurrencia de tales valores en las zonas no muestreadas.

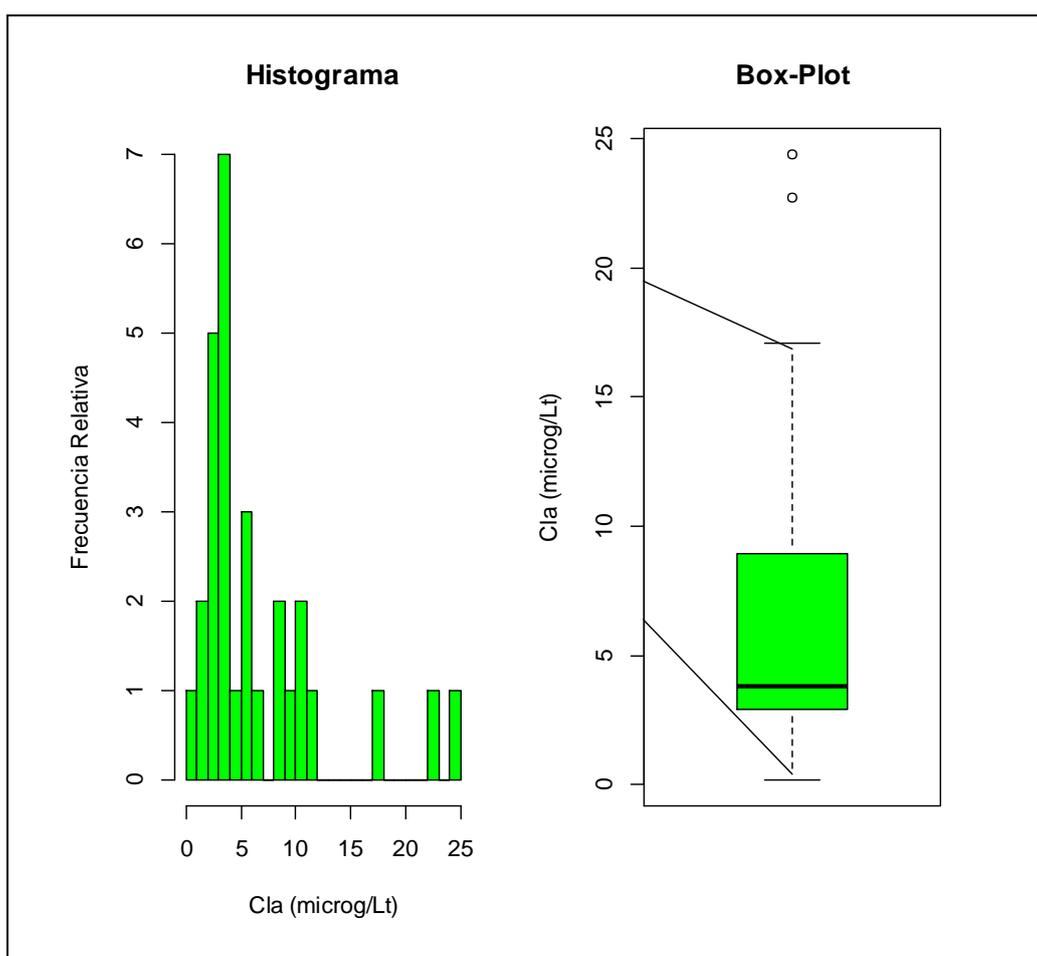


Figura 18: Histograma de la concentración de clorofila-a ($\mu\text{g/L}$) y gráfico box-plot previo a la eliminación de outliers e inliers

Se considera que una distribución es simétrica y está próxima a la normalidad cuando la media y la mediana tienen valores próximos entre sí y el coeficiente de asimetría es inferior a 1. La Tabla 12 muestra los valores de la media, la mediana y el coeficiente de asimetría para los datos de concentración de clorofila-a, previo a la eliminación de outliers.

Tabla 12: Media, mediana y coeficiente de asimetría previo a la eliminación de outliers

$$\text{Media} = 6,587586$$

$$\text{Mediana} = 3,81$$

$$\text{Coeficiente de asimetría} = 1,625462$$

5.3.1-Eliminación de Outliers e Inliers

En la Figura 18 se puede observar la existencia de valores atípicos u outliers que se encuentran fuera del patrón de distribución de la variable. Tanto los valores de la media y la mediana como el valor del coeficiente de asimetría nos indican una distribución no simétrica (Tabla 12).

Para este conjunto de datos, de la variable concentración de clorofila-a, se calculó la media (\bar{x}) y la desviación estándar (DE) y se identificaron los valores que están fuera de la media $\pm 2,5$ DE, de esta forma el 95% de los datos se encontrarán entre la media $\pm 2,5$ DE cualquiera sea la distribución de la variable. Se calculó un límite inferior (LI) y un límite superior (LS) a fin de eliminar los datos ubicados fuera de estos valores (Tabla 13).

Tabla 13: LI y LS para eliminar datos ubicados por fuera de la media $\pm 2,5$ DE

$$LI = -8,410958$$

$$LS = 21,58613$$

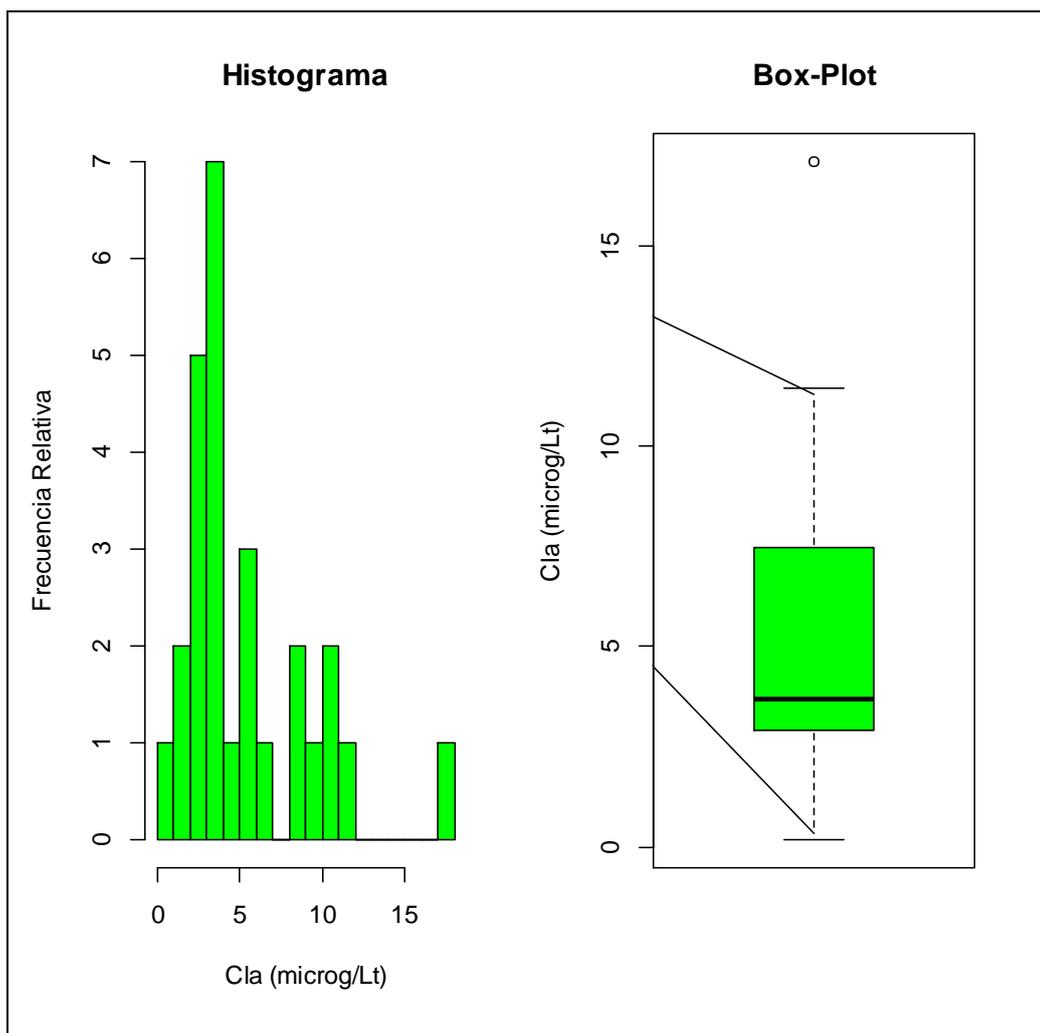
La Tabla 14 y la Figura 19, muestran los valores de la media, la mediana y el coeficiente de asimetría y los gráficos de distribución de la variable, luego de la eliminación de los outliers.

Tabla 14: Media, mediana y coeficiente de asimetría luego de la eliminación de outliers

Media = 5,33037

Mediana = 3,71

Coficiente de asimetría= 1,186797

**Figura 19:** Histograma de la concentración de clorofila-a ($\mu\text{g/L}$) y gráfico box-plot luego de la eliminación de outliers

Los inliers espaciales son datos que difieren significativamente de su vecindario pero que se sitúan dentro del rango general de variación del conjunto de datos. Para poder identificarlos se definieron los vecinos más cercanos, considerando como puntos contiguos a aquellos ubicados entre los 0 y los 3000 m de distancia para cada punto de muestreo, en

base a la distancia Euclídea (Figura 20). Se calculó el Índice de Moran Local y se determinaron las observaciones potencialmente influyentes.

