

**Evaluación de métodos de interpolación espacial
aplicados a la calidad del agua en Córdoba, Argentina**
**Evaluation of spatial interpolation methods applied to
water quality in Córdoba, Argentina**

Nazarena Solla¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-5404-2544>

Claudia Ledesma², ORCID: <https://orcid.org/0009-0004-9865-6936>

Micaela Ledesma³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2800-8779>

Claudia Rodríguez⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9657-9031>

¹Universidad Nacional de Río Cuarto, INCIVET UNRC CONICET, Río Cuarto, Córdoba, Argentina, nazarenasolla5@gmail.com

²Universidad Nacional de Río Cuarto, INCIVET UNRC CONICET, Río Cuarto, Córdoba, Argentina, clesma@ayv.unrc.edu.ar

³Universidad Nacional de Río Cuarto, INCIVET UNRC CONICET, Río Cuarto, Córdoba, Argentina, mledesma@ayv.unrc.edu.ar

⁴Universidad Nacional de Río Cuarto, INCIVET UNRC CONICET, Río Cuarto, Córdoba, Argentina, crodriguez@ayv.unrc.edu.ar

Autora para correspondencia: Nazarena Solla,
nazarenasolla5@gmail.com

Resumen

Los recursos de agua dulce disponibles por persona han disminuido más de un 20 % en los últimos 20 años debido al crecimiento de la población y a la exacerbación del cambio climático. En concreto, en Argentina, los lagos y embalses de la zona centro-norte del país han acelerado sus procesos naturales de colmatación y eutrofización, y registran elevadas cargas de nutrientes, altas concentraciones de clorofila-a y recurrentes florecimientos algales. Existen distintos criterios para determinar el estado trófico y la calidad del agua de estos sistemas, como los indicadores biológicos, los índices tróficos y la determinación de parámetros fisicoquímicos y biológicos. En este trabajo se utilizaron técnicas de interpolación mediante sistemas de información geográfica (SIG), como *inverse of the weighted distance* (IDW), con el fin de obtener mapas de distribución espacial de las variables temperatura, transparencia del agua y oxígeno disuelto (OD) en el embalse Río Tercero (Córdoba). Se demostró cómo los factores ambientales y la intervención antrópica acentúan los procesos de eutrofia en los recursos hídricos y que el uso potencial de los SIG y de métodos de interpolación espacial, a través de la generación de superficies continuas a partir de datos discretos, facilitan la obtención, gestión, manipulación, análisis, modelado y representación de datos para resolver problemas complejos de planificación y gestión.

Palabras clave: embalses, eutrofización, sistema de información geográfica, SIG, análisis estadístico, calidad del agua, gestión de los recursos hídricos, mapa hidrogeológico, Córdoba, Argentina.

Abstract

The freshwater resources available per person have decreased by more than 20% in the last 20 years due to population growth and the exacerbation of climate change. Specifically, in Argentina, lakes and reservoirs in the central-northern part of the country have accelerated their natural processes of siltation and eutrophication, with high nutrient loads, high concentrations of chlorophyll-a and recurrent algal blooms. There are different criteria to determine the trophic status and water quality of these systems, such as biological indicators, trophic indices and the determination of physicochemical and biological parameters. In this work, interpolation techniques using geographic information systems (GIS), such as the inverse of the weighted distance (IDW), were used to obtain spatial distribution maps of the variables temperature, water transparency and dissolved oxygen (DO) in the Río Tercero reservoir (Córdoba). This work demonstrated how environmental factors and anthropic intervention accentuate eutrophication processes in water resources and that the potential use of GIS and the spatial interpolation method, through the generation of continuous surfaces from discrete data, facilitate the collection, management, manipulation, analysis, modeling and representation of data to solve complex planning and management problems.

Keywords: Reservoirs, eutrophication, geographical information systems, GIS, statistical analysis, water quality, water resources management, hydrogeological maps, Córdoba, Argentina.

Recibido: 15/10/2024

Aceptado: 27/06/2025

Publicado *ahead of print*: 16/07/2025

Versión final: 01/03/2026

Introducción

Existe multiplicidad de factores que condicionan la dinámica ecosistémica de los recursos hídricos superficiales. Según la ONU-Agua (2019), el cambio climático afecta negativamente a los ecosistemas de agua dulce, pues altera los flujos fluviales y la calidad del agua, poniendo en riesgo la calidad del agua potable incluso con el tratamiento convencional. El origen de los riesgos se encuentra en el aumento de las temperaturas; el incremento de las cargas de sedimentos, nutrientes y contaminantes debido a las excesivas lluvias; la mayor concentración de contaminantes durante las sequías, y la interrupción del funcionamiento de las instalaciones de tratamiento durante las crecidas.

En el último decenio, más del 90 % de los grandes desastres se produjeron a causa de fenómenos hidrometeorológicos extremos: inundaciones, tormentas, olas de calor, sequías y otros. Se prevé que la frecuencia e intensidad de estos fenómenos aumenten debido al cambio climático (ONU-Agua, 2019).

Como consecuencia de los largos periodos de sequía y altas temperaturas registradas en los últimos años, los incendios forestales han sido recurrentes en el mundo y han ocasionado multiplicidad de daños. Bochaty-Noble (2023) menciona que los incendios forestales aumentan el grado de eutrofización de las fuentes de agua. Entre los parámetros

más afectados por un incendio figuran las concentraciones de sedimentos aportados y la variación en las concentraciones de nutrientes disueltos, fundamentalmente nitrógeno y fósforo (Tiedemann, Helvey, & Anderson, 1978; DeBano, Ffolliott, & Baker, 1996).

El aporte de nutrientes aportados por escorrentía superficial y subsuperficial por la fertilización agrícola también ha sido estudiada. Laughinghouse, Smyth, Havens y Frazer (2022) mencionan que tanto el nitrógeno como el fósforo son aplicados regularmente a través de fertilizantes para aumentar el rendimiento de los cultivos. Las preocupaciones ambientales surgen cuando el nitrógeno y el fósforo se filtran en las aguas subterráneas o se escurren durante las lluvias a los arroyos, ríos, lagos y estuarios. El exceso de nutrientes en los sistemas acuáticos puede estimular el crecimiento de plantas y algas.

En la provincia de Córdoba, Argentina, la mayoría de los embalses se clasifica como mesotrófica-eutrófica, con elevadas cargas de nutrientes, floraciones de algas y mortandades recurrentes de peces (Quirós, 1988; Ame, Díaz, & Wunderlin, 2003; Mancini *et al.*, 2010; Bazán *et al.*, 2014; Bonansea, Ledesma, Rodríguez, & Pinotti, 2015).

La cuenca alta del río Ctalamochita está altamente influenciada por la agricultura, el manejo pecuario en alta pendiente, la erosión del suelo, la actividad minera, la descarga de efluentes domésticos no tratados y los provenientes de industrias. Como resultado, la carga de materia orgánica por lo general es alta, lo que provoca una desorganización en el normal funcionamiento del ecosistema y genera la estimulación de una serie de cambios sintomáticos, como pérdida de los usos potenciales del agua; color, olor y sabor desagradable; trastornos en la salud humana y animal; disminución de la biodiversidad; reducción de la penetración de la luz; mortandad de peces; pérdidas económicas, y aumentos en las

poblaciones de microorganismos patógenos y vectores de enfermedades (Ledesma, Bonansea, Rodríguez, & Sánchez-Delgado, 2013).

Sumado a esto, el embalse Río Tercero atravesó un proceso de cambio profundo en su dinámica ecosistémica a partir de la puesta en marcha de la central nuclear Río Tercero en 1984. Según Mariazzi, Donadelli, Arenas, Di Siervi y Bonetto (1992), la necesidad de un gran suministro de agua de refrigeración modificó la gestión de toda la cuenca. Antes del funcionamiento de la central nuclear se permitían grandes fluctuaciones estacionales del nivel del agua, dejando el embalse casi vacío durante el invierno seco para ser rellenado durante las lluvias de verano. A partir de 1983, las fluctuaciones del nivel del agua se redujeron considerablemente.

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) son sistemas de *hardware*, *software* y procedimientos elaborados para facilitar la obtención, gestión, manipulación, análisis, modelado, representación y salida de datos espacialmente referenciados que sirven para resolver problemas complejos de planificación y gestión. Los SIG cuentan con métodos de interpolación espacial que permiten la generación de superficies continuas a partir de datos discretos. Los métodos más usados son Kriging, Spline e IDW. Para la modelización de la calidad del agua, Toro-Chacón *et al.* (2020) recomiendan el método IDW que permite generar mapas temáticos para clasificar los valores interpolados de los diferentes estados tróficos. Esta técnica se utiliza para sintetizar la información de los mapas temáticos en un mapa final que ilustra la distribución espacial de las condiciones de eutrofización del área de estudio.

