

ESTUDIO MULTIDISCIPLINARIO E INTERINSTITUCIONAL DE DOS FUENTES PRINCIPALES DE AGUA POTABLE PARA LA PROVINCIA DE CÓRDOBA

Raquel del Valle Bazán, Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Departamento de Química Industrial y Aplicada. Córdoba, Argentina, raquel.bazan@unc.edu.ar

Carlos Marcelo García, Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Centro de Tecnología del Agua. Córdoba, Argentina, cgarcia2mjc@gmail.com

José Manuel Díaz Lozada, Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Centro de Tecnología del Agua. Córdoba, Argentina, jmdiazlozada@gmail.com

María Laura Chalimond, Administración Provincial de Recursos Hídricos. Córdoba, Argentina, laurachalimond@gmail.com

Horacio Herrero, Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Laboratorio de Hidráulica. Córdoba, Argentina, hsherrero@yahoo.com.ar

Matías Bonansea, CONICET Departamento de Estudios Básicos y Agropecuarios. Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto. mbonansea@hotmail.com

Bonfanti Enzo, Aguas Cordobesas S.A., ebonfanti@aguascordobesas.com.ar

Fanny Busso, Aguas Cordobesas S.A., fbusso@aguascordobesas.com.ar

Ana María Cossavella. Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Departamento de Química Industrial y Aplicada. Córdoba, Argentina, acossav@gmail.com

Resumen— Las fuentes de aguas superficiales son eje de desarrollo de los seres humanos, ya que permiten el abastecimiento para diferentes actividades socioeconómicas llevadas a cabo en los asentamientos poblacionales. No obstante, de forma paradójica, muchas de estas actividades causan alteración y deterioro de las mismas.

Con el fin de contribuir al fortalecimiento de la articulación entre el estado, la sociedad y la Universidad desde hace aproximadamente dos décadas un equipo conformado por docentes investigadores, ayudantes de investigación, profesionales y personal técnico realizan un estudio multidisciplinar e interinstitucional en cuerpos de agua superficiales de la provincia de Córdoba. Los mayores esfuerzos están enfocados hacia dos fuentes principales de agua potable de la provincia: El río Tercero (Ctalamochita) -como parte de la cuenca del río Carcaraña- y el embalse Los Molinos. Dado que el agua propicia el bienestar de la población y el crecimiento inclusivo, y tiene un impacto positivo en la vida de las personas, al incidir en aspectos que afectan la seguridad alimentaria y energética, la salud humana y el ambiente; en el presente trabajo se brindan las principales conclusiones y recomendaciones (para diferentes usos) en ambos cuerpos de agua abordando la problemática de calidad y cantidad de agua. Tales recomendaciones aspiran a contribuir al desarrollo de un sistema de gestión integrada de los recursos hídricos con un enfoque participativo para asegurar la sostenibilidad de los ecosistemas involucrados.

Palabras clave— *agua superficial, abastecimiento, articulación, sociedad y estado.*

1. Introducción

La vinculación tecnológica es una herramienta para la producción de innovación y desarrollo, orientada a la búsqueda de soluciones desde la generación del conocimiento y se enfoca en el logro de relaciones con empresas, instituciones u organismos para el desarrollo de la región. Por lo tanto, vincular es articular entre el estado, la ciencia y el sector productivo.

El propósito enmarcado en este trabajo es presentar el proceso de vinculación Universidad-estado-empresa llevado a cabo desde hace casi dos décadas a través del Programa de Monitoreo de Calidad y Cantidad coordinado por la Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de la Universidad Nacional de Córdoba con la participación activa de la Administración Provincial de Recursos Hídricos (APRHI) y de la empresa Aguas Cordobesas y el Grupo Especial de Salvamento y Rescate (GERS) de la provincia de Córdoba. Estas dos últimas instituciones participan solamente en el embalse Los Molinos.

El agua es un factor determinante en el desarrollo económico y social y, al mismo tiempo, cumple la función básica de mantener la integridad del entorno natural siendo fundamental para el bienestar de las personas y el planeta. A pesar de ello, es sólo uno de los recursos naturales vitales y resulta imperativo que los temas hídricos no sean tratados de forma aislada. Los gestores, tanto gubernamentales como del sector privado, han de tomar decisiones complicadas sobre la asignación de este recurso. Con mayor frecuencia, éstos se enfrentan a una oferta que disminuye frente a una demanda creciente para los diferentes usos. Actualmente, factores como los cambios demográficos y climáticos también incrementan la presión sobre los recursos hídricos superficiales. Dado que el agua es esencial para la salud, seguridad alimentaria y desarrollo económico; el tradicional enfoque fragmentado no resulta válido y se hace primordial un enfoque holístico para su gestión. Además de los problemas relacionados con la cantidad disponible de agua en cuanto al suministro en el tiempo (a consecuencia tanto de la variación estacional como interanual) también se presentan problemas relacionados con la calidad del agua. La contaminación de las fuentes de agua constituye uno de los principales problemas ambientales que afrontan los usuarios de los recursos hídricos y representa una amenaza para el mantenimiento de los ecosistemas naturales. En muchas regiones, la disponibilidad de agua, tanto en cantidad como en calidad, se está viendo afectada por la variabilidad y el cambio climático, con más o menos precipitaciones según las diferentes regiones y una mayor frecuencia de fenómenos atmosféricos extremos. Debido a que los ambientes acuáticos son sensibles a los cambios ambientales y pueden integrar las variaciones en el paisaje y la atmósfera circundante, actúan como buenos centinelas del cambio climático, lo cual se considera una de las potenciales amenazas más graves para los ecosistemas en todo el mundo [1] y [2]. La eutroficación de lagos y embalses es otro de los tantos problemas originados por la actividad antropogénica que ejerce impactos ecológicos, económicos y sociales negativos especialmente en la salud de la población afectada por el uso como fuente de agua potable y con fines recreativos. Está asociada a aportes significativos de nitrógeno y fósforo (que ingresan como solutos) y están ligados a las partículas orgánicas e inorgánicas desde su cuenca de drenaje y/o sedimentos. Los mayores aportes de nutrientes a las aguas continentales generalmente se deben a alteraciones producidas en las respectivas cuencas, tales como deforestación, desarrollo agrícola e industrial y urbanización, de allí la importancia del análisis conjunto con el ordenamiento territorial de la cuenca. La principal consecuencia del proceso de eutroficación es la aparición de florecimientos de cianobacterias, actualmente