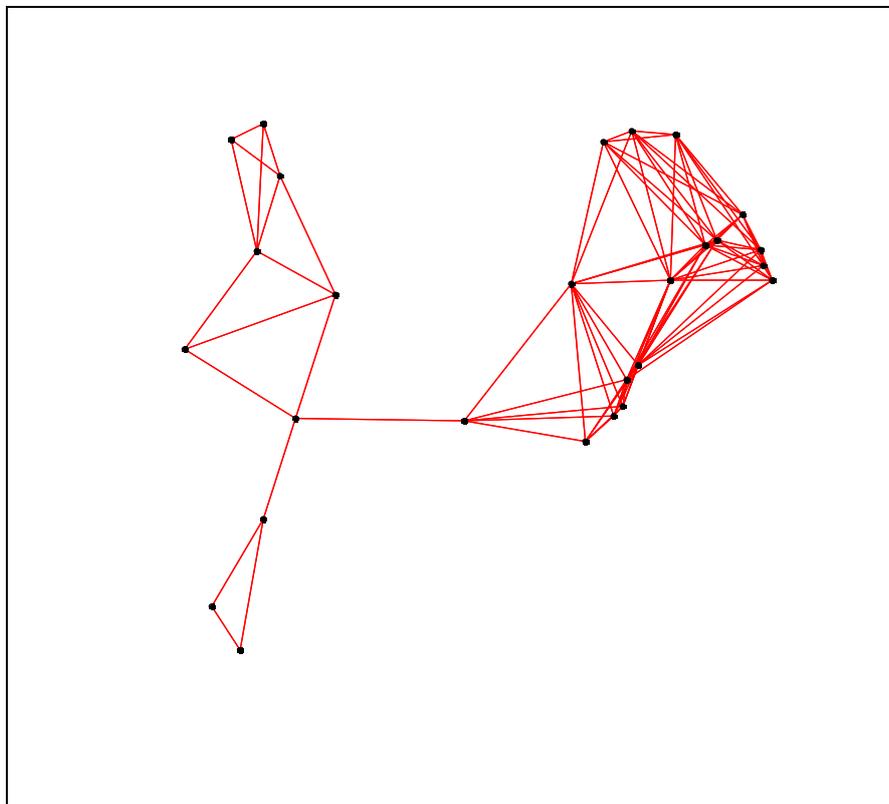


Figura 20: Definición de los vecindarios para cada punto muestreado

Los valores de la media, la mediana, el coeficiente de asimetría, el histograma y el gráfico box-plot, luego de eliminar los outliers y los inliers se muestran en la Tabla 15 y en la Figura 21, como puede apreciarse, la distribución de la variable concentración de clorofila-a es ahora más simétrica.

Tabla 15: Media, mediana y coeficiente de asimetría luego de la eliminación de los outliers y los inliers

Media = 4,9204

Mediana = 3,38

Coefficiente de asimetría = 0,6443055

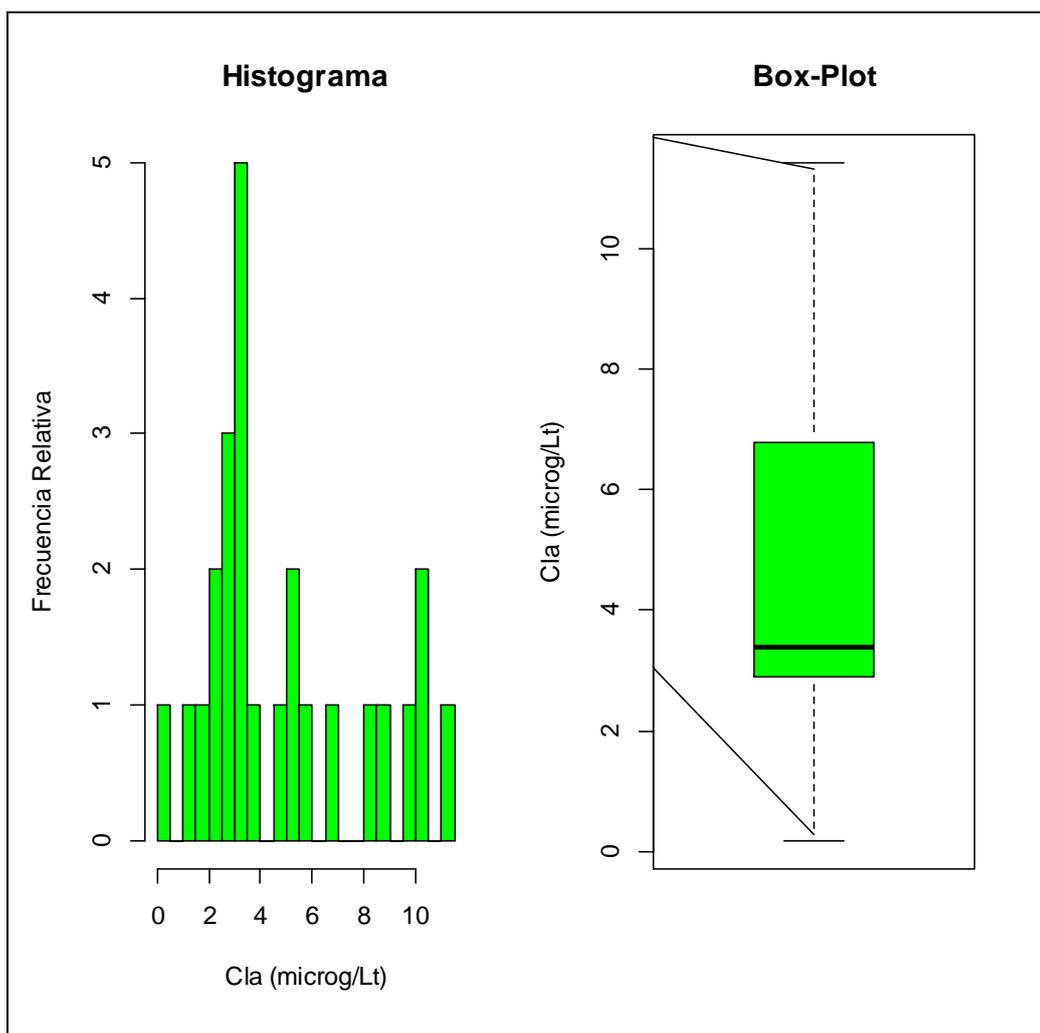


Figura 21: Histograma de la concentración de clorofila-a ($\mu\text{g/L}$) y gráfico box-plot luego de la eliminación de outliers e inliers

La eliminación de los outliers y los inliers constituye un paso importante, sin embargo, es necesario investigar si los datos seleccionados deben ser excluidos en el contexto del estudio realizado.

En la Tabla 16, se puede observar que los puntos eliminados corresponden a observaciones que no pueden ser suprimidas por tratarse de sitios con altas temperaturas y alta actividad antrópica y, por lo tanto, con altos valores de la variable concentración de clorofila-a. Un punto se determina como influyente si al menos uno de los estadísticos así lo considera (datos marcados con * en la salida del R).

Tabla 16: Observaciones potencialmente influyentes

```
Potentially influential observations of
lm(formula = wx ~ x) :

      dfb.1_ dfb.x dffit cov.r   cook.d hat
15  0.09_ -0.18 -0.20  1.51_*  0.02  0.29_*
16  0.56_ -0.26  0.61  0.64_*  0.15  0.04_
23  0.12_ -0.22 -0.24  1.64_*  0.03  0.35_*
```

5.4.- Modelación de la Eutrofización de las Aguas del embalse Río Tercero en Relación a las Bandas Espectrales Mediante Modelos Lineales Mixtos Contemplando Correlaciones Espaciales

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 (Tabla 17).

Tabla 17: 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

En estudios anteriores (Ledesma, 2012), se determinó 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, que considera como variable regresora el valor de radiancia de la B2. Sin embargo, al utilizar los criterios de diagnóstico para la verificación de los supuestos del modelo, homogeneidad de varianzas y normalidad de los residuos, se observó el no cumplimiento de los mismos. Por tal motivo, 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.

La estimación de los parámetros de varianza y covarianza del MLM, que son también parámetros del semivariograma, se realiza por los métodos de máxima verosimilitud (ML)

o por máxima verosimilitud restringida (REML). Bajo este marco teórico se ajusta un modelo directamente sobre los datos y no sobre las semivarianzas como en geoestadística clásica.

Los criterios de información de Akaike (AIC) y el criterio bayesiano (BIC) se utilizaron para comparar el ajuste de los distintos MLM (Córdoba *et al*, 2014).

Se cotejaron los ajustes obtenidos de los modelos de correlación espacial exponencial y esférico, con y sin efecto nugget, utilizando a la B2 como variable regresora (ver Anexo I, Tablas 18, 19, 20 y 21). Los criterios de diagnóstico expuestos en la Tabla 22, muestran que el modelo de correlación espacial exponencial, sin efecto nugget, fue el que proporcionó el mejor ajuste.

Tabla 22: Criterios de información sobre ajustes de MLM con correlación espacial para la variable concentración de Clorofila-a

<i>Modelo</i>	<i>AIC</i>	<i>BIC</i>
<i>Exponencial</i>	36,64	35,07
<i>Exponencial + Nugget</i>	43,30	41,37
<i>Esférico</i>	41,86	40,29
<i>Esférico + Nugget</i>	43,17	41,22

AIC y BIC menores implica mejor ajuste

Se observó que todos los factores incluidos en el modelo fueron estadísticamente significativos ($p < 0,05$), el valor de R^2 fue igual a 0,77 y el valor del rango obtenido fue de 1440,56 m, lo que nos indica que existe correlación espacial entre puntos ubicados hasta esa distancia (Tabla 18, Anexo I).

La ecuación del modelo ajustado 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 22.