Los modelos espaciales construidos pueden servir como componentes de un sistema de alerta temprana, ya que podrían sugerir

no solo áreas críticas sino también indicar la necesidad de establecer programas de gestión que permitan mitigar riesgos para la salud pública y/o animal (Rodríguez *et al.*, 2006).

Objetivos

Objetivo general

Generar mapas de distribución espacial de variables indicadoras de calidad del agua mediante técnicas de interpolación espacial con herramientas SIG.

Objetivos específicos

- Monitorear la calidad del agua del embalse.
- Analizar la variabilidad espacio-temporal de los parámetros medidos.
- Aplicar técnicas estadísticas y de interpolación espacial SIG.
- Representar gráficamente la distribución espacio-temporal de las variables temperatura del agua, OD y transparencia del agua.

Materiales y métodos

Área de estudio

El embalse Río Tercero o “Ministro Juan Pistarini” fue construido durante los años 1927-1934 por los ingenieros Fitz Simon y Posse (Figura 1). Está ubicado en la provincia de Córdoba, Argentina. Ocupa una superficie de 46 km², tiene un volumen de 10 hl³, una altura máxima y media de 46.5 m y 12.2 m, respectivamente, y un tiempo de residencia de 0.44 años. Este embalse representa un reservorio estratégico de agua para consumo humano, generación de energía, riego, control de inundaciones, hábitat para diferentes especies de animales y plantas, así como el turismo y actividades recreativas. La cuenca del embalse ocupa un área de 3 300 km² de una región semiárida y montañosa del país (Mariazzi *et al.*, 1992).



Figura 1. Ubicación geográfica y sitios de muestreo del embalse Río Tercero, Córdoba, Argentina.

Esta cuenca está delimitada al oeste por las Sierras de Comechingones, el cordón montañoso de mayor altura de la provincia de Córdoba. En esta unidad se encuentra el cerro Champaquí, que posee una altura de 2 790 m.s.n.m. y constituye la divisoria de agua o límite superior de la cuenca, la cual se desplaza en sentido sur hasta llegar al cerro de Oro. Por el norte, la cuenca está delimitada por una pendiente que se inicia como prolongación de las Cumbres de Achala, entre el cerro Champaquí y Negro, continuando por las lomas de Athos Pampa y

prolongándose como una línea imaginaria hasta el cerro Calaguala, ubicado en las Sierras Chicas (Bonansea, 2013).

En 1983 comenzó a funcionar en la costa sur del lago una central termonuclear, la cual utiliza las aguas del embalse con fines de enfriamiento a razón de 120 000 m³/h y produce un cambio máximo de temperatura de 7 °C entre la toma y desembocadura, que se genera a través de un canal artificial de 5 km de largo que lleva el agua nuevamente hacia el reservorio (Mariazzi *et al.*, 1992).

Se construyeron dos presas en el río Quillinzo aguas arriba del embalse del Río Tercero; estas dos presas se utilizan para mejorar el uso de la energía. El agua se bombea aguas arriba desde el embalse de Arroyo Corto hasta el embalse de Cerro Pelado durante los picos de excedente energético y se devuelve turbinada durante los picos de demanda (Mariazzi *et al.*, 1992).

La central nuclear posee una potencia eléctrica bruta de 656 MWe y cumple un rol importante en la producción energética de la provincia y el país, aportando energía para más de tres millones de habitantes.

Dada la topografía del terreno, el embalse ha quedado constituido por dos cuerpos de agua o lóbulos comunicados entre sí por un estrechamiento o garganta. El lóbulo de mayor dimensión, situado al oeste, presenta tres brazos donde se encuentran las desembocaduras de los principales tributarios: río Grande, río Santa Rosa, río Quillinzo y la Cruz. En el lóbulo derecho se encuentran las mayores profundidades, y en él se ubica la desembocadura del embalse y la central nuclear (Bonetto, Di Persia, Maglianesi, & Corigliano, 1976).

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 (Bonetto *et al.*, 1976).

Sitios de muestreos

La calidad del agua del reservorio se determinó de manera bimestral en 2018 y 2019 realizando mediciones *in situ*. Se recolectaron muestras de aguas de sitios seleccionados de la zona eufótica para el posterior análisis de parámetros físicos, químicos y biológicos en laboratorio. Las muestras fueron recogidas y manipuladas de tal forma que los valores de las variables fueran representativos de todo el reservorio en el momento del muestreo. Por otra parte, deben proporcionar una descripción real de las variaciones temporales y espaciales en la calidad del agua durante el programa de muestreo (Cossavella, 2002).

La metodología de toma de muestra, almacenamiento, conservación, transporte y técnica analítica se hizo de acuerdo con métodos estandarizados (APHA, AWWA, & WEF, 2000).

Los 11 sitios de muestreo se seleccionaron con el objetivo de detectar la mayor variabilidad espacial, teniendo en cuenta la multiplicidad de factores que contribuyen a su funcionamiento, como la influencia del ingreso de agua de los distintos afluentes, de la captura de agua por parte de la central nuclear utilizada en su proceso de enfriamiento y del vertido de agua de la misma al reservorio a través de un canal oficial de enfriamiento.

También se consideró la salida de agua a su único efluente, el río Tercero, en dirección al embalse de Cassaffousth, y la posible influencia de las distintas urbanizaciones situadas en las inmediaciones de dicho

embalse.

Se compararon dos estaciones del año estratégicas: otoño e invierno. Según mencionan estudios antecedentes, la gran fluctuación climática registrada en la última década —como el registro de temperaturas extremas a las medias históricas en otoño e invierno y procesos de déficit y exceso de precipitaciones— genera la presencia cada vez más habitual de florecimientos algales en la estación seca (otoño e invierno) y mortandad de peces en estos reservorios (Bonansea, Garetto, Rodríguez, & Pinotti, 2016; Mariazzi *et al.*, 1992) (Figura 3).

La posible influencia de la actividad de la central nuclear en la dinámica espaciotemporal de las variables estudiadas también se consideró en la elección de las fechas de muestreo, pues en 2018 la central se encontraba inactiva, en una etapa de reacondicionamiento, y no se reanudó su funcionamiento sino hasta el 4 de enero de 2019.

En la estación de otoño, las fechas en las que se efectuó el muestreo fueron el 24 de mayo de 2018 y el 9 de abril de 2019. Para la estación de invierno, las fechas de muestreo fueron el 27 de julio de 2018 y el 30 de julio de 2019 (Figura 1).

Interpolación

Para la generación de mapas de interpolación espacial se utilizaron metodologías de interpolación IDW, basadas en análisis estadísticos que estiman valores de puntos que no tienen información con base en puntos que cuentan con información observada. Dichas interpolaciones permiten que mediante herramientas del *software QGIS* se pueda mostrar el comportamiento de los indicadores de manera visual permitiendo un

mayor entendimiento de los fenómenos ambientales (Quino & Quintanilla, 2013).

IDW usa una combinación lineal de pesos en puntos conocidos para estimar valores de ubicación desconocidos. Es decir, los valores en ubicaciones desconocidas $Z(S_0)$ se determinaron por el valor de ponderación $\lambda_i(S_0)$ y los valores de ubicaciones conocidas $Z(S_i)$, expresados matemáticamente como se muestra en la Ecuación (1) (Quino & Quintanilla, 2013):

$$Z(S_0) = \lambda_i(S_0) * Z(S_i) \quad (1)$$

Los valores de pesos $\lambda_i(S_0)$ se estimaron a través de la distancia inversa de todos los puntos a los nuevos puntos aplicando la Ecuación (2) (Quino & Quintanilla, 2013):

$$\lambda_i = \frac{\frac{1}{\beta d(S_0 S_1)}}{\sum_{i=0}^n \frac{1}{\beta d(S_0 S_1)}}; \beta > 1 \quad (2)$$

Donde:

λ_i = peso para el vecino i (la suma de los pesos debe ser la unidad para garantizar un interpolador imparcial)

$d(S_0 S_1)$ = distancia desde el nuevo punto a un punto de muestra conocido

β = coeficiente utilizado para ajustar los pesos

n = número total de puntos en el análisis de la muestra

Validación

Para evaluar el desempeño del método de interpolación espacial IDW se compararon los valores obtenidos mediante este método con los valores observados *in situ*. Se aplicó un análisis de regresión lineal simple ajustado por el método de mínimos cuadrados (Gómez, 2001), que permitió establecer la relación entre ambas series de datos. La calidad del ajuste se valoró mediante el coeficiente de determinación (R^2), interpretado como la proporción de la variabilidad explicada por el modelo de interpolación (Ecuación (3)):

$$R^2 = SC \text{ Regresión} / SC \text{ Total} = B^2 (SCx / SCy) \quad (3)$$

El coeficiente toma valor de 1 cuando el ajuste es perfecto y 0 cuando es nulo. Es importante indicar que un ajuste nulo solo implica ausencia de relación lineal, pudiendo existir otro tipo de relación (Gómez, 2001).

