

**EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN LA LAGUNA DE YURIRIA,
GUANAJUATO, MÉXICO, MEDIANTE TÉCNICAS MULTIVARIADAS:
UN ANÁLISIS DE VALORACIÓN PARA DOS ÉPOCAS 2005, 2009-2010**

Tania ESPINAL CARREÓN¹, Jacinto Elías SEDEÑO DÍAZ^{2*} y Eugenia LÓPEZ LÓPEZ

¹ Laboratorio de Ictiología y Limnología, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, Prol. de Carpio y Plan de Ayala s/n, Col. Sto. Tomás, 11340, México, D.F., México

² Coordinación Politécnica para la Sustentabilidad, Instituto Politécnico Nacional, Av. Wilfrido Massieu esq. Luis Enrique Erro, Edificio Adolfo Ruiz Cortines, Col. Zacatenco, C.P. 07738, México, D.F., México

* Autor responsable: jsedeno@ipn.mx

(Recibido octubre 2012, aceptado junio 2013)

Palabras clave: análisis de discriminantes, variación espacial y temporal, índice de calidad del agua

RESUMEN

El estudio de la calidad del agua requiere del uso de herramientas estadísticas que faciliten la interpretación y toma de decisiones. Los índices de calidad del agua (ICA) se han promovido con el objeto de coadyuvar en la comunicación de reportes de la condición del agua a la sociedad, mientras que las técnicas multivariadas, como el análisis de discriminantes (AD) son herramientas que permiten el análisis de un gran número de muestras y factores que ayudan en la identificación de fuentes de contaminación que afectan la calidad de agua y ofrecen un instrumento valioso y fiable para la gestión de los recursos hídricos. El presente estudio es resultado de valoraciones de las características físicas y químicas del agua correspondientes a dos períodos (2005 y 2009-2010), y cuyo objetivo es comparar las condiciones del agua de la Laguna de Yuriria antes y después de las acciones tomadas para su restauración; para ello, se analizaron 21 parámetros físicos y químicos del agua mediante técnicas estadísticas incluyendo un ICA y el AD para determinar la variación espacial y temporal de las características del agua. Los resultados revelan que la laguna presenta un alto grado de eutrofización, con aportes de materia orgánica y fecal; se encontraron variaciones temporales en la calidad del agua que manifiestan los efectos de las estaciones de estiaje y la de lluvias. Se detectó una sequía extrema en el segundo período de estudio, lo que contribuyó a la concentración de los nutrientes y otros factores como los sólidos suspendidos que aportan los tributarios. Se observó que el canal La Cinta aporta aguas de muy mala calidad y que la existencia de poblados litorales representan un factor determinante en la variación espacial de las características del agua. No se observó una recuperación en la calidad del agua para el segundo período de estudio. El impacto de la sequía puede enmascarar los efectos de las estrategias, acciones y medidas tomadas para la preservación y restauración de la Laguna de Yuriria, por lo que se sugieren diferentes acciones de manejo a nivel de cuenca que permitan una recuperación más rápida del ambiente acuático.

Key words: discriminant analysis, spatial and temporal variation, water quality index

ABSTRACT

Water quality assessment requires the use of statistical tools that facilitate the interpretation and taking of decision. The water quality indices has been promoted with the aim of contribute with water condition reports to society, while multivariate techniques, such as discriminant analysis (DA) are tools that enable the analysis of large number of samples and factors that allow the identification of sources of pollution affecting the water characteristics and offer a valuable and reliable tool for the management of water resources. This study is the result of water quality evaluations corresponding to two periods (2005 and 2009-2010), and aims to compare the water quality of Yuriria lake before and after the actions taken for restoration; for this, 21 parameters were analyzed including a water quality index and DA to determine the spatial and temporal variation of water quality. Our results show that the lake has a high level of eutrophication, with organic matter and fecal pollution; temporal variations in water quality were found, that manifest the effect of drought and rainy seasons. A severe drought in the second period was detected, which contributed to the concentration of nutrients and other parameters like total suspended solids provided by the tributaries. It was detected that La Cinta channel provides water of low quality and that the existence of villages are a determinant factor in space water quality variations. No recovery was observed in water quality between the study periods. The effects of drought can mask the effects of the strategies, actions and measures taken for the preservation and restoration of Yuriria lake, so different management actions at the basin level are suggested to allow a faster and efficient recovery of the aquatic environment.

INTRODUCCIÓN

El agua es un componente esencial del ambiente puesto que se considera el factor principal que controla el estatus de salud tanto en humanos como en la biota en general (Kazi *et al.* 2009). Las variaciones en su calidad son resultado de la combinación de procesos naturales (meteorización y erosión del suelo) y de las contribuciones antrópicas (descargas de desechos municipales e industriales). En general, éstas últimas constituyen una fuente constante de contaminación, mientras que la escorrentía superficial es un fenómeno estacional, que se ve afectado por el clima en la cuenca de captación, asociado a la duración de la época de lluvias (Zeng y Rasmussen 2005). Actualmente, el cambio climático y el estrés hídrico están limitando la disponibilidad de agua limpia en todo el mundo (Lermontov *et al.* 2011). Sin embargo, los aportes antrópicos de una variedad de fuentes suelen ser los principales factores que afectan a la mayoría de los cuerpos de agua, sobre todo para los cercanos a regiones muy urbanizadas (Wen-Cheng *et al.* 2011).