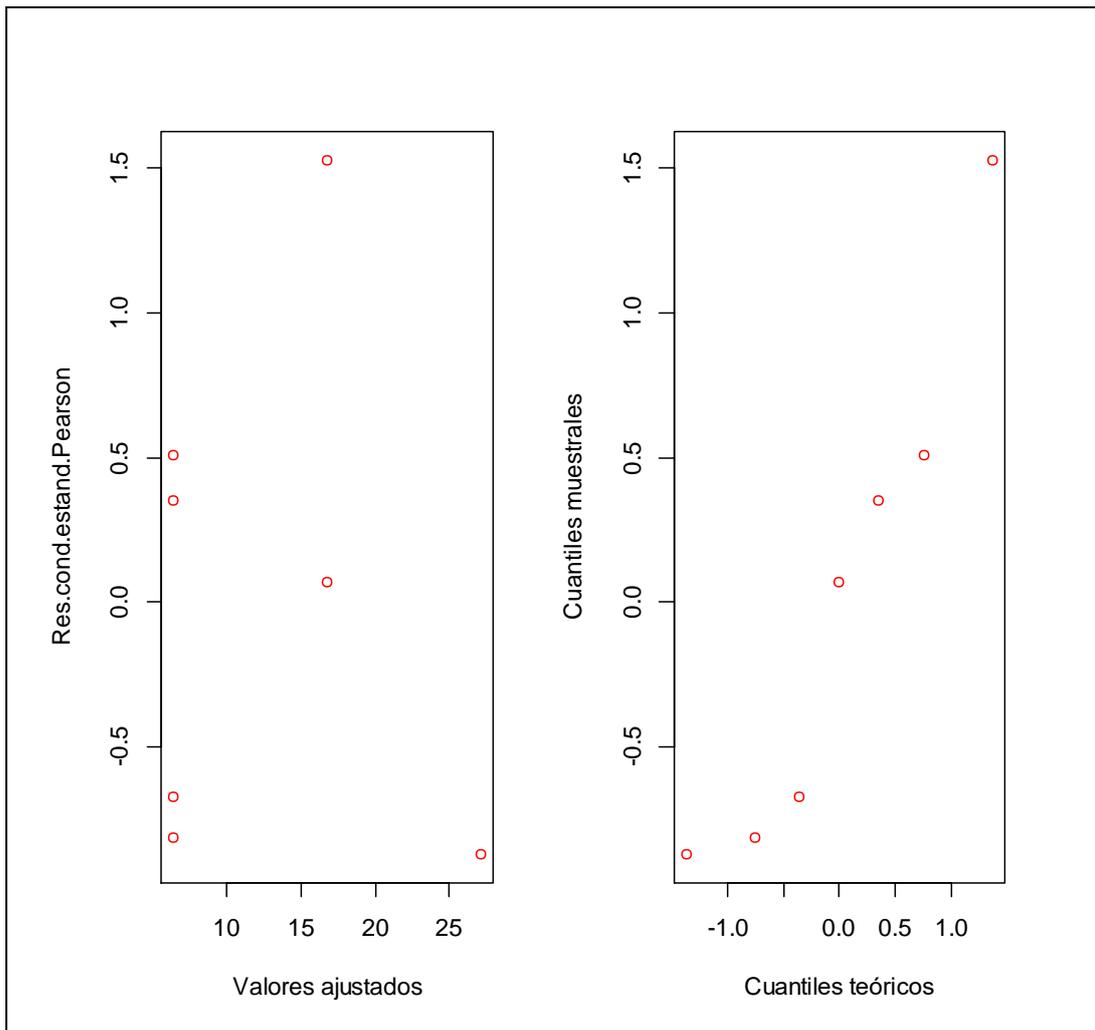


Figura 22: Exploración del modelo estimado mediante los MLM

El modelo propuesto para la modelación de la eutrofización de las aguas del embalse Río Tercero en relación a la reflectividad espectral fue el MLM con correlación espacial exponencial entre sitios de muestreo.

5.5- Modelación de la Eutrofización de las Aguas del embalse Río Tercero utilizando técnicas Geoestadísticas Clásicas

5.5.1- Semivariogramas para el análisis de la variabilidad espacial de Clorofila-a

La teoría de las variables regionalizadas define funciones para modelar la variabilidad espacial denominadas semivariogramas, bajo este marco teórico, cada dato espacial es una realización de un proceso aleatorio y existe una distribución de probabilidad asociada al mismo. Para procesos continuos se asume que estas distribuciones de

probabilidad son normales y tienen la misma media y varianza (estacionariedad de primer y segundo orden).

A fin de verificar el cumplimiento del supuesto de estacionariedad, se realizó un análisis de regresión por mínimos cuadrados de la variable concentración de clorofila-a con las coordenadas geográficas como variables regresoras (Figura 23 y Tabla 23).

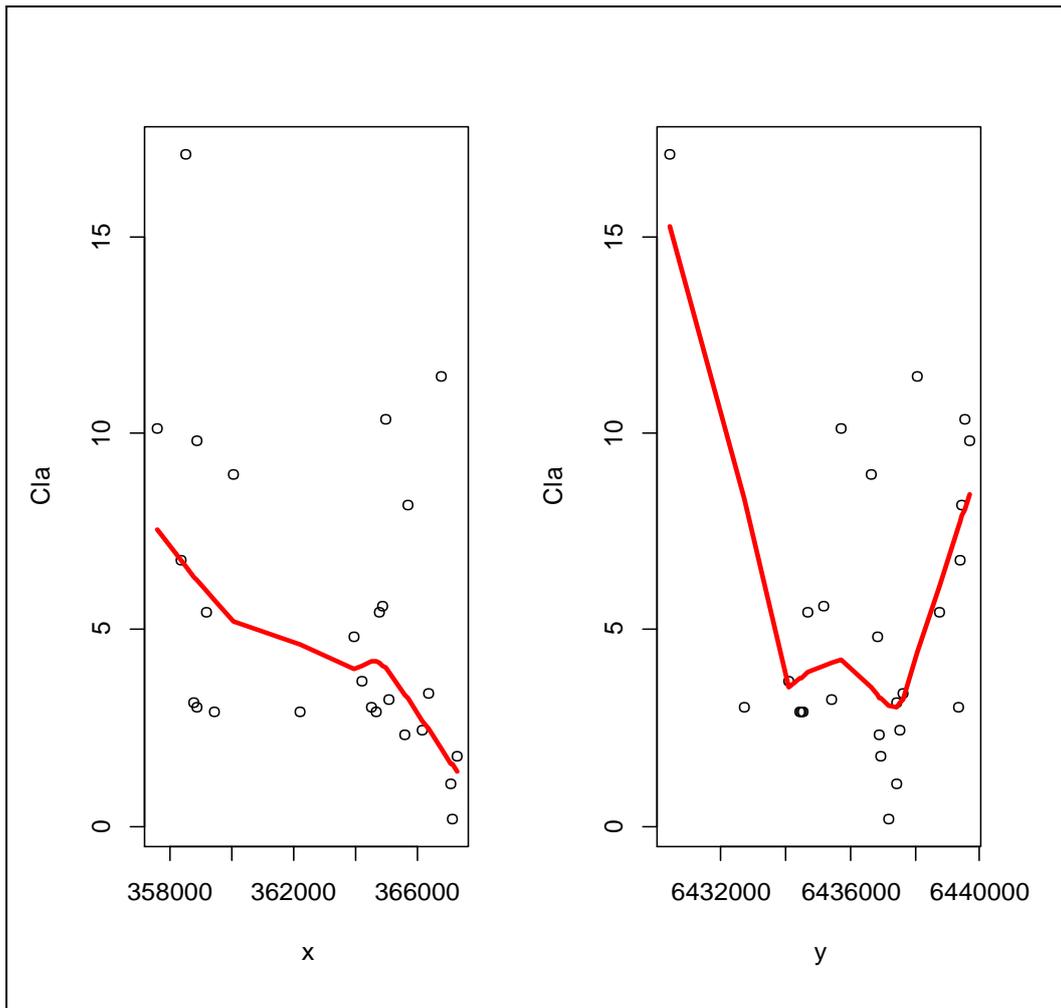


Figura 23: Gráfico de dispersión de la variable concentración de clorofila-a con coordenadas x e y para la detección de tendencias

Tabla 23: Modelo de regresión lineal para evaluar tendencia a gran escala

```

Call:
lm(formula = Cla ~ 1 + x + y, data = Cla10t_dep2, na.action = na.omit)

```

```

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-4.362 -1.884 -1.156  1.833  9.588

```

```

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  6.165e+01  2.119e+03   0.029   0.9770
x            -4.837e-04  2.269e-04  -2.132   0.0439 *
y             1.855e-05  3.318e-04   0.056   0.9559
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