consideradas por la Organización Mundial de la Salud (OMS) como un problema de salud emergente de envergadura global. La evaluación de la calidad del recurso hídrico a nivel cuenca requiere no sólo del análisis de la calidad del agua y el reconocimiento de los principales factores de contaminación, sino también la identificación de regiones que presentan mayores riesgos para los cursos de agua circundantes debido a actividades antrópicas. En la actualidad la complejidad de los problemas ambientales requiere la incorporación de nuevas técnicas y herramientas, del uso de una mayor cantidad de datos, de mejores conocimientos y de la elaboración de modelos. En este contexto, los Sistemas de Información Geográfica (SIG) son de gran utilidad al apoyar la descripción, explicación y predicción de patrones y procesos relacionados con el manejo de los recursos naturales en diferentes escalas geográficas [3].

La subcuenca del río Tercero (Ctalamochita) (RT) integra junto a la del río Saladillo la cuenca del río Carcarañá con desagüe en el río Paraná, del sistema exorreico del río de la Plata; constituyendo un sistema de alimentación pluvial y régimen permanente. Importantes centros poblados y numerosas industrias se sitúan en el área. Es esencial garantizar la calidad de este recurso hídrico como fuente de agua potable para alrededor de 300.000 pobladores del sureste de la provincia de Córdoba.

El embalse Los Molinos (ELM) es un cuerpo de agua multipropósito sometido a un gran impacto antropogénico como consecuencia de un creciente desarrollo urbanístico en el perillago y por la práctica de actividades agrícola-ganaderas en su cuenca. Estas actividades contribuyen al aporte de nutrientes al embalse, acelerando el proceso de eutroficación.

En los últimos 7 años el ELM presenta una mayor diversidad y frecuencia de floraciones de cianobacterias como consecuencia del avance de su estado de eutrofia. El control y seguimiento de los desarrollos masivos de cianobacterias, es muy importante para garantizar la calidad del agua [4]. Este cuerpo de agua, forma parte del subsistema Xanaes que incluye las centrales hidroeléctricas Los Molinos I y II, el dique compensador La Quintana y el canal Los Molinos Córdoba. El ELM representa la segunda fuente de abastecimiento para la ciudad capital (con 1,5 millón de habitantes), provee aproximadamente el 30 % de agua para consumo y se prevé en el futuro aumentar su oferta.

La importancia de los mencionados cuerpos de agua como recursos, regional, ambiental y económico justifican la vinculación y articulación interinstitucional para promover el intercambio de capacidades científico-tecnológicas, de infraestructura de servicios técnicos, que sirven al desarrollo y crecimiento de las empresas y organizaciones involucradas.

2. Materiales y Métodos

2.1 Área de Estudio

El RT, luego del río Dulce, es el segundo más caudaloso de la provincia de Córdoba con un módulo de 27 m³/s. Nace en el embalse Piedras Moras, corre hacia el este con un cauce encajonado, irregular y con una suave pendiente; conformando, al sureste, junto con el río Saladillo el río Carcarañá. Las coordenadas geográficas de los puntos de muestreo en el área de estudio son señalados en la Tabla 1.

A lo largo de su curso el RT, es utilizado como fuente de agua para consumo, recreación y como receptor de efluentes, ya que posee en sus márgenes varios asentamientos poblacionales y establecimientos industriales

El ELM se ubica en el Valle Los Reartes o Santa Ana, en el límite entre los Departamentos Santa María y Calamuchita, a 65 Km al sudoeste de la ciudad de Córdoba. Las coordenadas de su espejo de agua son 31° 43'30'' S y 64° 32'20'' W. La cuenca de aporte del embalse hasta la presa abarca una superficie de 894 km². Los tributarios del embalse son los ríos Los Reartes, Del Medio, San Pedro y Los Espinillos. El ELM representa una fuente de abastecimiento de agua imprescindible para las comunas del perilago y la ciudad de Córdoba. Entre sus múltiples usos, además de constituir una importante fuente de agua para consumo humano, se destacan: La producción de energía eléctrica, la atenuación de crecidas, el riego, existiendo actualmente un gran desarrollo inmobiliario y turístico en el perilago y la realización de actividades deportivas (kitesurf, competencias de natación, pesca, etc.).

2.2 Diseño de Monitoreo

El tramo de estudio del RT se encuentra comprendido entre el Balneario Municipal de Almafuerte y el Balneario Municipal La Boca en la localidad de Saladillo (a 2 Km y 294 Km, respectivamente), aguas abajo del embalse Piedras Moras (Figura 1).

Se definieron doce estaciones para el monitoreo en función de la existencia de tomas de agua, balnearios y descargas de efluentes (Tabla 1).

Tabla 1: Estaciones de monitoreo localizadas en el Rio Tercero (Ctalamochita).

Estación de Muestreo	Coordenadas (latitud, longitud)	Progresiva (km)
Balneario Almafuerte (BA)	S 32°10'06,36'' W 64°13'49,38''	2
Balneario Río III (BRIII)	S 32°09'35,00'' W 64°06'39,00''	15
Puente Los Potreros (PLP)	S 32°09'05,00'' W 64°01'33,00''	26
Villa Ascasubi (VA)	S 32°10'20,00'' W 63°53'45,00''	39
Puente Andino (PA)	S 32°25'12,00'' W 63°18'09,00''	113
Puente Nestlé (PN)	S 32°25'19,00'' W 63°14'40,00''	121
Aguas Abajo Colectora Cloacal Villa María (BOSN)	S 32°28'18,00'' W 63°10'12,00''	130
Puente Altura Ballestero (AB)	S 32°34'52,00'' W 63°01'22,00''	161
Puente Altura Ballestero (AB)	S 32°37'31,45'' W 62°42'14,61''	220
Aguas Abajo Colectora Cloacal Bell Ville (AACCBV)	S 32°37'22,00'' W 62°35'35,00''	236
Azud San Marcos (ASM)	S 32°40'22,00'' W 62°29'45,00''	262
Monte Buey (MB)	S 32°54'49,00'' W 62°19'32,00''	294

Fuente: Elaboración propia.