Para el ajuste de las rectas se utilizó el *software* estadístico *Infostat* y se representan con diagramas de dispersión sus correspondientes rectas de tendencia.

Resultados

La Tabla 1 resume los valores medios, desvíos estándar y valores mínimos y máximos para cada una de las variables estudiadas en el embalse Río Tercero en ambas estaciones.

Tabla 1. Parámetros físico-químicos para el embalse Río Tercero.

Parámetro	Otoño		Invierno	
	24/05/2018	09/04/2019	27/07/2018	30/07/2019
T mín. (°C)	15.6	20.3	8.5	11.2
T máx. (°C)	17.1	24.5	9.9	16.1
T media (°C)	16.4	21.5	9.1	12.9
Desvío (°C)	0.5	1.6	0.4	1.8
OD mín. (mg/l)	5.4	5.6	9.5	7.1
OD máx. (mg/l)	13.2	10.4	11.4	10.5
OD media (mg/l)	7.9	7.3	10.5	8.7
Desvío (mg/l)	2.4	1.8	0.6	1.0
DS mín. (m)	0.6	0.6	1.3	1.5
DS máx. (m)	5.0	3.0	3.3	3.0
DS media (m)	2.7	1.7	2.2	2.1
Desvío (m)	1.5	1.0	0.8	0.5

Los valores medios de temperatura del agua fueron mayores en 2019 tanto para otoño como para invierno. Se observaron valores inferiores de OD en 2019; esta diferencia estuvo acentuada en invierno. En cuanto a la transparencia del agua, se pudo observar en ambas estaciones que en el año de reactivación de la central nuclear los valores medios fueron menores.

Mapas de interpolación

Como se puede observar en la Figura 2, la temperatura del agua experimenta un aumento generalizado para los dos lóbulos del embalse en 2019, alcanzando valores máximos de 24.5 y 15.5 °C para otoño e invierno, respectivamente. Se destacan en particular los sitios de muestreo 5 y 6 del lóbulo oeste, zona aledaña al canal de enfriamiento de la central nuclear.

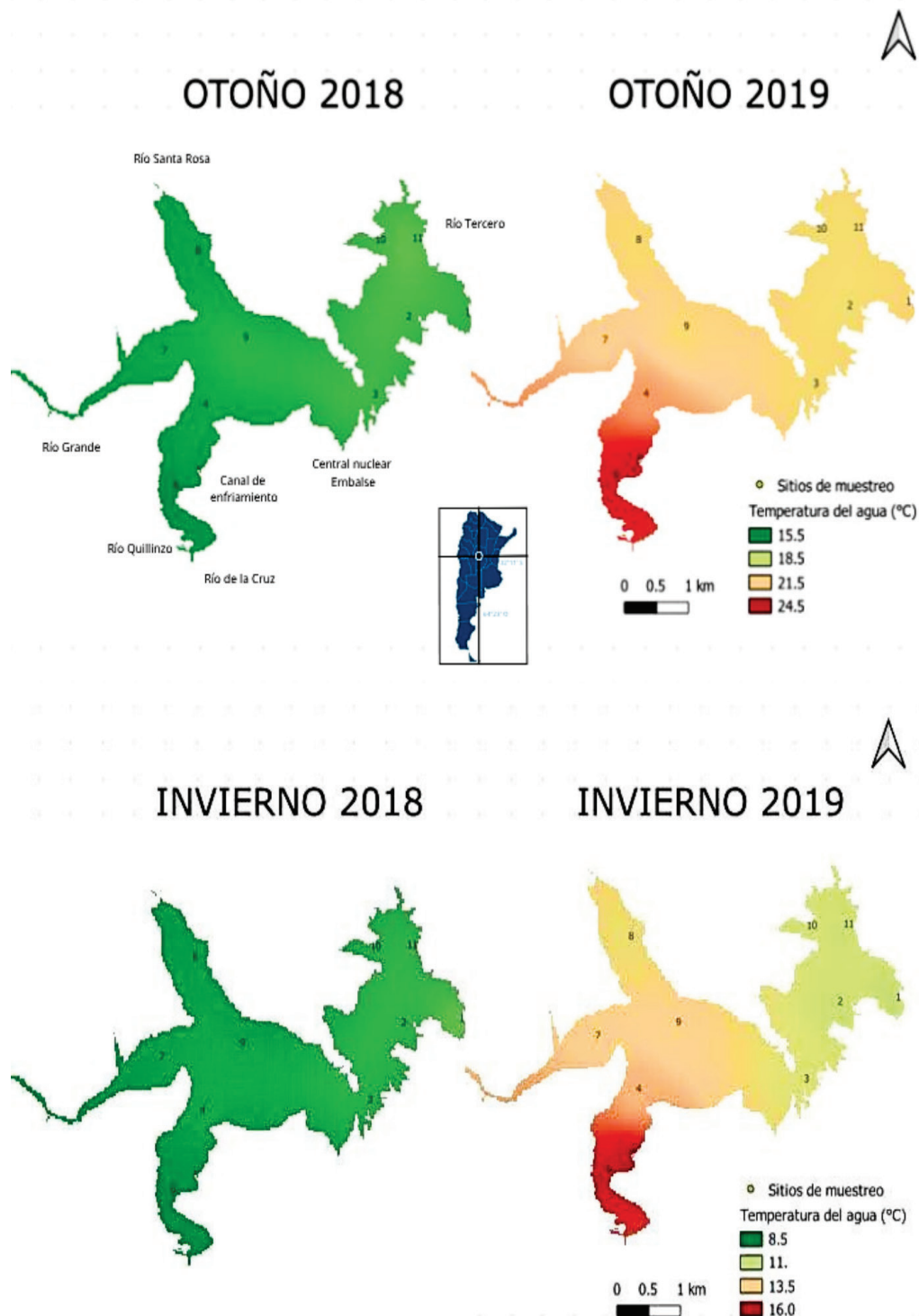


Figura 2. Mapa de interpolación para la variable temperatura (°C) en el embalse Río Tercero.

Para el lóbulo este, el aumento de la temperatura fue de una magnitud relativamente menor que para el lóbulo oeste, pasando de valores cercanos a 5.4 °C para el invierno 2018 a 11 °C para la misma estación al año siguiente.

Interesó en este punto el análisis de las condiciones ambientales de la región para los dos años de estudio, principalmente temperatura del aire y precipitaciones; factores que pueden determinar fuertemente la dinámica de la temperatura del agua, OD y la transparencia del agua en estos reservorios. Para ello, se consultaron registros históricos del Servicio Meteorológico Nacional Argentino (SMN) de temperatura del aire (Figura 3), precipitaciones anuales acumuladas de 1991 a 2020 (Figura 4), y de manera comparativa se presenta la Tabla 2, con las temperaturas mínimas y máximas mensuales históricas (1991-2020), y las mínimas y máximas mensuales para 2018 y 2019.