```

Residual standard error: 3.727 on 23 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.1706, Adjusted R-squared:  0.09846
F-statistic: 2.365 on 2 and 23 DF,  p-value: 0.1164

```

Como puede observarse, la variable concentración de clorofila-a presenta una tendencia latitudinal estadísticamente significativa. Algunos autores sugieren que cuando el coeficiente de determinación es menor al 20% se puede trabajar con los datos originalmente relevados sin necesidad de remover las tendencias sistemáticas (Córdoba, 2014). Si bien, los valores de R^2 y R^2 ajustado fueron bajos se decidió no descontar esta tendencia y, por tal motivo, se obtuvo el semivariograma experimental y se ajustaron los modelos teóricos, exponencial y esférico, sin tendencia y con tendencia. Estos dos modelos son frecuentemente usados en los estudios medioambientales (Wu *et al.*, 2008).

El ajuste del variograma empírico para la obtención de los parámetros de los modelos geoestadísticos correspondientes, podría verse como una regresión no lineal entre los valores del variograma y las distancias entre los puntos. A diferencia de los modelos lineales donde el método por mínimos cuadrados garantiza una solución óptima y estable, para los modelos no lineales la optimalidad del método de ajuste depende no solo del modelo, sino también de las características de los datos ajustados. El método de mínimos cuadrados ponderados (WLS) es el elegido para la estimación de las funciones de semivariogramas (Pelissari *et al.*, 2017).

Los parámetros de la función semivariograma son: la varianza *nugget* o *efecto pepita* (C_0), la varianza estructural o “*partial sill*” (C) y el *rango* (R). La varianza *nugget* es la ordenada al origen del semivariograma y representa la suma de errores aleatorios o no espaciales, o errores asociados con la variabilidad espacial a escala más fina que la usada

para realizar las mediciones (Wu *et al.*, 2008). La asíntota C también llamada umbral del semivariograma, se obtiene sumando las varianzas antes mencionadas ($C_0 + C$) y es la varianza de las observaciones independientes y el rango R es la distancia en la cual la asíntota es alcanzada (Córdoba *et al.*, 2014).

La Figura 24 muestra los semivariogramas empíricos y los modelos teóricos exponencial, sin tendencia y con tendencia, ajustados y la Tabla 24 los valores de los parámetros estimados por el método de mínimos cuadrados ponderados (WLS).

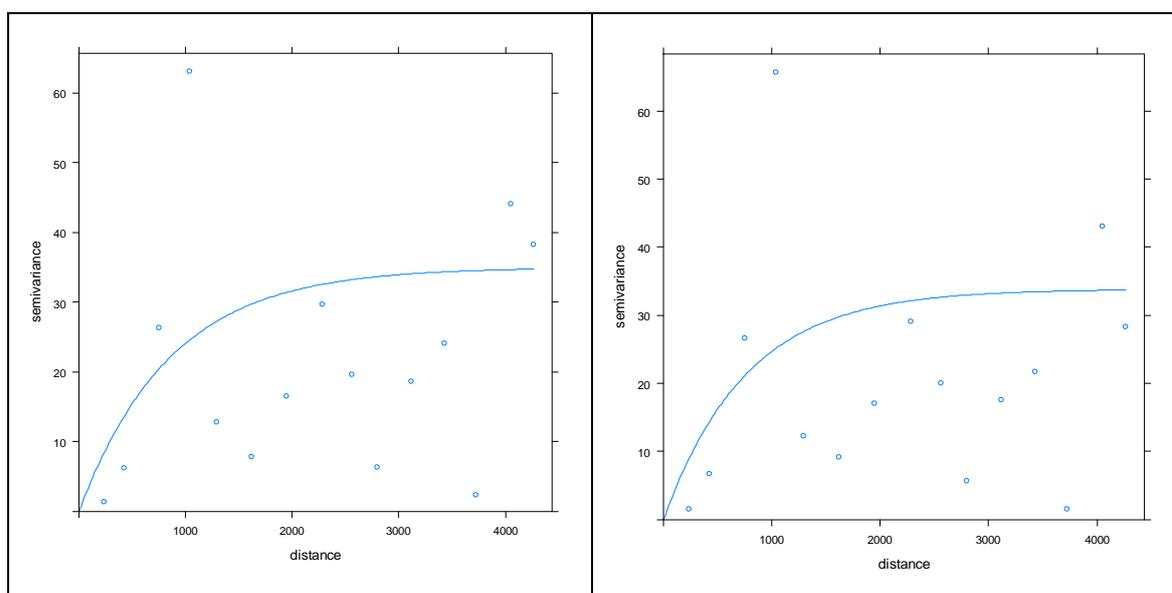


Figura 24: Semivariograma experimental (puntos) y Modelo teórico exponencial (línea), sin tendencia y con tendencia

Tabla 24: Estimaciones de los parámetros del semivariograma exponencial ajustado, sin tendencia y con tendencia

<i>Modelo</i>	<i>psill</i>	<i>Rango</i>	<i>Nugget</i>
<i>Exp.</i>	34,99	854,68	0
<i>Exp. ~x+y</i>	33,84	763,37	0

*C*₀: varianza nugget, *C*: varianza estructural, *R*: rango.

Se puede verificar la adecuación entre los datos y los parámetros adoptados, según el modelo, utilizando la técnica de validación cruzada (Dos Santos *et al.*, 2011). Mediante esta técnica se seleccionó el modelo adecuado, el criterio de selección fue el error cuadrático

medio de predicción normalizado (ECM normalizado) el valor más cercano a uno me indica el modelo más adecuado.

Tabla 25: Errores de predicción de los semivariogramas exponencial, sin tendencia y con tendencia

<i>Modelo</i>	<i>EM</i>	<i>ECM</i>	<i>ECM normalizado</i>	<i>Correlación Lineal</i>
<i>Exp.</i>	0.02200461	38.27906	1.266393	0.1394325
<i>Exp. ~x+y</i>	-0.6000895	43.38941	1.308058	0.1811275

La Tabla 25 muestra el ECM y el ECM normalizado de los semivariogramas teóricos exponencial ajustados, sin tendencia y con tendencia. Se observa que el semivariograma teórico exponencial sin tendencia es el mejor.

La Figura 25 muestra los semivariogramas empíricos y los modelos teóricos esférico, sin tendencia y con tendencia, ajustados y la Tabla 26 los valores de los parámetros estimados por el método de mínimos cuadrados ponderados (WLS).

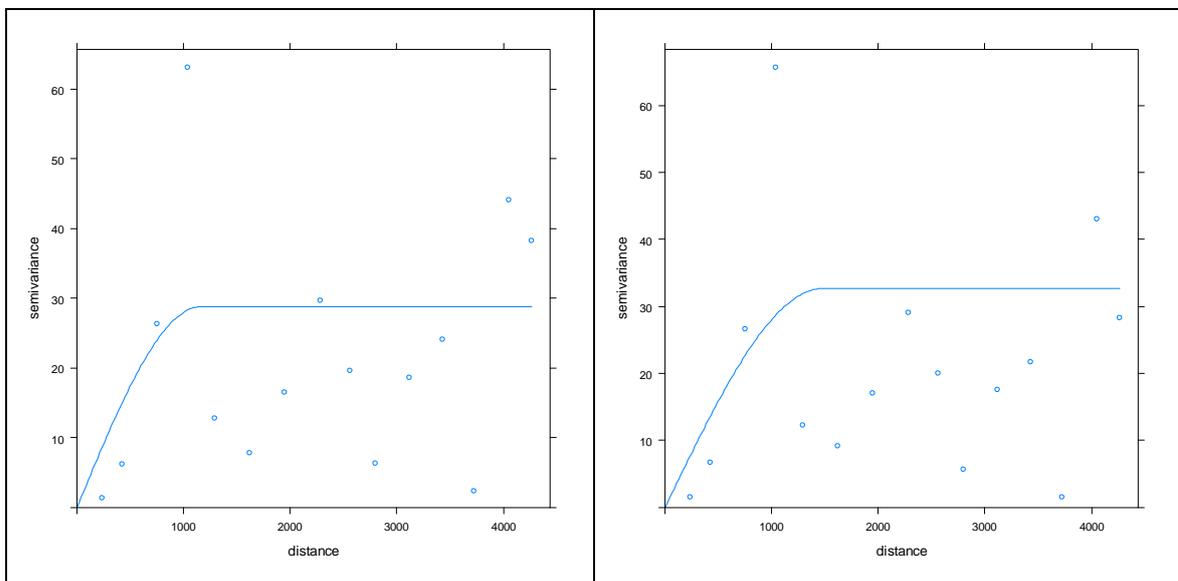


Figura 25: Semivariograma experimental (puntos) y Modelo teórico esférico (línea), sin tendencia y con tendencia

Tabla 26: Estimaciones de los parámetros del semivariograma esférico ajustado, sin tendencia y con tendencia

<i>Modelo</i>	<i>psill</i>	<i>Rango</i>	<i>Nugget</i>
<i>Esf.</i>	28,81	1163,31	0
<i>Esf. ~x+y</i>	32,69	1483,63	0

C0: varianza nugget, C: varianza estructural, R: rango.

En la Tabla 27 se puede observar que el mejor ajuste es el semivariograma teórico esférico con tendencia.

Tabla 27: Errores de predicción de los semivariogramas esférico, sin tendencia y con tendencia

<i>Modelo</i>	<i>EM</i>	<i>ECM</i>	<i>ECM normalizado</i>	<i>Correlación Lineal</i>
<i>Esf.</i>	-0.5653606	40.47144	1.322202	0.04865484
<i>Esf. ~x+y</i>	1.570289	47.2427	1.168735	0.0965503

Los parámetros estimados de los semivariogramas exponencial sin tendencia y esférico con tendencia se muestran en la Tabla 28.

Tabla 28: Estimaciones de los parámetros de los semivariogramas ajustados, exponencial sin tendencia y esférico con tendencia

<i>Modelo</i>	<i>psill</i>	<i>Rango</i>	<i>Nugget</i>
<i>Exp.</i>	34,99	854,68	0
<i>Esf. ~x+y</i>	32,69	1483,63	0

C0: varianza nugget, C: varianza estructural, R: rango.

Posteriormente, se realizó la técnica de validación cruzada para el cálculo de los errores de predicción para los dos semivariogramas teóricos seleccionados anteriormente a fin de determinar el mejor modelo de todos los propuestos (Tabla 29).

Tabla 29: Errores de predicción de los semivariogramas exponencial sin tendencia y esférico con tendencia

<i>Modelo</i>	<i>EM</i>	<i>ECM</i>	<i>ECM normalizado</i>	<i>Correlación Lineal</i>
<i>Exp.</i>	0.3172855	31.24026	0.9909142	0.323531
<i>Esf. $\sim x+y$</i>	-0.5758956	38.64968	1.07986	0.2167535

Se observó que el modelo propuesto para la modelación de la eutrofización de las aguas del embalse Río Tercero utilizando la Geoestadística clásica fue el semivariograma exponencial sin tendencia.

5.6 - Comparación de los modelos obtenidos mediante Geoestadística clásica y MLM obtenidos en Relación a las Bandas Espectrales para la modelización de la eutrofización de las aguas del embalse Río Tercero

Se utilizaron los parámetros de los semivariogramas estimados mediante Geoestadística clásica y mediante MLM obtenidos en relación a la reflectividad espectral a fin de determinar cuál de las dos técnicas ofrece un mejor ajuste (Tabla 30).

Tabla 30: Parámetros de los semivariogramas estimados mediante Geoestadística clásica y el MLM obtenido en relación a la reflectividad espectral

<i>Modelo</i>	<i>psill</i>	<i>Rango</i>	<i>Nugget</i>
<i>Geoestadística clásica</i>	34,99	854,68	0
<i>Modelo Lineal Mixto</i>	25,10	1440,03	0

CO: varianza nugget, *C:* varianza estructural, *R:* rango.

Se observó, que los parámetros de los semivariogramas obtenidos por el método de estimación de mínimos cuadrados ponderados (WLS) y por el método de máxima verosimilitud restringida (REML), utilizados en la Geoestadística clásica y los MLM respectivamente, fueron diferentes.

Posteriormente mediante la técnica de validación cruzada se calcularon los errores de predicción para ambos semivariogramas (Tabla 31).

Tabla 31: Errores de predicción de los semivariogramas estimados mediante Geoestadística clásica y el MLM obtenido en relación a la reflectividad espectral

<i>Modelo</i>	<i>EM</i>	<i>ECM</i>	<i>ECM normalizado</i>	<i>Correlación Lineal</i>
<i>Semivariograma Geoestadística clásica</i>	0.06679495	43.70621	1.366201	-0.1342907
<i>Semivariograma Modelo Lineal Mixto</i>	-0.04723397	89.04393	2.783536	-0.4304469

El valor del ECM normalizado indicó que el error de predicción para el modelo obtenido mediante Geoestadística clásica fue en promedio del 13,6%, en tanto que para el MLM obtenido en relación a las bandas espectrales fue del 27,8%. Sin embargo, se observó que existe una mayor correlación lineal negativa (-0.4304469) entre lo observado y lo predicho por el modelo lineal mixto obtenido en relación a la reflectancia espectral.

Podemos concluir que, en este estudio, para la modelización de la eutrofización de las aguas del embalse Río Tercero, el mejor modelo fue el obtenido mediante las técnicas Geoestadísticas clásicas.