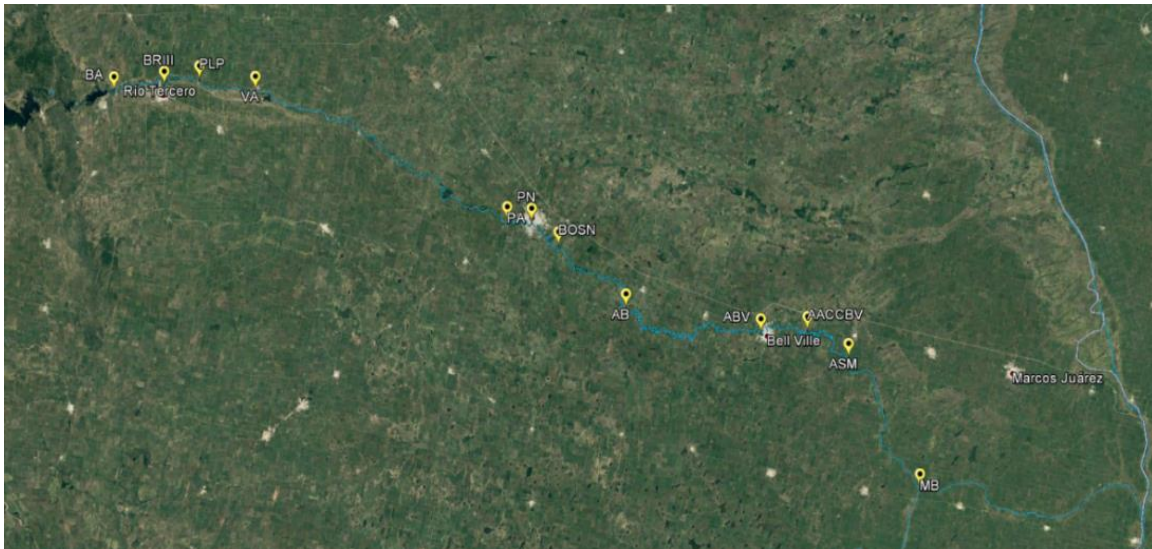


Figura 1: Localización de las estaciones de monitoreo en el río Tercero (Ctalamochita).
Fuente: Elaboración propia.

El diseño de monitoreo de calidad de agua del sub-sistema Xanaes incluye 9 (nueve) estaciones de muestreo en el ELM incluyendo: tomas de agua en la zona de Potrero de Garay, balnearios, desembocaduras de ríos, en el centro y presa del embalse, 4 (cuatro) en sus tributarios, 1 (uno) en el dique compensador y 3 (tres) en el canal Los Molinos-Córdoba, con un total de 17 (diecisiete) estaciones de monitoreo en el subsistema Xanaes. (Figura 2a y 2b).

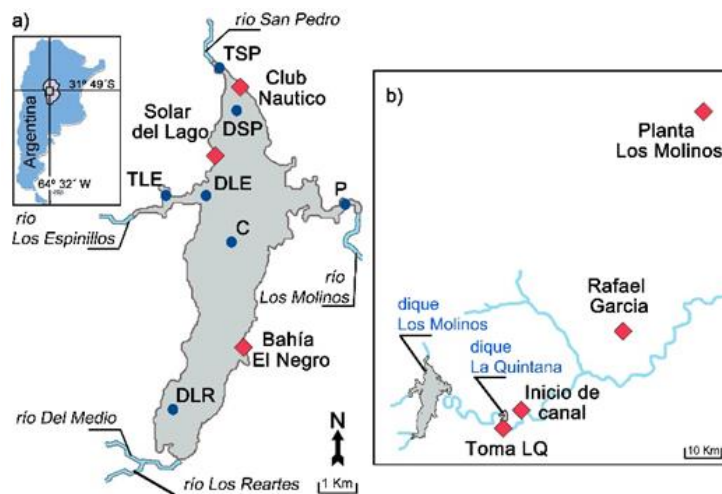


Figura 2. Estaciones de muestreo a) en el ELM y b) dique La Quintana y canal Los Molinos- Córdoba. Fuente: Elaboración propia.

En ambos cuerpos de aguas se realizan mediciones in situ de: Temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto con sondas Horiba U-10, U-50 y Aquaread AP2000D y temperatura ambiente y transparencia de disco de Secchi.

La cuantificación del escurrimiento se realizó a través de mediciones de velocidades, caudales y profundidades de flujo. Para ello se trabajó con un perfilador de corriente acústico doppler (ADCP) “RiverSurveyour S5” (número de serie S501387) fabricado por YSI/Sontek. El perfilador se encuentra instalado sobre una plataforma móvil, para aguas poco profundas, el cual provee información batimétrica de la sección y de las velocidades

del flujo en tres direcciones ortogonales, permitiendo definir el caudal generalmente con un error menor al 5 % [5].

La metodología de toma de muestras, almacenamiento, preservación y análisis se realizará según Standard Methods [6].

Para evaluar la calidad fisicoquímica y bacteriológica del agua del RT se emplearon datos obtenidos de un total de 45 campañas, realizadas en las doce estaciones de monitoreo entre los años 2005 y 2017. Se trabajó con 21 variables de naturaleza cuantitativa. El análisis estadístico descriptivo y multivariado se llevó cabo con el software InfoStat.

Adicionalmente, se aplicó el índice de calidad propuesto por el *Canadian Council of Ministers of the Environment* (CCME WQI) [7] empleando datos provenientes de monitoreos regulares efectuados entre los años 2006-2013. Los usos considerados del agua fueron: Potabilización con tratamiento convencional, utilización con fines recreativos con contacto directo y protección de la biota acuática. En el cálculo del mismo se tuvieron en cuenta 11 variables: pH, conductividad, sólidos suspendidos, arsénico, fósforo total, nitrato, nitrito, amonio, demanda bioquímica de oxígeno, oxígeno disuelto y bacterias coliformes termotolerantes. Se emplearon como referencia Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua Ambiente de la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, valores guía brindados por Consejo Nacional de Medio Ambiente de Brasil (CONAMA), directivas de la Comunidad Económica Europea y guías de calidad de agua del Consejo Canadiense de Ministros de Medio Ambiente.