Existen muchos estudios sobre calidad del agua en diferentes ecosistemas acuáticos (Gupta *et al.* 2009, Kazi *et al.* 2009, Dolotov *et al.* 2010, Razzaq-Gumman 2011), pero el monitoreo continuo de los cuerpos de agua aunado a sus variaciones espaciales y temporales generan grandes y complejas matrices

de datos que son de difícil interpretación (Kazi *et al.* 2009). En ese sentido, se requieren herramientas que ayuden a una fácil interpretación para que los administradores de los recursos hídricos puedan comunicar a la sociedad el estado que guarda el recurso. Para lo anterior se han generado numerosos índices de calidad del agua (ICA) que pueden conjuntar una gran cantidad de información y generar un único valor que defina, a través de una escala, una calificación del recurso. Horton (1965) es el primero en formular un ICA, a partir del cual se han propuesto muchos otros que varían en cuanto a los parámetros que emplean, pero que su objetivo primordial es de carácter informativo para la toma de decisiones y la generación de políticas para el manejo del recurso hídrico. No obstante lo anterior se requieren, además, instrumentos para identificar tendencias temporales y espaciales en la calidad del agua. Al respecto, con las técnicas estadísticas multivariadas, como el análisis de discriminantes (AD), se puede llevar a cabo el estudio de un gran número de muestras y factores que permiten la identificación de las posibles fuentes de contaminación y ofrecen una valiosa y fiable alternativa para la gestión de los recursos hídricos (Reghunath *et al.* 2002, Simeonov *et al.* 2004). Las técnicas estadísticas multivariadas han sido ampliamente usadas para analizar y evaluar la calidad del agua y son útiles para verificar las variaciones temporales y espa-

ciales causadas por factores naturales y antrópicos (Singh *et al.* 2004, Kim *et al.* 2009, Wen-Cheng *et al.* 2011). Particularmente en México, Sedeño-Díaz y López López (2007) conjuntaron un ICA y un análisis de componentes principales para evaluar el río Lerma a partir de una base de datos de 25 años. Segura-García *et al.* (2012) a partir de técnicas multivariadas (análisis de correspondencias canónicas) determinaron la utilidad de las diatomeas elípticas en el biomonitoring de la parte alta del río Lerma. Sin embargo, hay pocos estudios sobre cuerpos de agua utilizando técnicas multivariadas.

La contaminación es uno de los principales problemas que presentan los cuerpos de agua en México y esta situación se ha agravado por el reconocimiento tardío de este deterioro por lo que los problemas de calidad del agua en el país son severos. Esto llevó a que en 2010 la problemática del agua se considerara como un asunto de seguridad nacional y que el gobierno federal asumiera el compromiso de formular la Agenda del Agua 2030, la cual permitirá consolidar una política de sustentabilidad hídrica, que se considera como prioritaria para el país (CONAGUA 2011).

Una de las cuencas que presenta un reto en materia de mejoramiento de la calidad del agua por sus altos índices de contaminación es la de Lerma-Chapala, a la que pertenece la laguna de Yuriria (Jiménez-Cisneros 2007). Esta última fue declarada, en 2001, como Área Natural Protegida en la categoría de restauración ecológica y, de acuerdo con la Ley para la protección y preservación del ambiente del estado de Guanajuato, el objetivo de estas áreas naturales protegidas es restaurar e incrementar sus funciones y procesos originales. Posteriormente, en 2004 fue incluida en la lista de humedales de importancia internacional de la Convención Ramsar (sitio número 1361) por los criterios 1, 2, 4 y 5, ya que forma parte de una red de humedales del altiplano central de México, alberga especies vulnerables y una comunidad de aves acuáticas residentes y migratorias, funcionando como sitio de reproducción para muchas de éstas (Sandoval-Minero 2004). La laguna de Yuriria, obra hidráulica construida en 1552, presenta una problemática particular, ya que recibe aguas residuales de las localidades litorales, incluyendo las de la propia ciudad de Yuriria. Las principales actividades de la zona son la agricultura mixta, la ganadería extensiva y la pesca, con cooperativas legalmente establecidas y más de 300 pescadores libres. El uso preponderante de la laguna es el abastecimiento de agua al distrito de riego 011 Alto Río Lerma, además de que regula el clima de la zona y funciona como vaso regulador