5.7- Predicción y Mapeo de la variabilidad espacial de la Concentración de Clorofila-a

Como se mencionó anteriormente uno de los principales objetivos de la geoestadística es obtener valores predichos en puntos no observados, para esto se utilizan los predictores del tipo kriging (Mejía Rivera *et al.*, 2007). El método de kriging proporciona el mejor estimador lineal para el valor de la variable en un sitio, suministrando además un error de estimación conocido como varianza de kriging, este depende del modelo de variograma obtenido y de las localizaciones de los datos originales. La varianza de kriging brinda la posibilidad de analizar la calidad de las estimaciones (da Costa Santos *et al.*, 2017).

Para el mapeo de la variabilidad espacial se confeccionó una grilla de predicción, de 60 x 60 m, a la que posteriormente se le recortó el contorno del lago donde se realizó la interpolación por kriging ordinario (Figura 26).

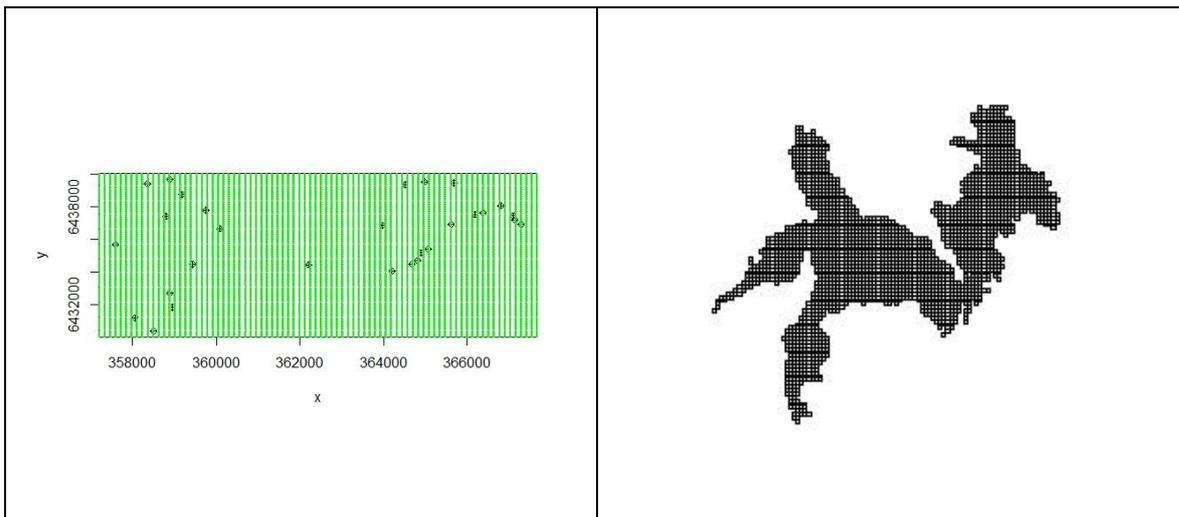


Figura 26: Grilla de predicción.

Con los parámetros estimados del modelo, obtenido por Geoestadística clásica, se realizó la interpolación espacial para poder predecir valores de la variable concentración de clorofila-a en sitios no muestreados. Se construyeron los mapas de Predicción espacial y de Varianza del error de estimación para la variable concentración de clorofila-a en el embalse Río Tercero (Figuras 27 y 28).

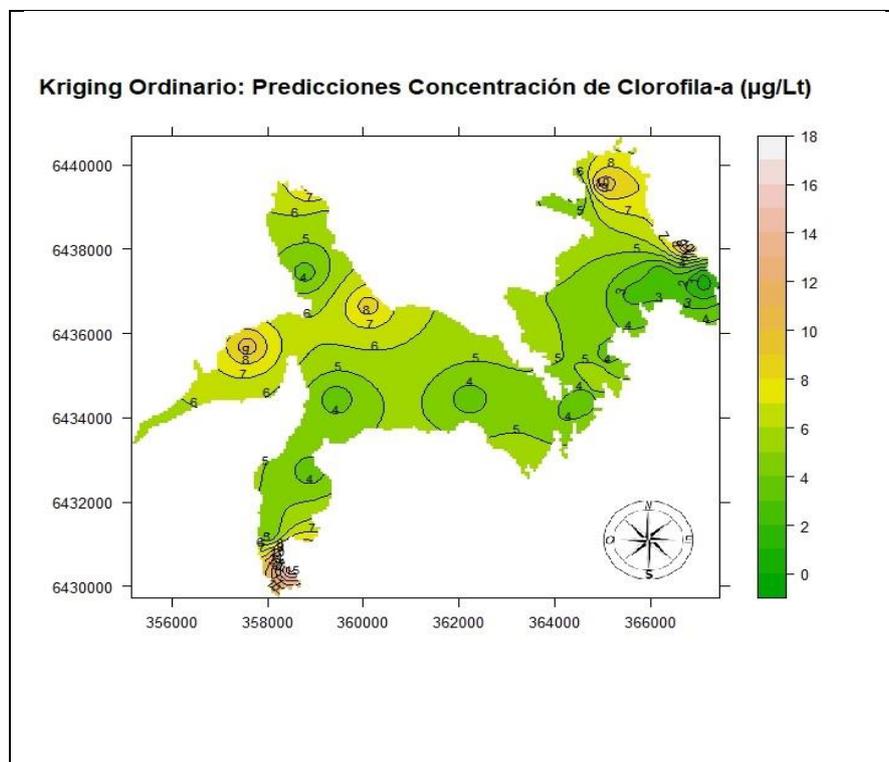


Figura 27: Mapa de Predicción espacial de la concentración de clorofila-a en el embalse Río Tercero.

Se puede observar, que, en el lóbulo izquierdo, altas concentraciones de clorofila-a, en la zona del Canal de Enfriamiento, según la escala gráfica se pueden estimar valores próximos a los 8 $\mu\text{g/L}$. 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.

En la Figura 28, se graficó la varianza del error de estimación, la cual permite evaluar y cuantificar la incertidumbre. Se puede observar, que a medida que nos alejamos del sitio de muestreo el error de estimación aumenta.

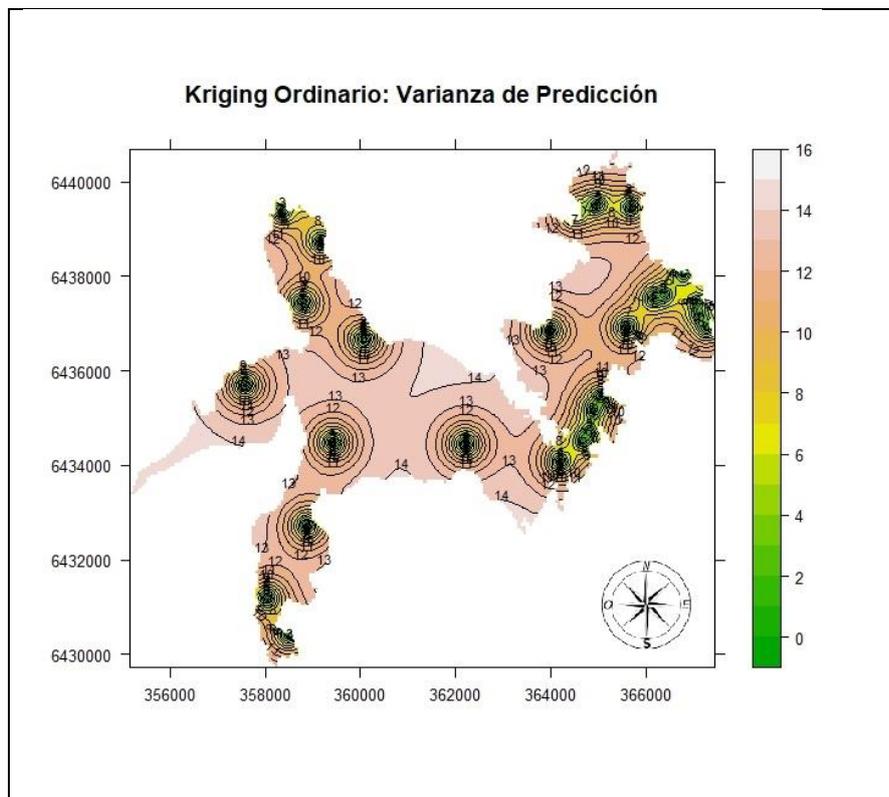


Figura 28: Mapa de Varianza del error de estimación de la concentración de clorofila-a en el embalse Río Tercero.

Esto concuerda con lo obtenido en la Tabla 31, donde el valor del ECM normalizado indicó que el error de predicción para el modelo obtenido mediante Geoestadística clásica fue en promedio del 13,6%.



6.-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 se tiende a ver una evolución biológica acelerada.

De acuerdo a los resultados obtenidos, 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, el valor máximo registrado en Verano fue de 28,3 °C en el sitio de muestreo Canal de Enfriamiento. Con respecto a la variación espacial, se halló que, en todos 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.

Observando la variación espacial y temporal de la variable pH se esperaría que la misma disminuyera con el tiempo y que el sitio de muestreo Canal de Enfriamiento siguiera presentando los menores valores de pH. 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).

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.

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.

Bonanseá (2007), en su estudio realizado en el embalse Río Tercero, encontró una mediana de 8,2 µg/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. 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 Bonanseá (2007), presentando mayores concentraciones de clorofila-a.

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.

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.

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.

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 por Ledesma (2012).

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 $R^2= 0,88$. Sin embargo, al aplicar un procesamiento multitemporal entre las dos imágenes satelitales correspondientes a ambas primaveras no se consideraron las correcciones necesarias.

Ledesma (2012), para evaluar el comportamiento espacial del embalse, determinó 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. 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 fue válido, estuvo entre 2,34 y 24,39 $\mu\text{g/L}$. Sin embargo, al verificar los supuestos de independencia y homogeneidad de varianzas del modelo lineal,

los mismos no se cumplieron. Por este motivo, en ese mismo estudio, se modelizó, como una primera aproximación, 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 explicó el estado trófico del reservorio.

Bonanseña *et al.* (2015), utilizó, en su estudio realizado en el embalse Río Tercero, la transformación logarítmica de la concentración de clorofila-a para integrarla con datos provenientes de la serie Landsat TM mediante MLM. Los criterios de ajuste AIC y BIC resultaron ser 3,24 y 10,95, valores menores a los obtenidos por Ledesma (2012).

En el presente trabajo, al comparar los ajustes de los modelos de correlación espacial exponencial y esférico (ambos con y sin efecto *nugget*) mediante los MLM obtenidos con los valores de radiancia de la banda 2 de la imagen satelital LANDSAT 5TM del 20 marzo 2009, se concluyó que el modelo de correlación espacial exponencial que mejor ajusta los datos coincide con el obtenido por Ledesma (2012).

La Geoestadística clásica no ha sido una herramienta muy utilizada en el estudio de la eutrofización en recursos hídricos superficiales, encontrándose la mayoría de los trabajos en aplicaciones agrícolas y en el estudio de suelos, razón por la cual el presente trabajo constituye un aporte para la gestión de los mismos.

En este estudio, la variable concentración de clorofila-a presentó una tendencia latitudinal estadísticamente significativa, sin embargo, el considerar descontar esta tendencia no fue necesario. El mejor semivariograma teórico ajustado fue el exponencial sin tendencia.

Los parámetros, estimados en este estudio, de los semivariogramas obtenidos por el método de estimación de mínimos cuadrados ponderados (WLS) y por el método de máxima verosimilitud restringida (REML) fueron diferentes, contrario a lo concluido por (Córdoba *et al.*, 2014).

Al observar el mapa de Predicción espacial de la concentración de clorofila-a en el embalse, Río Tercero, se pudo estimar la concentración de dicha variable en la zona del Canal de Enfriamiento en valores próximos a los 8 $\mu\text{g/L}$, 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 4 $\mu\text{g/L}$ correspondiendo a la concentración medida de 2,34 $\mu\text{g/L}$.

A pesar de que los valores de concentración de clorofila-a, en algunos casos, están sobrestimados el mapa de distribución espacial, obtenido a través de los modelos geoestadísticos, puede ser utilizado como una herramienta válida de predicción.

La calidad predictiva del modelo obtenido mediante Geoestadística clásica fue mayor, el error de predicción fue en promedio del 13,6%. El rango del semivariograma fue de 854,68 m, mientras que el rango obtenido por MLM fue de 1440 m, este valor influye en la interpolación de los datos. Sitios ubicados a distancias mayores al rango tienen la mínima capacidad predictora, el ECM normalizado para el MLM fue del 27,8%.

El mapa de Varianza del error de estimación construido, nos brinda una poderosa herramienta para evaluar y cuantificar la incertidumbre. En aquellas áreas donde la varianza de estimación es alta se pueden localizar sitios de muestreo adicionales y de esta manera reducir el error de predicción.

Si bien podemos concluir que para la modelización de la eutrofización de las aguas del embalse Río Tercero, el mejor modelo fue el obtenido mediante las técnicas geoestadísticas clásicas, la utilización de los MLM presenta claras ventajas.

Con los MLM el modelo se ajusta directamente sobre los datos y no sobre las semivarianzas como en la geoestadística clásica, con ellos también se puede modelar la correlación espacial y la tendencia a gran escala en un solo paso. Los MLM integrados con imágenes satelitales constituyen tecnologías contemporáneas.

Si bien en esta investigación se determinó concentración de clorofila-a para determinar la calidad del agua, debería en estudios posteriores medirse ficocianina, pigmento azulado específico de las cianobacterias, buenas indicadoras de eutrofización de los reservorios.