Con la finalidad de contribuir a la determinación de la capacidad de autodepuración del RT, en el año 2013 se realizó la medición experimental de la tasa de reaireación (K_a) aguas abajo del polo industrial de la ciudad homónima, en el tramo del balneario de la misma. Los ensayos se efectuaron con un trazador conservativo (fluoresceína) y otro volátil (propano). Para calcular la longitud de mezcla y la del tramo a estudiarse se determinó la velocidad del fluido y el caudal mediante un Perfilador de Corriente Acústico Doppler. Se siguió la metodología de Yotsukura et al., [8] inyectando de manera instantánea el trazador conservativo al mismo tiempo que se inyectaba el trazador volátil, el cual continuó incorporándose hasta que el trazador conservativo pasó por la sección final del tramo de interés. Durante la aplicación del propano se tomaron muestras de agua en el centro del cauce a diversos intervalos de tiempo, las cuales fueron analizadas por cromatografía gaseosa en el caso del propano y por fluorescencia para la fluoresceína. La tasa de reaireación obtenida experimentalmente se comparó con la obtenida mediante ecuaciones tomadas de bibliografía y comúnmente usadas en modelos de calidad de agua [9, 10, 11] con el fin de conocer si alguna de ellas se ajustaba a las características del río en estudio.

Con el objetivo de hacer un aporte a la modelación del oxígeno disuelto, se cuantificó la demanda béntica (SOD, del inglés *Sediment Oxygen Demand*), definida como el consumo de oxígeno disuelto de la columna de agua por la combinación de procesos biológicos, bioquímicos y químicos en la interfaz agua-sedimento [13] en los meses de junio, septiembre y noviembre de 2013 y en abril y junio de 2014 en ocho estaciones de monitoreo. Éstas se definieron en función de las características físicas del área, la velocidad del agua, la posibilidad de acceder en forma segura a las márgenes, la presencia de condiciones adecuadas para la extracción de muestra y usos del río, fundamentalmente

descargas de líquidos residuales. Los ensayos en laboratorio se realizaron empleando para cada muestra un conjunto de respirómetros individuales y valorando el oxígeno disuelto por el Método de Winkler. Teniendo en cuenta el volumen de agua, la superficie del sedimento y la variabilidad del oxígeno disuelto en función del tiempo se calculó la constante de desoxigenación por demanda béntica aplicando la ecuación utilizada por Nolan y Johnson, propuesta por la USEPA.

Con la información de caudal obtenida mediante el uso del ADCP, se elaboraron las curvas de altura-caudal (H-Q) que relacionan los valores de caudales superficiales escurridos en el sistema fluvial con la lectura de superficie libre obtenida a través de una escala. La metodología utilizada consistió en desarrollar interpoladores mediante el ajuste estadístico de esos valores utilizando la ecuación matemática (con fundamento hidráulico) presentada por el Servicio Geológico de los Estados Unidos –USGS- [14]. Los interpoladores generados son del tipo:

$$Q = \alpha(H - H_{Q0})^\beta = \alpha \Delta H^\beta \quad (1)$$

Donde α y β son constantes de calibración, H es el nivel o altura de superficie libre respecto a un nivel de referencia y H_{Q0} es un parámetro que representa la altura de superficie libre cuando no hay escurrimiento (caudal nulo). El parámetro H_{Q0} es hipotético y no puede ser medido in situ en cursos fluviales (donde la batimetría del lecho es irregular), pero sí puede ser relevado en estructuras de control como vertederos.

En el ELM para evaluar el proceso de eutroficación se contemplan diferentes estrategias que van desde la inspección visual, aplicación de imágenes satelitales y el uso de parámetros indicadores. Uno de los métodos más sencillos es la aplicación del Índice Trófico de Carlson (ITC) [15].

De acuerdo a las actividades realizadas y número de turistas que visitan el ELM se seleccionaron tres playas para su estudio: Bahía el Negro, Solar del Lago y Valle Fantástico (hoy Club Náutico). En estos sitios, se toman muestras de agua en tres temporadas de primavera-verano durante los años 2010 a 2013 (en los meses de septiembre a marzo) y eventualmente durante los años 2016 y 2017. Se mide in situ: Profundidad máxima, condiciones ambientales, transparencia de disco de Secchi y temperatura del agua mediante sonda Horiba U-10. En laboratorio se realiza recuento de *Escherichia coli* e identificación y recuento de algas (cél/mL) según Standard Methods [6]. *E. coli* y las cianobacterias fueron determinadas como indicadores de importancia sanitaria, la transparencia como indicador de la estética del recurso y la temperatura del agua como parámetro de agradabilidad [16].

En el azud compensador La Quintana y el Canal Los Molinos-Córdoba se extraen muestras para determinaciones analíticas de parámetros físico-químicos, fósforo total, fósforo reactivo soluble, fitoplancton, clorofila-a, geosmina y pesticidas según Standard Methods [6].

La base de datos generada por este programa de monitoreo (en ambos cuerpos de agua) es compartida entre las instituciones participantes.

3. Resultados y Discusión

3.1 Análisis Estadístico

Se llevó a cabo un análisis estadístico de carácter exploratorio y descriptivo de las variables cuantificadas entre los años 2005-2013, con el objetivo de visualizar el comportamiento de éstas por medio de medidas de resumen. Para evaluar diferencias significativas entre estaciones de muestreo y épocas o períodos estacionales (verano, otoño, invierno, primavera), se llevó a cabo un análisis de la varianza. A modo de ejemplo, en las Figuras 3 y 4 se observa la variación espacial y temporal del oxígeno disuelto.