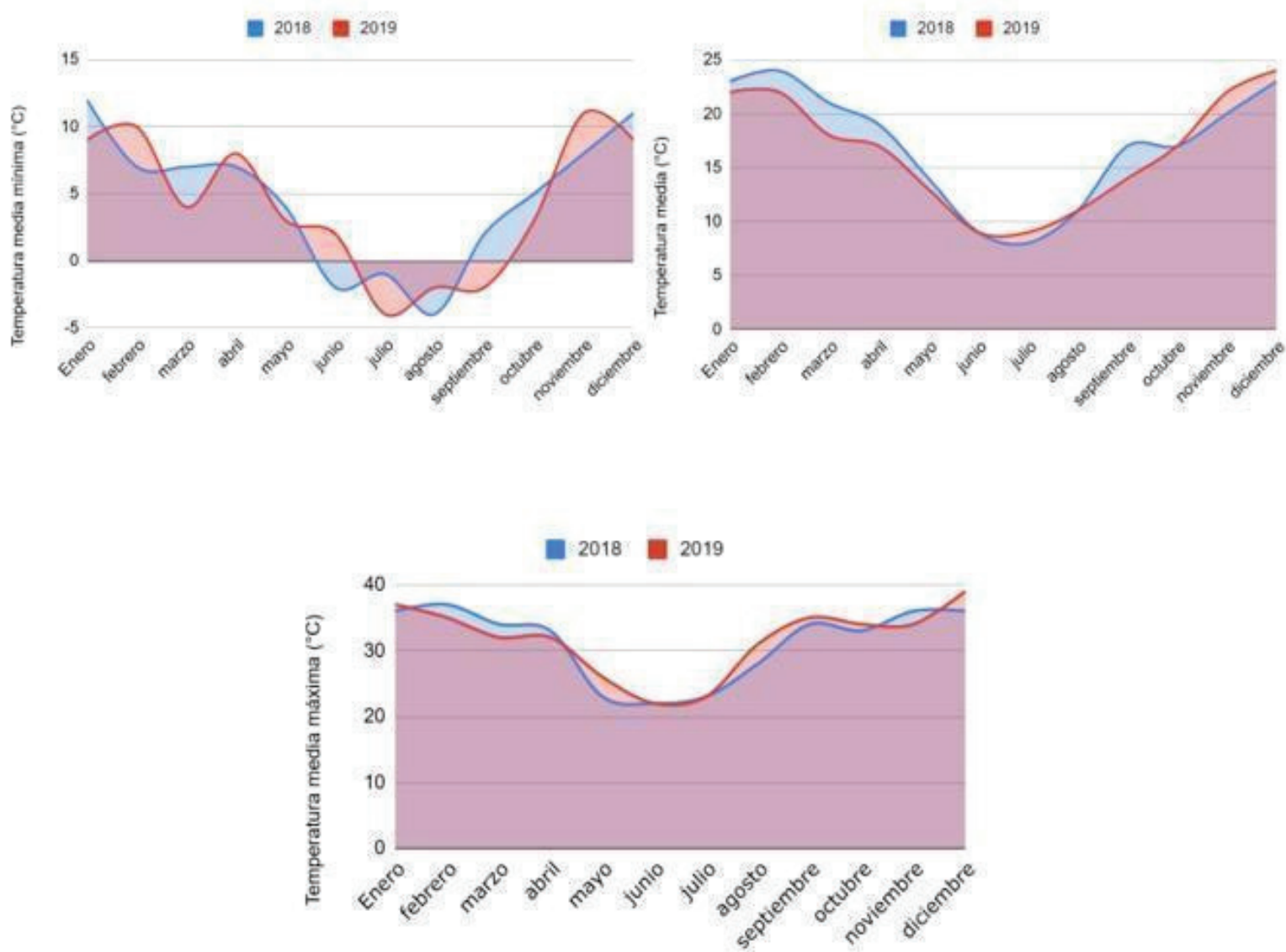


Figura 3. Temperaturas medias mínimas, medias y máximas mensuales.

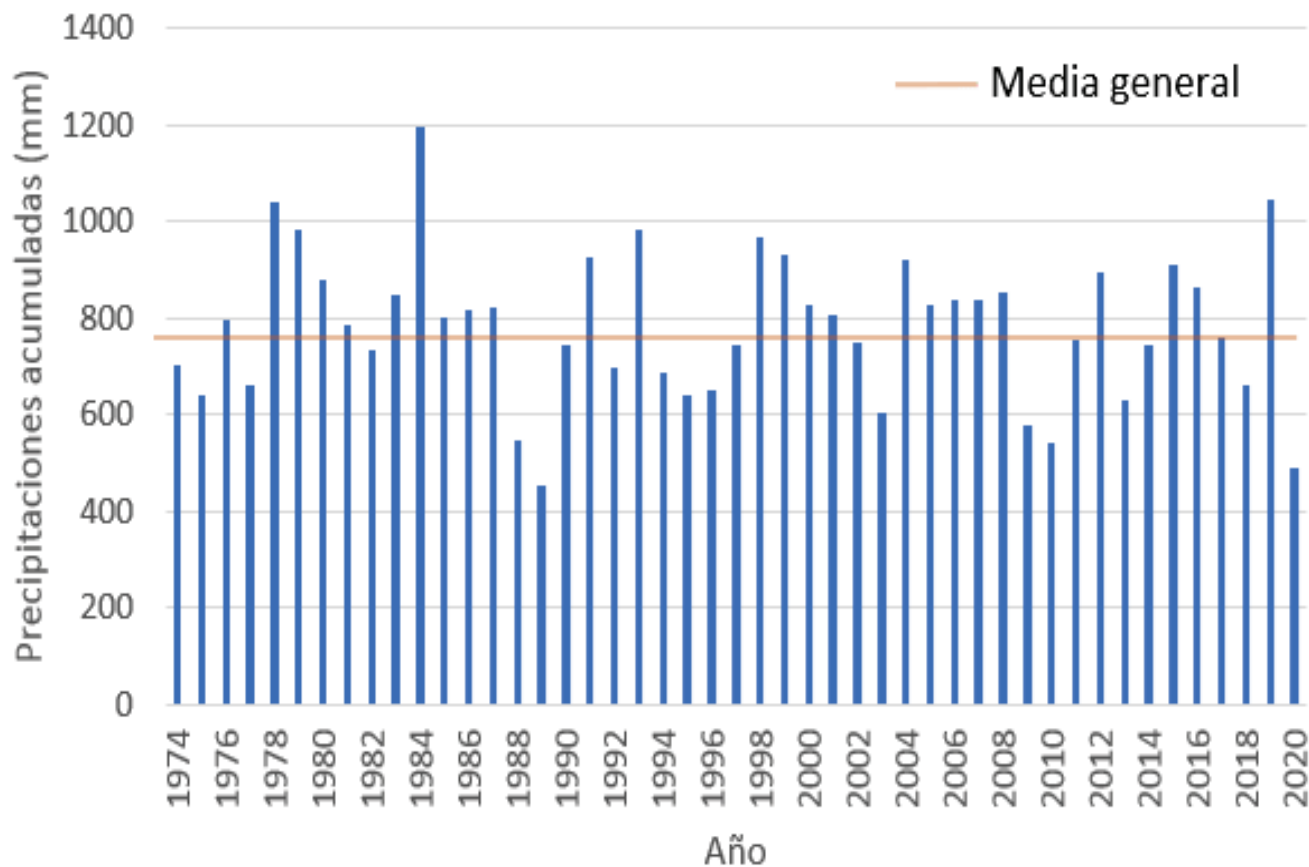


Figura 4. Precipitaciones históricas medias anuales. Fuente: SMN (2024).

Tabla 2. Temperaturas mínimas y máximas para 2018, 2019 e históricas 1991-2020.

Mes	Histórico (1991–2020)		2018		2019	
	Mín. (°C)	Máx. (°C)	Mín. (°C)	Máx. (°C)	Mín. (°C)	Máx. (°C)
Abril	11.6	22.9	7	33	8	32
Mayo	8.2	19.1	4	23	3	26
Junio	4.8	16.3	-2	22	2	22
Julio	3.8	15.7	-1	23	-4	23

Respecto a la variable OD, se puede observar que para el lóbulo oeste (Figura 5), los sitios de muestreo 5 y 6 vinculados con el canal de enfriamiento presentaron valores relativamente elevados de 13.2 mg/l; los sitios vinculados al ingreso de agua de los afluentes río Grande y río Santa Rosa registraron OD ligeramente superiores al resto de los sitios de este lóbulo. Para el lóbulo este, los valores fueron en general bajos de forma homogénea (5.4 mg/l).