Conclusiones

7.- Conclusiones

Los problemas del agua del planeta se centran tanto en la cantidad como en su calidad. 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.

El hecho de modelar la variabilidad espacial contemplando las correlaciones entre los sitios de muestreo produjo un mejor ajuste. Los MLM, obtenidos en relación a las bandas espectrales, fueron mejores para modelar la eutrofización de las aguas del embalse Río Tercero.

La capacidad predictiva de los modelos obtenidos mediante geoestadística clásica para modelar la eutrofización de las aguas del embalse Río Tercero, fue mayor.

El mapa de Predicción 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.

El mapa de Varianza del error de estimación, permitió determinar zonas de alta incertidumbre.

Si bien en el embalse Río Tercero, Córdoba, no existen trabajos donde se utilice la Geoestadística clásica para el modelado de la eutrofización, este trabajo constituye una línea de base a otros modelos que se podrían aplicar para el estudio de los Recursos Hídricos, tales como por ejemplo el Modelo Aditivo Generalizado (GAM) o los Modelos de Regresión basados en Redes Neuronales (NNR), entre otros.



Bibliografía

8.- Bibliografía

- [1] American Public Health Association (APHA). 2000. Standart methods for the examination of water and wastewater, Washington.
- [2] Almanza-Marroquín, V.; R. Figueroa; O. Parra; X. Fernandez; C. Baeza1; J. Yañez; R. Urrutia. 2016. Bases limnológicas para la gestión de los lagos urbanos de Concepción, Chile. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 44(2): 313-326, 2016 DOI: 10.3856/vol44-issue2-fulltext-12.
- [3] 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.
- [4] Balzarini, M. 2006. Curso-Taller Aplicaciones de Modelos Mixtos en Agricultura, Fac. Cs. Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba.
- [5] 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.
- [6] Benítez Rodas, G; G. Villalba Duré; C. Ávalos de Enciso; F. Araujo; R. Acosta Brítez; A. Escobar; O. Astigarraga Escobar; I. Peralta López; C. Cardozo Román. 2017. Influencia de factores fisicoquímicos sobre la biodiversidad de cianobacterias en el Lago Ypacaraí durante el periodo 2012-2014. *Steviana*. Vol. 9 (2) – 2017 ISSN 2304-2907 (on line).
- [7] Boltovskoy, A.; M. Foggetta. 1985. Limnología física del embalse Río III. *Biología Acuática*. Instituto de Limnología "Dr. Raul A. Ringuelet". N° 7. 26 pp.
- [8] 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.
- [9] Bonansea, M.; C. Rodríguez; C. Ledesma. 2011. Dermination of chlorophyll-a concentration in Río Tercero dam using CBERS-2B satellite image. *Biocell*, 35(3):238.
- [10] Bonansea, M.; C. Ledesma; C. Rodríguez; A. Sánchez Delgado. 2012. Concentración de clorofila-a y límite de zona fótica en el embalse Río Tercero (Argentina) utilizando imágenes del satélite CBERS-2B. *Revista Ambiente & Agua*, 7(3): 61-71. ISSN: 1980-993X-doi: 10.4136/1980-993X.
- [11] Bonansea, M.; R. Bazán; M. Pagot; L. Pinotti; C. Ledesma; C. Rodriguez. 2014. Utilización de imágenes Aster y Landsat para el monitoreo de la concentración de clorofila-a en el embalse Los Molinos, Córdoba, Argentina. *Instituto de Limnología "Dr. R.A. Ringueler"*, *Biología Acuática* N° 30. Año 2014: 69-77. ISSN: 1668-4869.
- [12] Bonansea, M.; C. Ledesma; C. Rodriguez; L. Pinotti. 2015. Water quality assessment using multivariate statistical techniques in Río Tercero Reservoir (Argentina). *Hydrology Research*, 46.3: 377-388. doi: 10.2166/nh. 2014. 174.
- [13] Bonansea M.; Rodríguez, M.; Pinotti, L.; Ferrero, S. 2015. Using multi-temporal Landsat imagery and linear mixed models for assesing water quality parameters in Río Tercero reservoir (Argentina). *Remote Sensing Environment* 158 (2015) 28-41.
- [14] Bonansea, M.; R. Bazán; C. Ledesma; C. Rodriguez; L. Pinotti. 2015. Monitoring of regional lake water clarity using Landsat imagery. *Hydrology Research*, 46.5: 661-670. doi: 10.2166/nh. 2014.211.
- [15] Bonansea, M.; C. Ledesma; C. Rodríguez. 2016. Assessing the impact of land use and land cover on water quality in the watershed of a reservoir. *Applied Ecology and Environmental Research*, 14(2): 447-456. <http://www.aloki.hu>. ISSN 1589 1623 (Print).

- ISSN 1785 0037 (Online) doi: http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1402_447456 © 2016, ALÖKI Kft., Budapest, Hungary.
- [16] Bonansea, M.; R. Bazán; S. Ferrero; C. Rodríguez; C. Ledesma; L. Pinotti. 2018. Multivariate statistical analysis for estimating Surface water quality in reservoirs. *International Journal of Hydrology Science and Technology*. 52-68. Vol. 8, N°1. Print ISSN: 2042-7808 Online ISSN: 2042-7816.
- [17] Bonatto, F. 2006. Variaciones espaciales de variables biológicas en el embalse Río Tercero. Córdoba. Tesis de grado. Universidad Nacional de Río Cuarto.
- [18] 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.
- [19] Briceño, I.; W. Pérez; D. San Miguel; S. Ramos. 2018. Determinación de calidad de agua en el Lago Vichuquén, con imágenes de satélite Landsat 8, sensor OLI, año 2016, Chile. *REVISTA DE TELEDETECCIÓN Asociación Española de Teledetección* (2018) 52, 67-78 ISSN 1133-0953 EISSN 1988-8740 <https://doi.org/10.4995/raet.2018.10126>.
- [20] 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.
- [21] Calcagno, A.T. 1996. Evaluación de impacto ambiental, Proyecto programa nacional de agua potable y alcantarillado cloacal, Almafuerte, Córdoba, 2, 2-75.
- [22] 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).
- [23] 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.
- [24] Carrera J.; J. Samper. 1985. Apuntes del curso sobre métodos geoestadísticos aplicados a la hidrología subterránea. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de caminos, canales y puertos de Valencia.
- [25] 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.
- [26] Chander, G.; B. Markham, J. Barsi. 2007. Revised Landsat-5 Thematic Mapper Radiometric Calibration. *IEEE GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING LETTERS*, VOL.4, N°3.
- [27] 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).
- [28] Chica-Olmo, M, J.A. Luque Espinar; J.P. Ruiz Castellano; I. Carpintero Salvo; M.J. García Soldado. 2005. Integración de datos de calidad de aguas subterráneas mediante modelos geoestadísticos. De los local a lo global: nuevas tecnologías de la información geográfica para el desarrollo. IX Conferencia Iberoamericana SIG. VII Congreso Nacional AESIG. II Reunión GMCSIG Cáceres 2003- Universidad de Extremadura: Servicio de Publicaciones. ISBN: 84-7723-661-5.
- [29] Chuvieco, E. 2002. *Teledetección Ambiental*. Ed. Ariel, S.A. 586 pp.

- [30] Cobo, F. 2015. Métodos de control de las floraciones de cianobacterias en aguas continentales. *Limnetica*, 34 (1): 247-268 (2015) c. Asociación Ibérica de Limnología, Madrid. Spain. ISSN: 0213-8409.
- [31] Codd, G. 1995. Cyanobacterial toxins: Occurrence, properties and biological significance. *Wat. Sci. Tech.* 32(4): 149-156.
- [32] Córdoba, M; C. Bruno; F. Aguate; M. Tablada; M. Balzarini. 2014. Análisis de la variabilidad espacial en lotes agrícolas. *Manual de Buenas Prácticas*. Ed. Balzarini, M. Eudecor. Córdoba, Argentina. ISBN 978-987-1536-66-5.
- [33] Correa Morales, J.C.; J.C. Salazar Uribe. 2016. *Introducción a los modelos mixtos*. Medellín: Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Escuela de Estadística. 257 págs. ISBN: 978-958-775-953-2.
- [34] Dai, L.; L. Wang; L. Li; T. Liang; Y. Zhang; C. Ma; B. Xing. 2018. Multivariate geostatistical analysis and source identification of heavy metals in the sediment of Poyang Lake in China. *Science of the Total Environment* 621 (2018) 1433-1444.
- [35] Daga I.; M. Pierotto. 2011. Cianobacterias del embalse San Roque (Córdoba, Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 46 (3-4): 227-234. ISSN 0373-580 X 2011.
- [36] Da Costa Santos, L.; J. Jefferson Vieira; D. Soares Alves; P. R. Nitsche; E. Fialho dos Reis; F. D. Bender. 2017. Space-time variability of evapotranspiration and precipitation in the State of Paraná, Brazil. *Rev. Ambient. Água* vol. 12 n. 5 Taubaté – Sep. / oct. 2017. doi:10.4136/ambi-agua.2057.