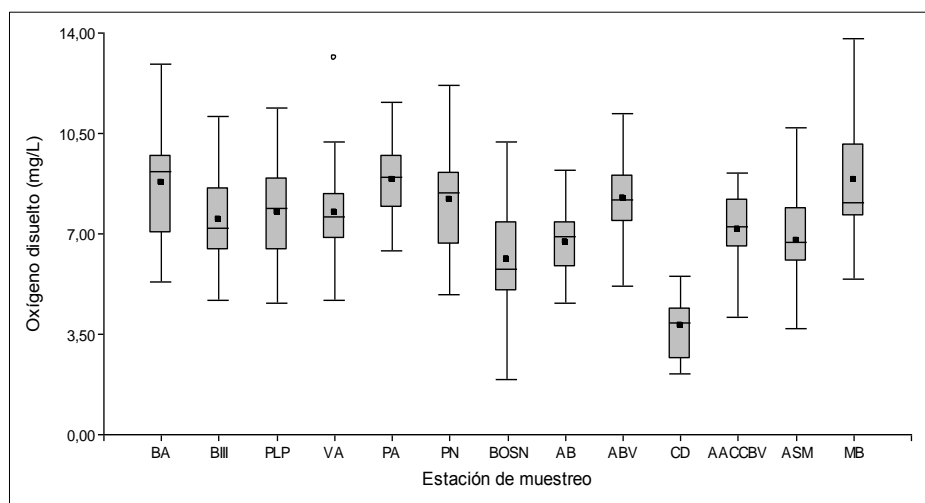


Figura 3: Gráfico Box plot. Variación espacial del oxígeno disuelto.

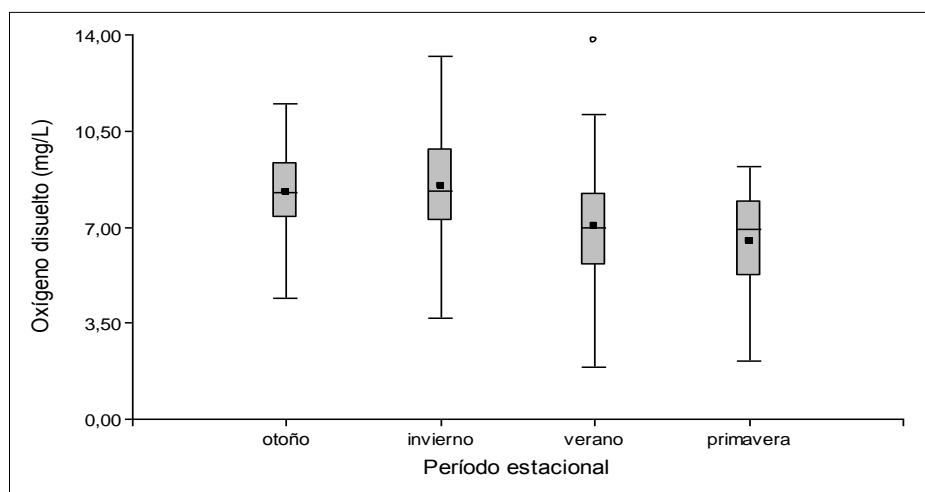


Figura 4: Gráfico Box plot. Variación temporal del oxígeno disuelto.

Además, se aplicó análisis multivariado a los fines de facilitar la interpretación de los datos. El análisis de Conglomerados y de Componentes Principales permitió diferenciar períodos cálidos y fríos y evidenciar la similitud/disimilitud de los sitios de muestreo como consecuencia de las actividades antrópicas, fundamentalmente la descarga de líquidos provenientes de las EDARs. Se distinguió por un lado el tramo comprendido entre Balneario Almafuerte (BA) hasta Puente Alberdi (PN), correspondiéndose con los

sitios menos contaminados, por otro lado, el tramo del río desde la descarga de la EDAR de Villa María hasta San Marcos, representando las estaciones más contaminadas y separándose del resto MB, sitio que se distinguió de los demás por presentar altos valores de conductividad, sólidos totales, dureza total, cloruros, alcalinidad, sodio y sulfatos, propios de las características del suelo. En la Figura 5 se expone el dendograma obtenido tras el análisis de Conglomerado espacial, empleando el método de Ward y distancia Euclídea.

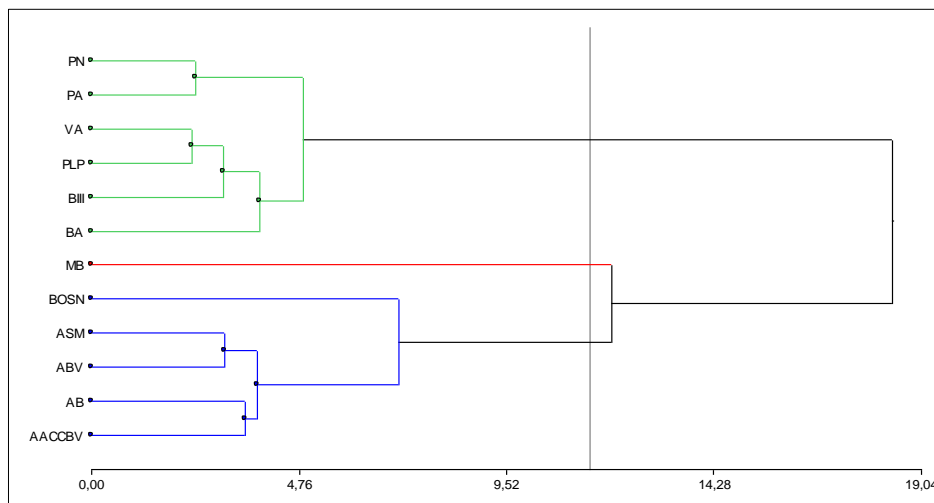


Figura 5: Dendograma. Línea de corte al 65 % de distancia.

3.2 Índice de Calidad de Agua

El análisis estadístico multivariado y la aplicación del CCME WQI considerando usos recreativos, protección de la biota acuática y tratamientos convencionales de potabilización, permitieron evidenciar similitudes y diferencias en las doce estaciones de monitoreo del río Tercero (Ctalamochita) como consecuencia de las actividades antrópicas. A través del índice de calidad de agua se obtuvo un resultado idéntico que el análisis multivariado en relación a la categorización de los sitios de acuerdo al grado de contaminación. Ambas herramientas demostraron que a medida que avanza el desarrollo urbano, el deterioro de la calidad del agua se incrementa.