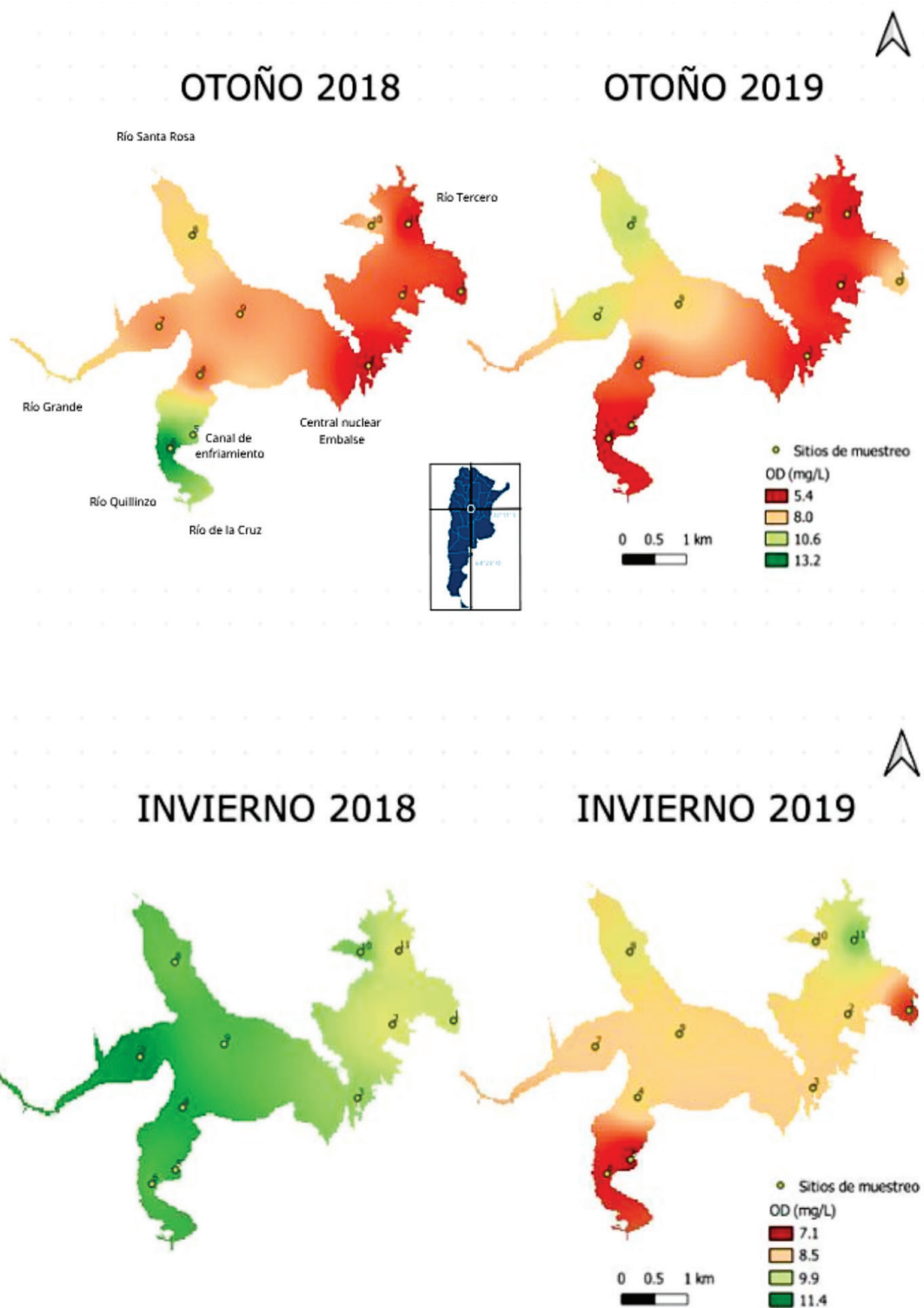


Figura 5. Mapa de interpolación para la variable OD (mg/l) en el embalse Río Tercero.

Para el otoño de 2019 la situación cambió. En el lóbulo oeste, los sitios del muestreo 5 y 6 presentaron valores mínimos, los sitios 7 y 8 presentaron leves aumentos relativos respecto a 2018, y para el lóbulo este el OD presentó valores relativamente bajos, con el sitio 1 diferenciándose con un ligero aumento cercano a los 8.4 mg/l.

En invierno, el comportamiento de la variable OD presentó en términos generales una disminución de los valores. En el lóbulo oeste se destacan los mínimos valores relativos registrados en los sitios 5 y 6. También se destaca el sitio 11, perteneciente al lóbulo este, donde se produce la descarga del efluente Río Tercero, registrando valores medios para invierno 2019 de 11.5 mg/l, comparativamente mayores al resto del lóbulo, y el sitio 1 con valores mínimos de 5.4 mg/l.

Por último, al analizar los mapas obtenidos para la transparencia del agua, se puede observar el comportamiento desigual entre lóbulos respecto a esta variable. El lóbulo oeste presenta una disminución generalizada de los valores medios de transparencia de agua para 2019. Para el lóbulo este, los valores de transparencia en 2018 eran en general más elevados, con medias de 5 m, presentando una disminución de estos valores en 2019.

Para el invierno, en el lóbulo oeste la condición presentó un leve aumento, pasando de valores medio de transparencia de agua entre los 1.25 y 1.90 m en 2018 a valores entre 1.9 y 2.6 m. En el lóbulo este, para los sitios 1, 11 y 10, la transparencia fue levemente inferior para 2019 respecto a 2018 (Figura 6).

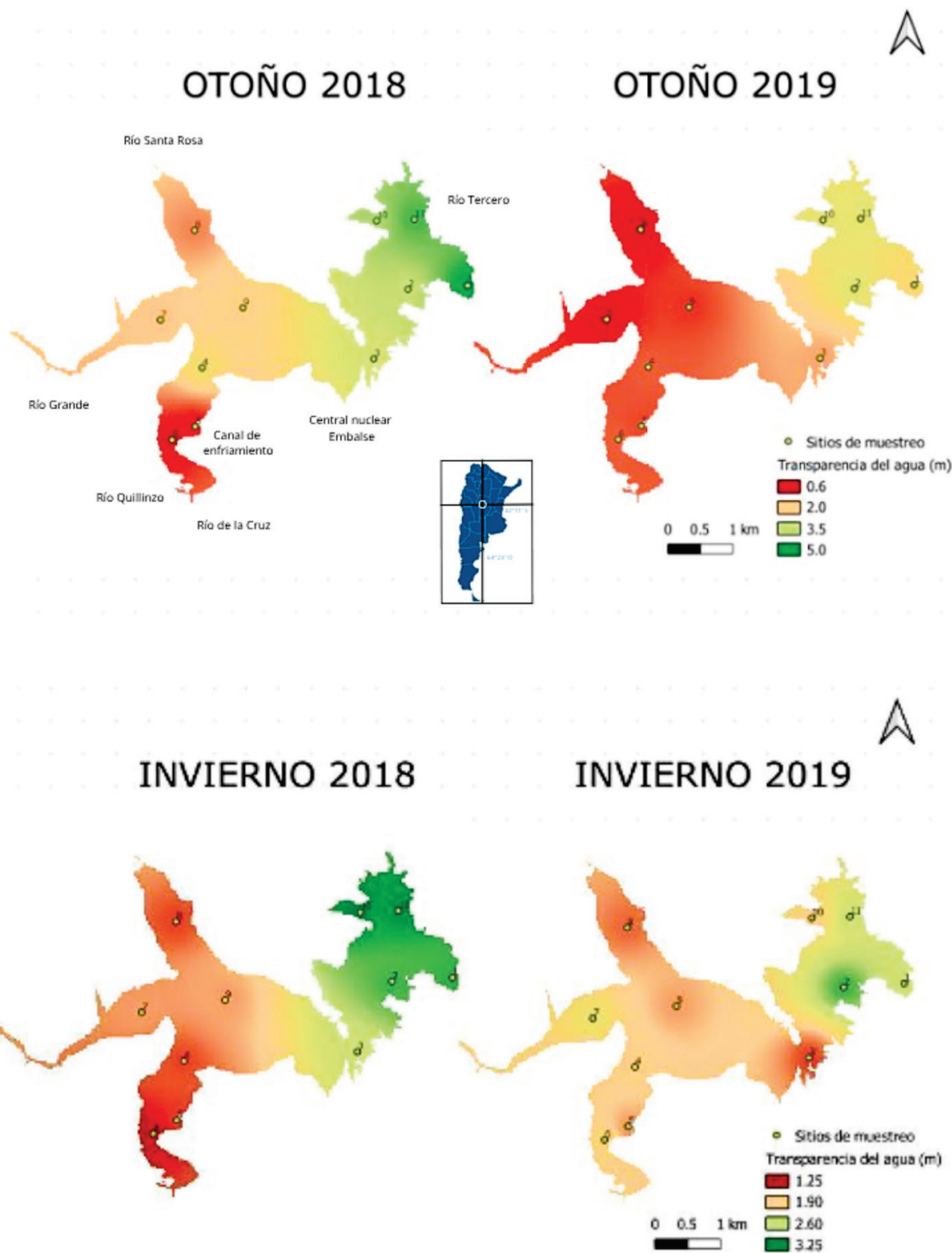


Figura 6. Mapa de interpolación para la transparencia (m) en el embalse Río Tercero.