- [37] De Bernardi, R.; G. Guissani. 1990. Are blue green-algae a suitable food zooplankton? An overview. *Hydrobiologia* 200-201: 29-41.
- [38] 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.
- [39] 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.
- [40] 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.
- [41] Díaz-Viera, M; F. Canul-Pech. 2014. Diseño óptimo de la red de monitoreo del acuífero “Saltillo-Ramos Arizpe” para el adecuado manejo del recurso hídrico, aplicando un enfoque geoestadístico. *Tecnología y Ciencias del Agua*, vol. V, núm. 5, septiembre-octubre de 2014, pp. 141-159.
- [42] Di Rienzo, J.A.; R. Macchiavelli; F. Casanoves. 2010. *Modelos Mixtos en InfoStat*.
- [43] Di Rienzo J.A.; F. Casanoves; M.G. Balzarini; L. Gonzalez; M. Tablada; C.W. Robledo. *InfoStat versión 2018*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- [44] Dos Santos, E.H.M.; N. Griebeler; L. F.C. De Oliveira. 2011. VARIABILIDADE ESPACIAL E TEMPORAL DA PRECIPITAÇÃO PLUVIAL NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO JOÃO LEITE-GO. *Eng. Agríc., Jaboticabal*, v.31, n.1, p.78-89.
- [45] ENVI. Versión 4.2. 2005. Programa de análisis y procesamiento de imágenes satelitales. Research Systems a Kodak Company.
- [46] Fabre, A; C. Carballo; E. Hernández; P. Piriz; L. Bergamino; L. Mello; S. González; G. Pérez; J. G. León; L. Aubriot; S. Bonilla; C. Kruki. 2010. El nitrógeno y la relación zona eufótica/zona de mezcla explican la presencia de cianobacterias en pequeños lagos

- subtropicales, artificiales de Uruguay. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* (2010), 5(1): 112-125.
- [47] 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.
- [48] Forján Lozano, E.; M.J. Domínguez Vargas; C. Vilchez Lobato; R. Miguel; C. Costa; M.P. Reis. 2008. Cianoaleta: estrategia para predecir el desarrollo de cianobacterias tóxicas en embalses, *Ecosistemas* 17 (1), 37-45.
- [49] Gallardo, A. 2006. *Geoestadística*. *Ecosistemas* 15 (3): 48-58. ISBN 1697-2473.
- [50] 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.
- [51] Ibrahim Rizk Hegazy; Mosbeh Rashed Kaloop. 2015. Monitoring urban growth and land use change detection with GIS and remote sensing techniques in Daghalla governorate Egypt. *International Journal of Sustainable Built Environment*. Volume 4, Issue 1, June 2015, Pages 117-124. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.ijse.2015.02.005>
- [52] Iwashita, K.; K. Kudoh; H. Fijii; H. Nishikawa. 2004. Satellite analysis for water flow of Lake Inbanuma. *Advances in Scape Research*. 33: 284-289.
- [53] Kim, J-H; K-H. Kim; N. T. Thao; B. Batsaikhan; S-T. Yun. 2017. Hydrochemical assessment of freshening saline groundwater using multiple end-members mixing modeling: A study of Red River delta aquifer, Vietnam. *Journal of Hydrology*. Volume 549, June 2017, Pages 703-714. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.04.040>.
- [54] Kruk, C.; A. Segura; L. Nogueira; C. Carballo; G. Martínez de la Escalera; D. Calliari; G. Ferrari; M. Simoens; J. Cea; I. Alcántara; P. Vico; D. Míguez; C. Piccini. 2015. Monitoring tools and early warning system for harmful cyanobacterial blooms: Río Uruguay and Río de la Plata. *REVISTA DEL LABORATORIO TECNOLÓGICO DEL URUGUAY*. INNOTECH 2015, 10 (23 - 39) - ISSN 1688-3691 – 23.
- [55] Lampert, W.; U. Sommer. 1997. *Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams*. Oxford University Press. ISBN: 0-19-509592-8.
- [56] 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.
- [57] Ledesma, C. 2012. Modelos geoestadísticos basados en datos satelitales para el mapeo de concentraciones de clorofila-a en el embalse Río Tercero, Argentina. Tesis Maestría en Ciencias Agropecuarias. Facultad de Agronomía y Veterinaria. UNRC.
- [58] Ledesma, C.; M. Bonansea; C. Rodríguez; A. Sánchez Delgado. 2013. Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Ciência Agrônômica*, 44(3):419-425. ISSN: 1806-6690.
- [59] Ledesma, C.; M. Bonansea; C. Rodríguez; A. Sánchez Delgado. 2013. Calidad del agua en el embalse Río Tercero (Argentina) utilizando sistemas de información geográfica y modelos lineales de regresión. *Revista Ambiente & Agua*, 8(2): 67-76. ISSN: 1980-993X-doi: 10.4136/1980-993X.
- [60] Ledesma M.; M. Bonansea; C. Ledesma; C. Rodríguez; L. Pinotti. 2018. Water quality assessment of the Cassaffouth Reservoir using multivariate statistical techniques. *Revista Científica FAV-UNRC Ab Intus*. 2 (1): 27-38 ISSN: 2618-2734.

- [61] Littell R.C.; G.A. Milliken; W.W. Stroup; R.D. Wolfinger; O. Schabenberger. 2006. SAS System for Mixed Models. Second Edition. Cary, N.C.: SAS Institute Inc. ISBN-13: 978-1-59047-500-3. ISBN-10: 1-59047-500-3.
- [62] Mancini, M.; C. Rodríguez. 1999. Informe estudio embalse Río Tercero. FAV. UNRC. Com. Personal.
- [63] 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.
- [64] Manzo, C.; F. Braga; L. Zaggia; V.E. Brando; C. Giardino; M. Bresciani; C. Bassani. 2018. Spatio temporal analysis of prodelta dynamics by means of new satellite generation: the case of Po river by Landsat-8 data. *Int J Appl Earth Obs Geoinformation* 66 (2018) 210-225.
- [65] Margalef, R. 1991. *Ecología*. Ed. Omega. 951 pág.
- [66] 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.
- [67] 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". N° 7. 26 pp.
- [68] 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.
- [69] 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.
- [70] Mariñelarena, A.; M. Mac Donagh; J. Donadelli; M. A. Casco. 2016. Un caso inusual de eutrofización en el embalse Río Tercero: el posible rol de dos bioinvasores. *Biología Acuática* (2016) 31: 10 - 18 ba.
- [71] Matheron, G. 1970. La teoría de las variables regionalizadas y sus aplicaciones, Los cuadernos del centro de morfología matemática de Fontainebleau.
- [72] Mejía Rivera, O.; T. Betancur Vargas; L. Londoño Ciro. 2007. Aplicación de técnicas geoestadísticas en la hidrología del Bajo Cauca Antioqueño. *Dyna*, Año 74, Nro. 152, pp 137-149. Medellín, junio de 2007. ISSN 0012-7353.
- [73] Mir, A.; J. Piri; O. Kisi. 2017. Spatial monitoring and zoning wáter quality of Sistan River in the wet and dry years using GIS and geostatistics. *Computers and Electronics in Agriculture* 135 (2017) 38-50.
- [74] 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.
- [75] 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>.
- [76] Morillo Díaz, G.; G. J. A. Villasmil; Á. Pineda; G. A. Royero Orozco. 2018. Estimación de clorofila a en el Lago de Maracaibo, Venezuela utilizando imágenes

- LANDSAT 8. REVISTA MAPPING Vol. 27, 188, 4-14 marzo-abril 2018 ISSN: 1131-9100.
- [77] Murai, S. 1999. SIG: manual básico, Journal Selper 15 (1) 73.
- [78] Norsaliza Usali; Mohd Hasmadi Ismail. 2010. Use of Remote Sensing and GIS in Monitoring Water Quality. Journal of Sustainable Development. Vol. 3, No. 3; September 2010. ISSN 1913-9063, E-ISSN 1913-9071.
- [79] OCDE (organización para la cooperación y el desarrollo económico). 1982. Eutrophication of Waters, Monitoring, assesment and control, Final repot OECD, Cooperative programme on monitoring of inland waters (eutrophication control), environment directorate, OECD Paris, Francia.
- [80] Paris M.; G. Damilano. 2014. Curso Geoestadística. Maestría en Ciencias Agropecuarias. Facultad de Agronomía y Veterinaria. UNRC.
- [81] Paruelo, J.M. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos, Ecosistemas 17 (3) 4-22.
- [82] Pelissari, A. L.; A. F. Filho; S. Péllico Netto; A. A. Ebling; M. Roveda, C. R. Sanquetta. 2017. Geostatistical modeling applied to spatiotemporal dynamics of successional tree species groups in a natural Mixed Tropical Forest. Ecological Indicators 78 (2017) 1-7. Ed. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.044>.
- [83] Pérez, D.S; A.L. Soraci; M.O. Tapia. 2008. Cianobacterias y Cianotoxinas: Rol de las microcistinas en la salud humana y animal y su detección en muestras de agua. Analecta Veterinaria 2008; 28 (1): 48-56. ISSN 0365-5148.
- [84] Pizzolon, L. 1996. Importancia de las cianobacterias como factor de toxicidad en las aguas continentales. Interciencia 21(6): 239-245.
- [85] 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.