3.3 Determinación de la demanda béntica

Los valores de la constante de desoxigenación por demanda béntica del río Tercero (Ctalamochita) en el período de estudio, mostraron un patrón similar en cada una de las estaciones de monitoreo en las distintas campañas realizadas, con excepción de algunos valores obtenidos en abril de 2014, donde se tomaron muestras bajo condiciones alteradas, tras eventos sucesivos de precipitaciones extraordinarias. Exceptuando dicha campaña, los mayores valores se encontraron aguas abajo de un polo industrial y de una colectora cloacal. En contraposición, la menor demanda bental se obtuvo en un sitio alejado de la descarga de líquidos residuales. La falta de antecedentes para el río en estudio imposibilitó comparar los resultados obtenidos; sin embargo, el rango de valores hallados a 20°C estuvo comprendido entre 0,040 gO₂/m²d y 0,484 gO₂/m²d, siendo similares a los reportados por la USEPA para sedimentos minerales y arenosos de ríos

[17]. Las diferencias halladas se atribuyeron a diversos factores, entre ellos la heterogeneidad de cada sedimento, las condiciones estacionales e hidrológicas en las que se efectuaron los muestreos, como el caudal, la velocidad del agua, la temperatura, además de la influencia de fuentes antrópicas.

3.3 Determinación de la tasa de reaireación

El valor obtenido experimentalmente de la tasa de reaireación aguas abajo del polo industrial de la Ciudad de río Tercero fue de $29,7 \text{ d}^{-1}$, lo que representó una alta capacidad del río de incorporar oxígeno atmosférico para ser utilizado en el metabolismo microbiano u oxidaciones químicas. Esta capacidad es debida a la baja profundidad (valor medio: 0,6 m) y alta velocidad (2 m/s) en el tramo estudiado. Se observó una importante diferencia (hasta 83 % mayor) entre estos resultados y los obtenidos mediante ecuaciones clásicas. Así, esta contribución resulta importante en cuanto permite disminuir la incertidumbre que se genera al utilizar datos estimados.

3.4 Ajustes y validación de Curvas Altura – Caudal

Con los datos relevados en las campañas para diferentes condiciones hidrológicas (caudales aforados hasta el desborde de las secciones), se ajustaron diferentes relaciones altura-caudal en diferentes secciones del río Tercero (Ctalamochita). En la Tabla 3 se encuentran todos los parámetros a utilizar en la ecuación 1 para obtener las curvas altura-caudal ajustadas.

Tabla 3. Parámetros de la ecuación 1 calibrados en diferentes secciones del sistema fluvial RT.

Sección	α	β	H_{Q0} (m)
Río Tercero (Ctalamochita) – Villa Ascasubi	42,0	1,67	-0,31
Río Tercero (Ctalamochita) – Puente Alberdi - Villa María	26,6	1,67	-1,05
Río Tercero (Ctalamochita) – Puente Sarmiento – Bell Ville	7,7	1,67	-0,16
Río Tercero (Ctalamochita) – Puente Sturla – Bell Ville	7,18	1,67	1,08

Fuente: Elaboración propia.

3.5 *Escherichia coli*

Los valores obtenidos de *Escherichia coli* se observan en las Figuras 6 a 8 según el periodo en estudio. En todos los casos, a partir del punto de muestreo PN (Puente Alberdi) en Villa María se supera el valor guía (800 NMP/100 mL) establecido por CONAMA para uso recreativo. Se observa que los valores máximos en los puntos ABV, ACCBN y BOSN superan ampliamente el valor guía con contenidos de *E.coli* de 10^7 a 10^9 NMP/100 mL. Dichos valores son registrados generalmente en los meses de primavera, verano y otoño.

E. coli (2004-2008)

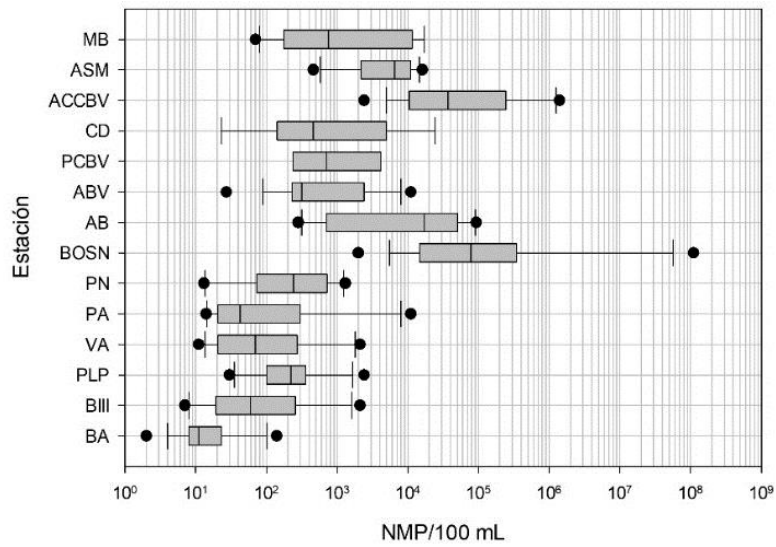


Figura 6. Gráficos box-plot de *E. coli* (periodo 2004-2008).

E. coli (2008-2012)

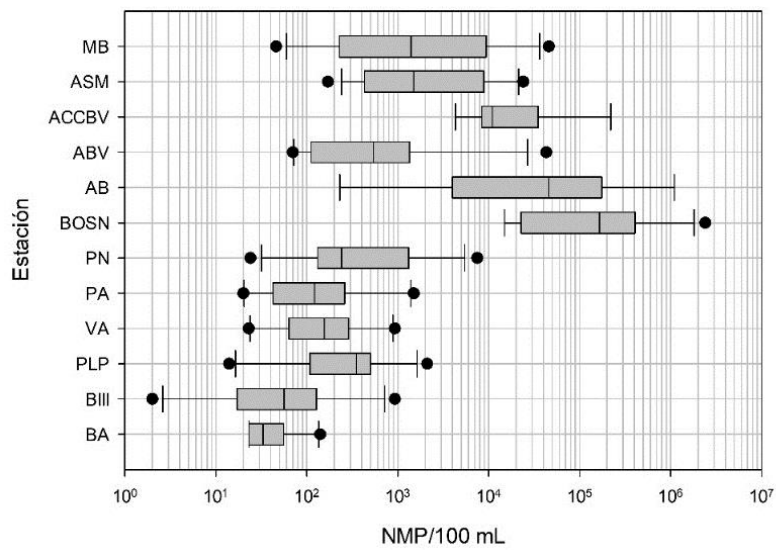


Figura 7. Gráficos box-plot de *E. coli* (periodo 2008-2012).