En la Figura 7 y Figura 8 se presentan los gráficos de los valores observados *in situ* frente a los valores esperados para cada mapa de interpolación y los valores de los coeficientes de determinación R^2 , para la estación de otoño e invierno, respectivamente. Se destaca para la variable temperatura del agua y transparencia del agua valores de R^2 superiores a 0.5 y cercanos o iguales, en algunos casos, a 1.

Otoño - Temperatura, OD y Transparencia

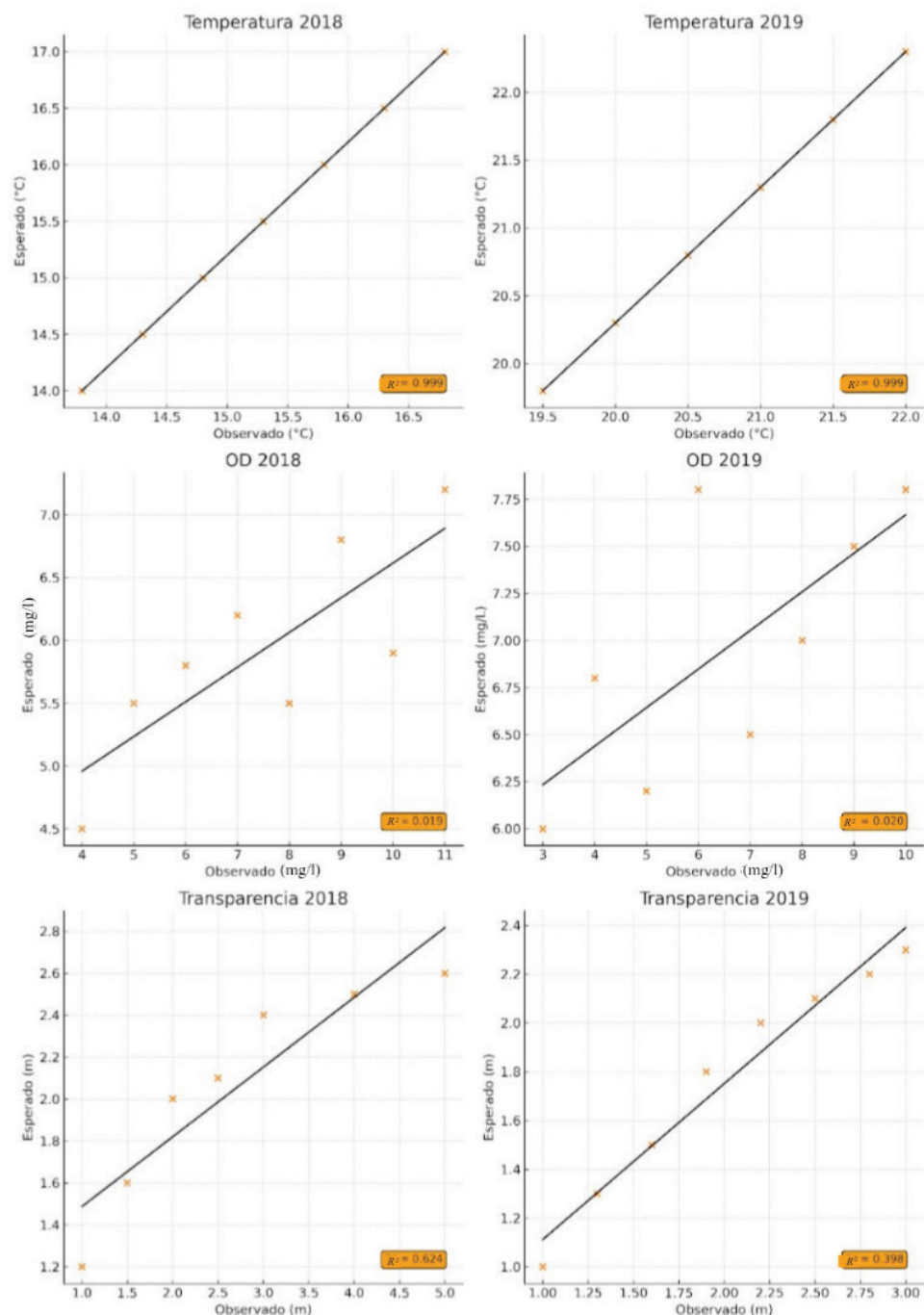


Figura 7. Valores observados y esperados para temperatura, OD y transparencia del agua en otoño.

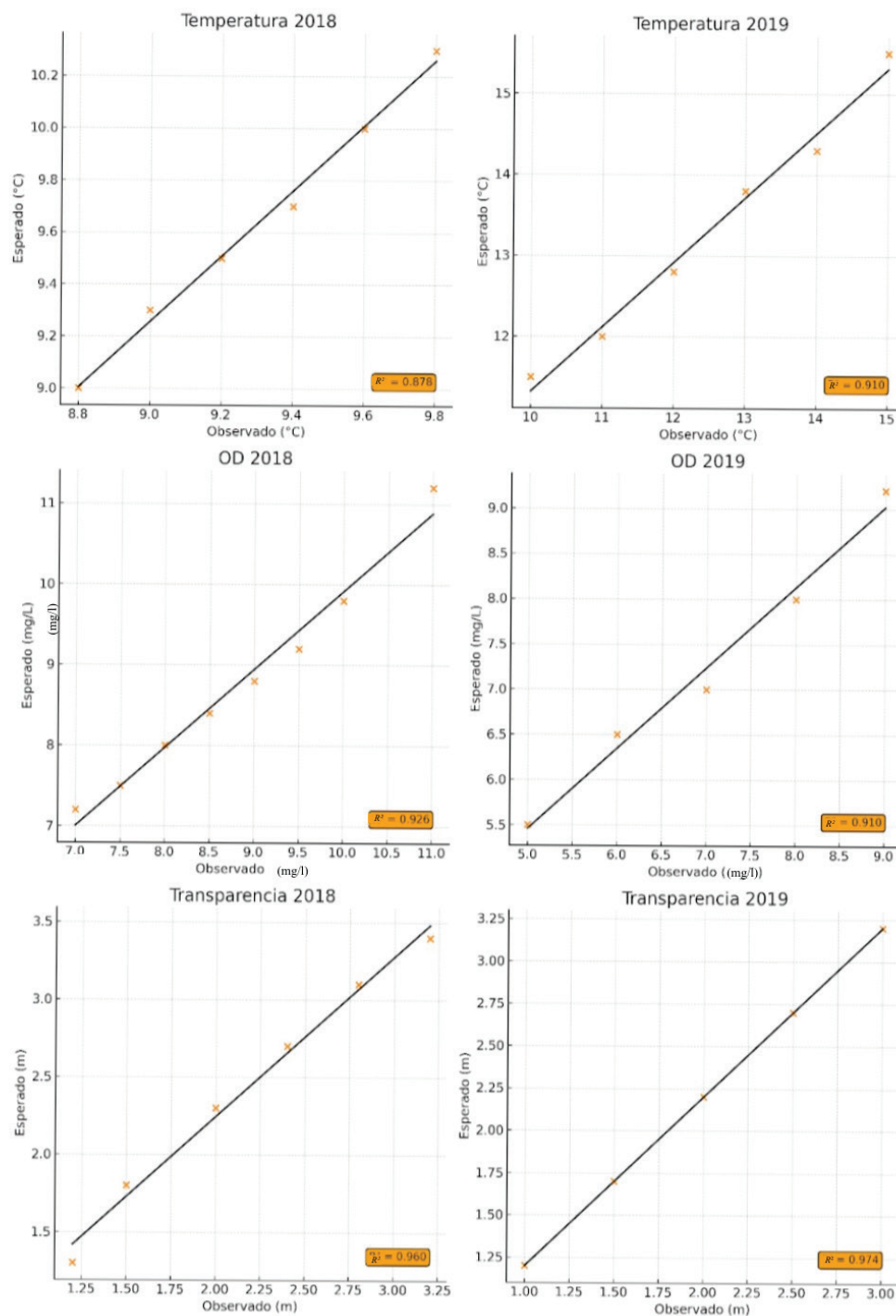


Figura 8. Valores observados y esperados para temperatura, OD y transparencia del agua en invierno.