- [86] Prospero, C. 1994. A cyanophyte capable of fixing nitrogen under high levels of oxigen. Journal phycology 30, 2: 222-224.
- [87] Prospero, C. 2000. Cyanobacteria in human affairs. Interciencia, Revista de Ciencia y Tecnología de América. 25 (6): 303-306.
- [88] Prospero, C. 2007. Beneficios de la aireación en lagos eutrofizados. Revista Estrucplan on line (México). www.estrucplan.com.mx
- [89] 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.
- [90] 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.
- [91] 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.
- [92] 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.
- [93] 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.

- [94] Rodríguez, M.C. 2001. Variaciones temporales y espaciales en la calidad del agua del embalse Piedras Moras, Córdoba, Rev. UNRC 21 (1-2) 44.
- [95] 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.
- [96] Rodríguez, C.; M. Bonansea, F. Bonatto; 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
- [97] 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. ISSN1819-186X. ISSN 1818-9334. En CD Rom. Session II. 343-345.
- [98] Rodríguez, M.C.; M. Bonansea; L. Pinotti; C. Ledesma; M. Mancini; V. Reynoso. 2018. Monitoring Program in Reservoirs of the Tercero River Basin Córdoba, Argentina. Joint Event on Proceedings of World Congress on CHROMATOGRAPHY AND SEPARATION SCIENCE & International Conference and Exhibition on SATELLITE AND SPACE MISSIONS. Realizado en Roma Italia. Noviembre, 2018.
- [99] Romero, M. 2010. Proceso de eutrofización de afluentes y su prevención por medio de tratamientos de efluentes. Revista Electrónica Ingeniería Primero. No. 17 – Junio, 2010 - Pag. 64 -74- ISSN: 2076-3166. Facultad de Ingeniería. Universidad Rafael Landívar <http://www.tec.url.edu.gt/boletin>
- [100] 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.
- [101] Samper J.; J. Carrera. 1990. Geoestadística. Aplicaciones a la hidrología subterránea. Centro Internacional de Métodos Numéricos en Ingeniería. Barcelona, España.
- [102] Schabenberger, O.; C. Gotway. 2006. Statistical methods for spatial data analysis, Chapman & hall-crc 42-150.
- [103] Short, M.N. 1999. The Remote Sensing tutorial. <http://www.rst.gsfc.nasa.gov>
- [104] Smith, R.L.; T.M. Smith. 2001. Ecología, Cuarta edición, Ed. Pearson Educación S.A. 664. ISBN: 84-7829-040-0.
- [105] 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.
- [106] Sven-Olof; Walter Rast. 1992. El control de la eutrofización en lagos y pantanos, Ed. Pirámide S.A., Madrid.
- [107] 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.
- [108] 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).
- [109] Vallentyne, J.R. 1978. Introducción a la limnología, Ediciones Omega S.A. 169.

- [110] Vargas Baecheler, J., C. Vargas. 1998. Modelación de calidad de aguas del lago Villarrica y aproximación al problema hidrodinámico, VI Jornadas del Conaphi-Chile.
- [111] Vincent, R.K.; R. Xiaoming Qin; L. Michael; J.M. McKay; K. Czajkowski; J. Savini; T. Bridgeman. 2004. Phycocyanin detection from LANDSAT TM data for mapping cyanobacterial blooms in Lake Erie. *Remote Sensing of Environment* 89, 381-392. Elsevier.
- [112] 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.
- [113] Wu, C.; J. Wu; Y. Luo; H. Zhang; Y. Teng. 2008. Statistical and geostatistical characterization of heavy metal concentrations in a contaminated area taking into account soil map units. *Geoderma* 144 (2008) 171-179. Elsevier B. V. doi: 10.1016/j.geoderma.2007.11.001.
- [114] Xu, F.; S. Tao; R.W. Dawson; B. Li. 2000. A GIS-based method of lake eutrophication assessment. *Ecological Modelling*. 144: 231-244.
- [115] 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.

9.-Anexo I

Tabla 18: Modelación de la concentración de clorofila-a en relación a la reflectividad espectral. MLM con correlación espacial exponencial

Modelos lineales generales y mixtos					
Especificación del modelo en R					
<pre>modelo.000_Clorofila.a_REML<-gls(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				

Tabla 19: Modelación de la concentración de clorofila-a en relación a la reflectividad espectral. MLM con correlación espacial exponencial + efecto nugget

Modelos lineales generales y mixtos					
Especificación del modelo en R					
<pre>mlm.modelo.004_Cla_REML<-gls(Cla~1+B2 ,correlation=corExp(form=~as.numeric(as.character(X))+as.numeric(as.character(Y)) ,metric="euclidean" ,nugget=TRUE) ,method="REML" ,na.action=na.omit ,data=mlm.modeloR.data04)</pre>					
Resultados para el modelo: mlm.modelo.004_Cla_REML					
Variable dependiente: Cla					
Medidas de ajuste del modelo					
N	AIC	BIC	logLik	Sigma	R2
7	43,30	41,35	-16,65	5,00	0,77
AIC y BIC menores implica mejor					
Pruebas de hipótesis marginales mlm.modelo.004_Cla_REML					
	numDF	F-value	p-value		
(Intercept)	1	12,94	0,0156		
B2	1	15,65	0,0108		
Pruebas de hipótesis secuenciales					
	numDF	F-value	p-value		
(Intercept)	1	30,07	0,0028		
B2	1	15,65	0,0108		
Pruebas de hipótesis tipo III - prueba					
	Source	numDF	denDF	F-value	p-value
1	B2	1	5	15,65	0,0108
Efectos fijos					
	Value	Std.Error	t-value	p-value	
(Intercept)	-128,70	35,78	-3,60	0,0156	
B2	7,18	1,82	3,96	0,0108	
Estructura de correlación					
Modelo de correlación: Exponential spatial correlation					
Formula: ~ as.numeric(as.character(X)) + as.numeric(as.character(Y))					
Metrica: euclidean					
Parámetros del modelo					
Parámetro	Estim				
range	1387,63				
nugget	7,6E-08				

Tabla 20: Modelación de la concentración de clorofila-a en relación a la reflectividad espectral. MLM con correlación espacial esférico

Modelos lineales generales y mixtos					
Especificación del modelo en R					
<pre>mlm.modelo.005_Cla_REML<-gls(Cla~1+B2 ,correlation=corSpher(form=~as.numeric(as.character(Y)) ,metric="euclidean" ,nugget=FALSE) ,method="REML" ,na.action=na.omit ,data=mlm.modeloR.data05)</pre>					
Resultados para el modelo: mlm.modelo.005_Cla_REML					
Variable dependiente: Cla					
Medidas de ajuste del modelo					
N	AIC	BIC	logLik	Sigma	R2
7	41,86	40,29	-16,93	4,80	0,77
AIC y BIC menores implica mejor					
Pruebas de hipótesis marginales mlm.modelo.005_Cla_REML					
	numDF	F-value	p-value		
(Intercept)	1	13,51	0,0144		
B2	1	16,38	0,0099		
Pruebas de hipótesis secuenciales					
	numDF	F-value	p-value		
(Intercept)	1	46,70	0,0010		
B2	1	16,38	0,0099		
Pruebas de hipótesis tipo III - prueba					
	Source	numDF	denDF	F-value	p-value
1	B2	1	5	16,38	0,0099
Efectos fijos					
	Value	Std.Error	t-value	p-value	
(Intercept)	-124,59	33,89	-3,68	0,0144	
B2	6,98	1,72	4,05	0,0099	
Estructura de correlación					
Modelo de correlación: Spherical spatial correlation					
Formula: ~ as.numeric(as.character(Y))					
Metrica: euclidean					
Parámetros del modelo					
Parámetro	Estim				
range	114,37				

Tabla 21: Modelación de la concentración de clorofila-a en relación a la reflectividad espectral. MLM con correlación espacial esférico + efecto nugget

Modelos lineales generales y mixtos					
Especificación del modelo en R					
<pre>mlm.modelo.006_Cla_REML<-gls(Cla~1+B2 ,correlation=corSpher(form=~as.numeric(as.character(X))+as.numeric(as.character(Y)) ,metric="euclidean" ,nugget=TRUE) ,method="REML" ,na.action=na.omit ,data=mlm.modeloR.data06)</pre>					
Resultados para el modelo: mlm.modelo.006_Cla_REML					
Variable dependiente: Cla					
Medidas de ajuste del modelo					
N	AIC	BIC	logLik	Sigma	R2
7	43,17	41,22	-16,59	5,01	0,77
AIC y BIC menores implica mejor					
Pruebas de hipótesis marginales mlm.modelo.006_Cla_REML					
	numDF	F-value	p-value		
(Intercept)	1	12,67	0,0162		
B2	1	15,36	0,0112		
Pruebas de hipótesis secuenciales					
	numDF	F-value	p-value		
(Intercept)	1	29,95	0,0028		
B2	1	15,36	0,0112		
Pruebas de hipótesis tipo III - prueba					
	Source	numDF	denDF	F-value	p-value
1	B2	1	5	15,36	0,0112
Efectos fijos					
	Value	Std.Error	t-value	p-value	
(Intercept)	-128,03	35,97	-3,56	0,0162	
B2	7,15	1,83	3,92	0,0112	
Estructura de correlación					
Modelo de correlación: Spherical spatial correlation					
Formula: ~ as.numeric(as.character(X)) + as.numeric(as.character(Y))					
Metrica: euclidean					
Parámetros del modelo					
Parámetro	Estim				
range	5382,90				
nugget	0,33				