E. coli (2013-2017)

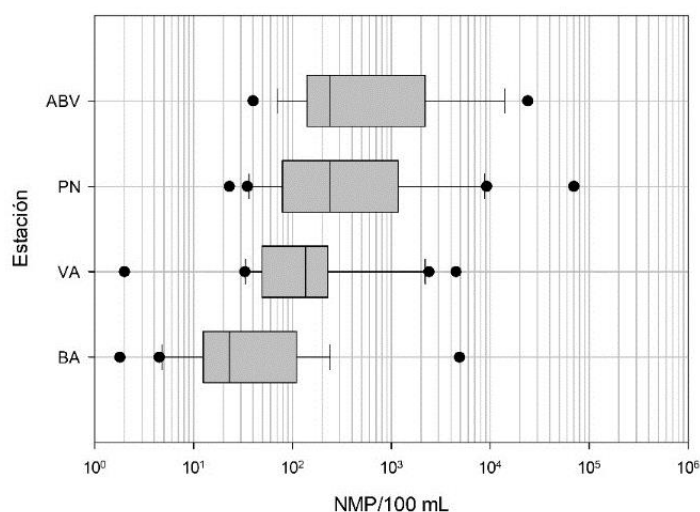


Figura 8. Gráficos box-plot de *E. coli* (periodo 2013-2017).

3.6 Estado Trófico del embalse Los Molinos

El estado trófico es un buen indicador del estado de la calidad de un cuerpo de agua léntico. En la Tabla 3 se observa un resumen estadístico del Índice Trófico de Carlson (ITC) en la presa del embalse para el periodo 2001-2017.

Tabla 3. Estadístico del ITC durante el periodo 2001-2017 en la presa del ELM.

Estadístico	ITC (Fósforo Total)	ITC (Clorofila-a)	ITC (Disco de Secchi)
Promedio	50,16	44,94	47,91
Desvío Estándar	6,06	5,27	4,00
Mínimo	38,04	34,01	40,67
Máximo	58,38	52,85	54,16

Fuente: Elaboración propia.

ELM durante los últimos 10 años ha mostrado un deterioro marcado en su calidad de agua demostrado por el predominio de cianobacterias con presencia de natas, anoxia hipolimnética durante el verano y déficit de oxígeno en la columna de agua durante el inicio del periodo de mezcla. Además, los valores anuales de transparencia se ubican alrededor de 1 m y en ocasiones la concentración de clorofila-a es mayor a 20 µg/L y la de fósforo 48 µg/L. Todo lo anterior es coincidente con la evolución de un estado mesotrófico a eutrófico como el experimentado por el ELM. Este resultado evidencia la inminente necesidad de tomar medidas de gestión en la cuenca y perilago que contribuyan al control y mitigación del proceso de eutroficación para evitar situaciones con elevada concentración de nutrientes y biomasa como es el caso del embalse San Roque, la otra fuente principal y estratégica de la provincia y que ya fueron pronosticadas en escenarios de modelación [18].

En el periodo 2010-2013 la calidad de agua de las playas se ha clasificado desde excelente hasta regular, de acuerdo al sitio y a la temporada estudiada. Se prevé en un trabajo futuro calcular nuevamente el índice de calidad para uso recreativo debido al desarrollo frecuente (casi permanente) de florecimientos de cianobacterias. Los florecimientos de cianobacterias se detectan más frecuentemente desde el año 2004, luego de los incendios forestales ocurridos en la zona. Su predominancia generó que en el año 2010 se iniciaran los muestreos de playa. Durante el año 2017 se ha intensificado la aparición de dichos florecimientos mostrando el riesgo sanitario para una parte de la población que recibe agua sin tratamiento de potabilización y para los usuarios del recurso que realizan actividades como deportes acuáticos, pesca, recreación y para actividades profesionales como guardavidas y personal náutico. Al analizar las fuentes de nutrientes y los mapas de cobertura de suelo se observa un aumento considerable de la categoría uso urbano y en menor medida de las actividades agrícola-ganaderas y la retracción de las regiones boscosas. Las zonas con mayor ocupación corresponden a las comunas de Potrero de Garay y Los Reartes. Según comunicación personal con los jefes comunales la población se triplicó desde los datos del último censo en 2010. Esta población suele triplicarse o cuadruplicarse en época estival.

4. Conclusiones y recomendaciones

La experiencia realizada en el presente trabajo puede extrapolarse a cuerpos de agua lóticos y lénticos de la provincia de Córdoba, por lo que la transferencia de los resultados facilita la aplicación de la metodología en sistemas similares. Además los resultados obtenidos aportan a los gestores, empresas y sociedad la posibilidad de apoyar la toma de decisiones de gestión y de planificación de estos recursos estratégicos para la provincia de Córdoba; favoreciendo la vinculación y transferencia de conocimiento. En ambos cuerpos de agua las campañas de monitoreo (tanto de cantidad como de calidad de agua) permitieron evaluar variaciones espacio-temporales, controlar las fuentes de contaminación y contribuir a la implementación de medidas promoviendo un uso sustentable del recurso, en beneficio de toda la sociedad.

La aplicación del índice del *Canadian Council of Ministers of the Environment* al incorporar en su estructura una referencia a normas de calidad y criterios para usos específicos, aportó información fácilmente entendible contribuyendo a la gestión del RT. La cuantificación de la tasa de reaeración contribuyó al desarrollo de modelos matemáticos de calidad de agua eliminando la incertidumbre generada al utilizar valores estimados que no se ajustan a la realidad. La medición de la constante de desoxigenación por demanda bental realizó un aporte a la modelación del oxígeno disuelto del río Tercero (Ctalamochita) constituyendo una base para el desarrollo de nuevos estudios que permitan ampliar este conocimiento. Las Curvas altura-caudal permitieron estimar el caudal escurrido en el río de manera rápida y sencilla. En los últimos tiempos se ha observado efectos erosivos en la sección de Villa María, lo cual produce problemas en los caudales reportados por la curva altura-caudal por lo que actualmente se está trabajando en cambiar la sección de medición.