Discusiones

La determinación de la calidad del agua y la validación del uso de herramientas que faciliten el monitoreo de los recursos hídricos superficiales es esencial en el contexto actual. El análisis climático de los años 2018 y 2019, basado en datos históricos de temperatura del aire y precipitaciones, permite contextualizar los patrones espacio-temporales observados en las variables de calidad del agua. En línea con los objetivos del estudio, se observa que los incrementos en la temperatura del aire y las precipitaciones durante 2019 se corresponden con aumentos en la temperatura del agua, disminuciones en la transparencia y cambios en los niveles de oxígeno disuelto, en particular en sectores influenciados por el canal de enfriamiento de la central nuclear y los afluentes principales. Este vínculo entre las condiciones climáticas y las respuestas limnológicas en el embalse evidencia la utilidad del enfoque de interpolación espacial aplicado, ya que permite representar y comprender la dinámica ambiental bajo el impacto de factores meteorológicos y antrópicos, tal como lo plantean los objetivos específicos del trabajo.

Durante el periodo bajo análisis se observó un aumento generalizado de los valores de temperatura del agua para 2019 respecto a 2018 en la estación seca (otoño-invierno). Analizando los registros de temperatura del aire, si bien las temperaturas medias no acusan grandes diferencias interanuales, el análisis de las temperaturas mínimas y máximas medias demuestra una profundización de la amplitud térmica en los últimos años, con valores mínimos mensuales inferiores a la medias mínimas mensuales históricas y máximas superiores a las máximas mensuales históricas en los últimos años. Esto permitiría pensar que

existe correlación entre las temperaturas extremas del aire registradas por la estación meteorológica Río Cuarto-Aero, del SMN, para los meses otoño-invernales bajo estudio en 2019, con el aumento de la temperatura del agua para el mismo año.

Cabe mencionar que si bien el aumento se evidenció generalizado en el embalse, se destacan valores máximos en 2019, año de reactivación de la central nuclear, para la zona aledaña al canal de enfriamiento que libera agua a altas temperaturas (Mariazzi *et al.*, 1992).

Otra variable que puede contribuir al incremento de la temperatura del reservorio es el aumento de las precipitaciones registrado en 2019 respecto a la media histórica (1974-2020), ya que esto genera un mayor caudal aportado por los afluentes. El ingreso de mayores volúmenes de agua, particularmente durante eventos de precipitación intensa, puede modificar el balance térmico del embalse y favorecer la redistribución de masas de agua con temperaturas relativamente superiores a la media del reservorio. En este sentido, el lóbulo oeste presenta mayor afectación debido a que recibe la descarga de múltiples tributarios, lo que incrementa la influencia hidrológica sobre su dinámica térmica.

Estas dos variables climáticas —temperatura del aire y régimen de precipitaciones— generan consecuencias tanto en la dinámica térmica del agua como en otras variables asociadas a la calidad del agua, como el OD.

Es esperable que el lóbulo oeste presente valores superiores a los encontrados en el lóbulo este debido a que el ingreso de agua de los ríos tributarios genera mayor turbulencia y contribuye a la oxigenación del agua. Más aún si las precipitaciones son superiores a la media, como se registraron en 2019.

De nuevo se destacan los sitios vinculados con la descarga del canal de enfriamiento. Para 2018 sin funcionamiento de la central, los valores de OD fueron cercanos a 13.2 mg/l, 7.8 mg/l mayor a los valores registrados el año siguiente con la central en funcionamiento.

Los valores elevados de OD encontrados en el sitio de muestreo 11 para el invierno de 2019 podrían explicarse por la descarga de agua al Río Tercero, camino al embalse Cassaffousth, que generaría un aumento de la turbulencia puntual y podría ocasionar un incremento relativo de los valores de ésta variable.

Todos los efectos mencionados anteriormente afectan el comportamiento de la última variable de interés en este estudio: la transparencia del agua.

Analizando la dinámica interanual en el lóbulo oeste, se observa una disminución generalizada de la transparencia del agua para el otoño de 2019, pudiendo estar fuertemente vinculado con el aumento de las precipitaciones, lo cual contribuye a un incremento de las cargas de sedimentos, nutrientes y contaminantes de orígenes agrícolas, urbanos y de grandes episodios de incendios forestales registrados en la zona, cuyos sedimentos son arrastrados por las lluvias pendiente abajo, llegando a los cursos de los ríos y, en última instancia, a los recursos hídricos superficiales, como el embalse Río Tercero (Bochatey-Noble, 2023). La velocidad del agua que ingresa genera turbulencia y provoca que los sedimentos se encuentren en la superficie. Otro efecto del que existen antecedentes es el de los *blooms* algales en estación seca. Bonansea *et al.* (2016) mencionan que si bien la productividad primaria está principalmente relacionada con la temperatura, la radiación solar y disponibilidad de nutrientes (Margalef, 1983), se esperaría que los periodos de mayor abundancia de fitoplancton y riesgos de floraciones

ocurriesen en la estación húmeda, la cual corresponde a la primavera y verano. Sin embargo, se encontró la situación inversa. Esta condición puede estar relacionada con los procesos de estratificación térmica que podrían estar sucediendo dentro del embalse. Así, de existir condiciones de anoxia en el hipolimnio, la alta productividad primaria registrada en la estación húmeda podría haber generado un aumento en las concentraciones de fosfato y amonio, lo que favorecería el mayor desarrollo y abundancia de fitoplancton en la estación seca, producto de la recirculación de nutrientes desde el hipolimnion durante la mezcla, como ocurre en los ambientes eutróficos, promoviendo la persistencia de floraciones de cianofíceas.

En el invierno, para el lóbulo oeste, los valores de transparencia tienden a aumentar, pudiendo asociarse con las bajas o nulas precipitaciones registradas en esta estación debido al régimen de precipitaciones monzónicas de la región.

El lóbulo este se presenta con mayor resiliencia, comparado con el lóbulo oeste, lo cual puede deberse a que los sedimentos decantan por la falta de movimiento del agua, ya que cuenta con un único afluente, con lo cual la disminución de la transparencia es relativamente menor.

Las consecuencias de la variabilidad climática —principalmente de las fluctuaciones térmicas en la comunidad de peces de estos recursos hídricos superficiales— han sido estudiadas. En un estudio realizado por la Universidad Nacional de Río Cuarto (comunicación personal), se observó elevada mortandad de peces en 2007 en los embalses Río Tercero, Cassaffousth y Piedras Moras, con una numerosidad de varios miles de ejemplares.

La baja temperatura tendría un rol muy importante en la aparición de la enfermedad al registrarse el invierno más frío de las últimas tres décadas. El estrés debido a la baja temperatura produciría un desequilibrio y alteraciones en la barrera mucosa epitelial de los peces, principalmente del género *Astyanax*. Ante dicha situación el *Oomycetes*, *Saprolegnia parasitica* invade y lesiona la piel. En 2009 se registraron animales de distintas especies muertos en el embalse Piedras Moras, Córdoba, Argentina. Dado el extremo valor resultante de la concentración de clorofila-a (2022 mg/m^3), la presencia de algas potencialmente tóxicas (*Cyanophyceae*) y ante la denuncia de una mortandad presuntamente conexas de animales, se realizó un primer estudio expeditivo, y se concluyó que la presencia de cianobacterias en estos ambientes altamente eutrofizados genera toxinas de alta peligrosidad que atentan contra la salud animal y humana.

La distribución espacial heterogénea de los puntos de muestreo, así como su cantidad limitada pueden influir en la precisión local de las estimaciones, en especial en zonas más alejadas de los puntos observados. A pesar de estas limitaciones, los resultados obtenidos son consistentes con la dinámica limnológica conocida del embalse, lo que refuerza su validez y utilidad operativa. Incluir esta evaluación de la calidad de los resultados permite aportar una visión más robusta y transparente de las posibilidades y restricciones del método, constituyendo un aporte significativo para futuras investigaciones y aplicaciones en otros cuerpos de agua. Es una herramienta de alta aplicabilidad en estudios de calidad de agua, como en cualquier otro campo donde se pretenda conocer la dinámica espacial de distintas variables, simplificando la obtención de datos *in situ* y obteniendo un gran

volumen de información confiable en pos de contribuir a la mejora del manejo del ambiente.