En el ELM este estudio a largo plazo constituye el primer esfuerzo de colaboración participativa entre diferentes instituciones y disciplinas convirtiéndose en una herramienta esencial para el seguimiento y control del proceso de eutroficación con un

enfoque integral y multidisciplinar. Es necesaria la adecuación de la infraestructura de disposición de líquidos cloacales de los asentamientos que cuentan en la actualidad con permisos precarios, sin perjuicio del accionar posterior de la Autoridad de Aplicación. No permitir nuevos asentamientos en las áreas de perilagos sin que cuenten con la infraestructura de saneamiento adecuada. Además, es necesario en las zonas urbanizadas realizar el control de los sistemas de tratamiento de efluentes cloacales y/o descarga para que los mismos continúen funcionando adecuadamente. Se recomienda restringir el acceso de animales a la zona del perilago y líneas de ribera, particularmente en los períodos en que el embalse presenta un nivel bajo. Las variaciones anuales de la cota del embalse, dan lugar a áreas expuestas que luego se inundan y cuando esto sucede, la materia fecal animal que había quedado en el perilago pasa a formar parte del cuerpo de agua. Deben controlarse las actividades de desforestación, tanto en la cuenca como en las márgenes de los tributarios y del embalse, ya que su remoción produce cambios en los procesos ecológicos, tales como la reducción de materiales alóctonos y la pérdida del sistema de filtro para nutrientes y material en suspensión, desapareciendo la función de esta zona "buffer" entre el agua y el sistema terrestre. No se detectan cianobacterias en el agua de ingreso a la planta Los Molinos (en la ciudad de Córdoba), es decir que, la calidad de agua mejora en su recorrido. Se observa un predominio de la división de diatomeas. Por el contrario, para las comunas del perilago, cuando persisten los florecimientos de cianobacterias el agua no puede utilizarse para consumo o riego de hortalizas sin un adecuado tratamiento de potabilización. También el uso recreativo se ve afectado y se recomienda evitar las áreas con concentraciones de cianobacterias visibles y/o espumas de algas tanto en el agua como en la orilla; manteniendo alejados a los niños y a las mascotas.

La articulación de instituciones permite optimizar recursos (técnicos, logísticos y económicos) y contar con datos generados por especialistas en todas las áreas involucradas puestos a disposición de los organismos de gestión en beneficio de toda la sociedad.

El impacto de las actividades antrópicas sobre el RT y el ELM y su relevancia como recurso regional, ambiental y económico profundizan la necesidad de proseguir con estudios que promuevan el manejo sustentable del mismo.

5. Referencias

- [1] Williamson, C., Dodds, W., Kratz, T. & Palmer, M. 2008. Lakes and streams as sentinels of environmental change in terrestrial and atmospheric processes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, 247–254.
- [2] Adrian, R., O'Reilly, C., Zagarese, H., Baines, S., Hessen, D., Keller, W., Livingstone, D., Sommaruga, R., Straile, D., van Donk, E., Weyhenmeyer, G. & Winder, M. 2009. Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and Oceanography*, 54, 2283–2297.
- [3] Moreno Jiménez, A., Buzai, G., Fuenzalida Díaz, M., & Colso Pérez, A. 2012. *Sistemas de Información Geográfica. Aplicaciones en diagnósticos territoriales y decisiones geoambientales de información geográfica.*

- [4] Bazán, et al. 2017. Florecimientos de cianobacterias en el embalse Los Molinos, Córdoba-Argentina. IV Taller de Cianobacterias Toxígenas. Mar del Plata, noviembre 2017.
- [5] Oberg, K. and Mueller, D. S. 2007. Validation of streamflow measurements made with acoustic Doppler current profilers. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2007, vol. 133, no 12, p. 1421-1432.
- [6] APHA, AWWA, WEF. 2017. Standard methods for the examination of water and wastewater, 23th edition, Washington, D.C.
- [7] Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) 2001. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME Water Quality Index 1.0. Technical Report. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Minister of the Environment, Winnipeg.
- [8] Yotsukura N, Stedfast D A, Jirka G H (1983). An assessment of steady-state propane-gas tracer method for reaeration coefficients, Chenango River, New York, U.S. Geological Survey. *Water Resources Investigations* 83-4183.
- [9] Aristegi, L., Izagirre O. and Elosegi A. 2009, Comparison of several methods to calculate reaeration in streams, and their effects on estimation of metabolism. *Hydrobiology*, 635(1):113-124.
- [10] Formentini, T. G. 2010. Coeficientes de desoxigenação e de reaeração superficial em trechos do rio Vacacaí Mirim. *Dissertação de mestrado em Engenharia Civil*. Universidade Federal de Santa Maria, Brasil.
- [12] Riley, A. J. and Dodds, W. K. (2012). Whole-stream metabolism: strategies for measuring and modeling diel trends of dissolved oxygen. *Freshwater Science* 32(1): 56- 69.
- [13] Lee, G. F.; Jones-Lee, A. (2000). Issues in Developing the San Joaquin River. Deep Water Ship Channel DO TMDL. Report to San Joaquin River Dissolved Oxygen Total Maximum Daily Load Steering Committee and the Central Valley Regional Water Quality Control Board Sacramento, CA.
- [14] Kennedy, E. J. 1984. Discharge ratings at gaging stations. U.S. Geological Survey - US Government Printing Office.
- [15] Carlson, R.E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanog.* 22:361–369.
- [16] Nadal, A; Larrosa, N; Rodríguez, MI; Halac, S; Bazán, R; López, A; Brandalise, V; Ruiz, M; Olivera, P. (2013). Cuantificación de la calidad de agua para uso recreativo en embalses de la provincia de Córdoba. XXIV Congreso Nacional del Agua, San Juan, Argentina. ISSN: 1853-7685.
- [17] United States, Environmental Protection Agency (USEPA) (1985). Rates, constants and kinetics formulation in surface water quality modeling. EPA 600/3-85/040. Second Edition. U. S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory Office of Research and Development. Athens, Georgia.
- [18] Bazán, R. (2006). Evaluación de la Calidad del agua, nivel de eutroficación y sus consecuencias en el embalse Los Molinos (Córdoba). *Tesis de Maestría en Ciencias Químicas, Universidad Nacional de Córdoba*.