Si bien en este trabajo se utilizó el coeficiente de determinación (R^2) como métrica principal de validación, se reconoce la importancia de incluir indicadores adicionales, como el error cuadrático medio (RMSE), el error absoluto medio (MAE), el error medio (ME) y el error porcentual absoluto medio (MAPE) en futuros estudios, que permitirían evaluar de forma más exhaustiva la precisión del modelo y su capacidad predictiva. La aplicación de estas métricas requerirá una base de datos más extensa y representativa tanto espacial como temporalmente.

En tal sentido, se recomienda continuar el monitoreo del embalse y ampliar la cantidad de observaciones para incrementar la confiabilidad de los modelos de interpolación espacial.

Conclusiones

La disponibilidad de los recursos hídricos es un problema mundial, al igual que la calidad del agua para su aprovechamiento. Debido a esto, se deben seguir programas de vigilancia de los sistemas acuáticos continentales con el objetivo de mantener la calidad y conservar la biodiversidad biológica, así como generar medidas de remediación en sistemas impactados.

Los métodos de interpolación espacial demostraron ser herramientas de gran utilidad y precisión —como lo indicó su validación estadística— para comprender la dinámica espacial y temporal de las variables estudiadas, lo que permite analizar de manera gráfica y asequible las diferencias temporales en un programa de monitoreo continuo.

En el embalse de Río Tercero, la base de datos generada a partir de los monitoreos efectuados resultó suficiente para aplicar modelos empíricos básicos. Los métodos de interpolación espacial empleados en este estudio permitieron determinar las variaciones espaciales y temporales de los parámetros fisicoquímicos medidos *in situ*.

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto la importancia de realizar un seguimiento continuo del embalse de Río Tercero para crear una base sólida sobre su estado actual y evitar el avance hacia un estado de eutrofización mayor.

Cabe destacar que si bien en este trabajo se analizó solo el embalse de Río Tercero, se debería hacer una evaluación conjunta de los embalses encadenados de la cuenca alta del Río Tercero, pues pese a ser sistemas independientes, es posible que exista una relación entre ellos.

Referencias

- Ame, M., Díaz, M., & Wunderlin, D. (2003). Occurrence of toxic cyanobacterial blooms in San Roque Reservoir (Córdoba, Argentina): A field and chemometric study. *Environmental Toxicology*, 18(3), 192-201. <https://doi.org/10.1002/tox.10114>
- APHA, AWWA, & WEF, American Public Health Association, American Water Works Association & Water Environment Federation (WEF). (2000). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (20th ed.). Washington, D.C., USA: American Public Health Association.

- Bazán, R., Larrosa, N., Bonansea, M., López, A., Busso, F., & Cosavella, A. (2014). Programa de monitoreo de calidad de agua del embalse Los Molinos, Córdoba-Argentina. *Revista de la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba*, 1(2), 27-34.
- Bonansea, M. (2013). *Aplicación de tecnologías de teledetección y modelos geoestadísticos para el control y valoración de parámetros de riesgo en el embalse Río Tercero, Córdoba, Argentina* (tesis de maestría). Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- Bonansea, M., Ledesma, C., Rodríguez, C., & Pinotti, L. (2015). Water quality assessment using multivariate statistical techniques in Río Tercero Reservoir, Argentina. *Hydrology Research*, 46(3), 377-388. <https://doi.org/10.2166/nh.2014.174>
- Bonansea, M., Garetto, E., Rodríguez, C., & Pinotti, L. (2016). Implementación de una nueva técnica para determinar el estado trófico del embalse Río Tercero (Córdoba, Argentina). *Biología Acuática*, 31, 40-49. Recuperado de <https://revistas.unlp.edu.ar/bacuatica/article/view/6586>
- Bochatey-Noble, O. (2023). *Evaluación temporal de geoindicadores espectrales del estado trófico: incendio del 2009 en cuenca alta del río Ctalamochita, Córdoba*. (Tesis de grado). Recuperado de https://biblio.unvm.edu.ar/opac_css/45136/3523/TFG-2023-BOCHATEYNOBLE-O.pdf
- Bonetto, A. A., Di Persia, D. H., Maglianesi, R., & Corigliano, M. C. (1976). Caracteres limnológicos de algunos lagos eutróficos de embalses de la región central de Argentina. *Ecosur*, 3(5), 47-120.

- Cossavella, A. (2002). *Influencia de efectos antrópicos y naturales en el proceso de eutrofización de las aguas del embalse Los Molinos* (tesis de maestría). Universidad Tecnológica Nacional, Buenos Aires, Argentina.
- DeBano, L. F., Ffolliott, P. F., & Baker, M. B. (1996). Fire severity effects on water resources. In: *The use of fire in forest restoration* (informe técnico RM-GTR-289) (pp. 77-84). Fort Collins, USA: USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.
- Gómez, R. (2001). Una nueva aproximación al conocimiento científico. *Educación Física y Ciencia*, 5, 68-77.
- Laughinghouse, H. D. IV, Smyth, A., Havens, K., & Frazer, T. (2022). Repensando el papel del nitrógeno y fósforo en la eutrofización de los ecosistemas acuáticos. *EDIS*, SG191. <https://doi.org/10.32473/edis-sg191-2022>
- Ledesma, C., Bonansea, M., Rodríguez, C., & Sánchez-Delgado, A. (2013). Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Revista Ciencia Agronómica*, 44(3), 419-425. <https://doi.org/10.1590/S1806-66902013000300002>
- Liu, Y., Guo, H., & Yang, P. (2010). Exploring the influence of lake water chemistry on chlorophyll-a: A multivariate statistical model analysis. *Ecological Modelling*, 221, 681-688. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.03.010>
- Margalef, R. (1983). *Limnología*. Barcelona, España: Editorial Omega.

- Mancini, M., Rodríguez, M., Bagnis, G., Liendo, A., Prosperi, C., Bonansea, M., & Tundisi, J. (2010). Cyanobacterial bloom and animal mass mortality in a reservoir from Central Argentina. *Brazilian Journal of Biology*, 70, 841-845. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842010000400015>
- Mariazzi, A. A., Romero, M. C., Conzonno, V. H., & Mariñelarena, A. J. (2005). Results of a limnological study in a reservoir previous to the functioning of a nuclear power plant (embalse del Río III, Argentina). *Natura Neotropicalis*, 1(20), 57-68. <https://doi.org/10.14409/natura.v1i20.3575>
- Mariazzi, A. A., Donadelli, J. L., Arenas, P., Di Siervi, M. A., & Bonetto, C. (1992). Impact of a nuclear power plant on water quality of embalse del Río Tercero reservoir (Córdoba, Argentina), *Hidrobiología*, 246, 129-140. <https://doi.org/10.1007/BF00014700>
- ONU-Agua. (2019). *Informe de políticas de ONU-Agua sobre el cambio climático y el agua*. Recuperado de <https://www.unwater.org/publications/un-water-policy-brief-on-climate-change-and-water/>
- Quino, I., & Quintanilla, J. (2013). Índice de calidad del agua en la cuenca del lago Poopó-Uru Uru aplicando herramientas SIG. *Revista Boliviana de Química*, 30(1), 91-101.
- Quirós, R. (1988). Relationships between air temperature, depth, nutrients and chlorophyll in 103 Argentinian lakes. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 23, 647-658. <https://doi.org/10.1080/03680770.1987.11899688>

- Rodríguez, C., Bonansea, M., Bonatto, F., Reynoso, V., Prosperi, C., Mancini, M., & Ledesma, C. (2006). Remote sensing–GIS to predict the risk of eutrophication in aquatic systems. In: *Proceedings of the Med-e-Tel Conference* (pp. 343-345). Luxembourg: Luxexpo.
- SMN, Servicio Meteorológico Nacional Argentino (2024). *Estadísticas climáticas*. Recuperado de <https://www.smn.gob.ar/estadisticas>
- Tiedemann, A. R., Helvey, J. D., & Anderson, T. D. (1978). Stream chemistry and watershed nutrient economy following wildfire and fertilization in eastern Washington. *Journal of Environmental Quality*, 7(4), 580-588. <https://doi.org/10.2134/jeq1978.00472425000700040023x>
- Toro-Chacón, L., Díaz-Celiz, C., Cárdenas, J., Aguilar, L., Pimienta-Rueda, A., & Torres-Mora, M. (2020). *Aplicación de tecnologías SIG en el análisis geoespacial de determinantes de calidad del agua: oxígeno disuelto, pH y temperatura del agua*. Ponencia presentada en el congreso organizado por Ecopetrol S. A. Villavicencio, Colombia: Centro de Innovación y Tecnología, Instituto Colombiano del Petróleo (Dirección).