de avenidas. El gobierno del estado de Guanajuato publicó en 2005 el Programa de Manejo del Área Natural Protegida de la “laguna de Yuriria y su zona de influencia”, donde se establecieron diversas acciones de restauración y saneamiento que deberán realizarse en el corto, mediano y largo plazos. Entre dichas acciones destaca el mejorar la calidad del agua de la laguna mediante la construcción de sistemas de tratamiento de aguas residuales, eliminación de las altas concentraciones de nutrientes, control de la lixiviación a través de la construcción de sistemas de prevención de azolves y avenidas, evaluación permanentemente la calidad del agua, así como promoción del riego agrícola eficiente y el control de agroquímicos y fertilizantes (POEG 2005). En el año 2005 los autores realizaron un monitoreo en cuatro momentos del año de la calidad del agua de la laguna de Yuriria considerando el interior de la misma (15 sitios de estudio), sus tributarios (canal La Cinta y tributario del río Lerma), y el efluente. De dicho estudio existe la base de datos. Cinco años después, realizaron un segundo monitoreo considerando los mismos sitios de estudio (el interior de la laguna, sus tributarios y efluente). La presente contribución es resultado de ambas valoraciones (2005 y 2009-2010), y tiene por objeto comparar la calidad del agua de la laguna de Yuriria entre estos dos períodos, considerando que entre ambos se tomaron acciones para el mejoramiento de las condiciones del cuerpo de agua. Para ello se analizaron 21 parámetros y un índice de calidad del agua usando AD para determinar la variación espacial y temporal de la calidad del agua en la laguna. Los resultados muestran una forma de interpretar conjuntos complejos de datos para el análisis espacio temporal de variables de calidad del agua y, en su caso, coadyuvar en la toma de decisiones por las agencias de protección ambiental en cuanto al desarrollo de programas y planes de manejo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La laguna de Yuriria ubicada, entre las coordenadas 20°13'00" - 20°17'20" N y 101°12'30" - 101°03'35" W, se localiza en la Mesa Central Mexicana dentro de la región hidrológica Lerma-Chapala-Santiago (**Fig. 1**). Por su magnitud constituye una de las lagunas más importantes del país y es un generador y regulador del microclima por ubicarse en medio de una región semiárida (Sandoval-Minero 2004). Es una laguna artificial que se alimenta de aguas del río Lerma (López-Hernández *et al.* 2007) y por su

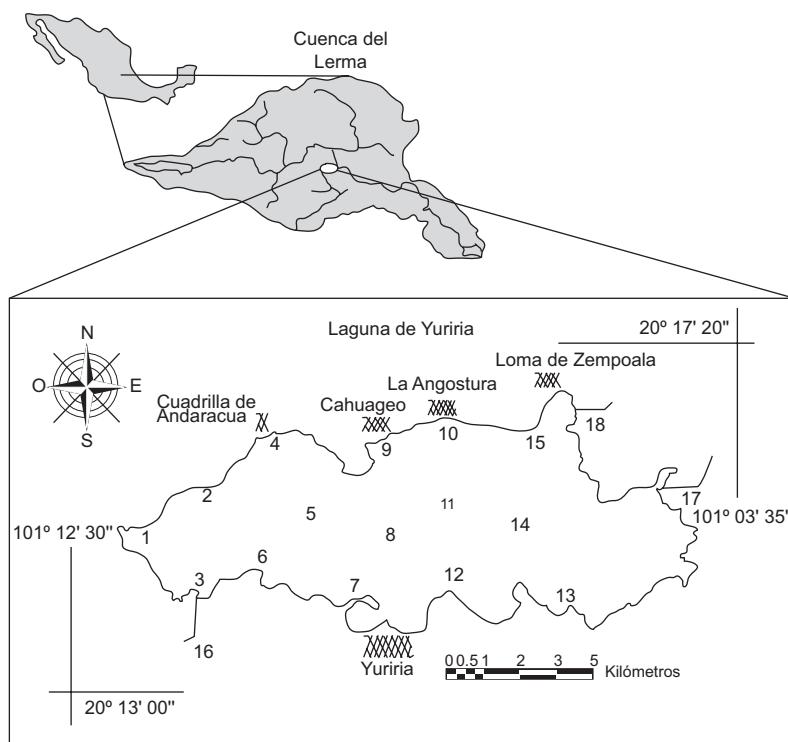


Fig. 1. Área de estudio. Los números indican los sitios de estudio

extremo occidental recibe de manera intermitente agua por el canal de La Cinta proveniente del lago Cuitzeo (Villalobos-Castañeda *et al.* 2010). Cuenta con una superficie de 66 km² y una profundidad máxima de 3.2 m (Sandoval-Minero 2004). Tiene un único efluente situado en su extremo oriental, cercano al poblado Loma de Zempoala. Existen varias localidades ribereñas en la laguna tales como la propia ciudad de Yuriria en el litoral sur, Cahuageo y La Angostura en el litoral norte y La Loma de Zempoala en la porción noroeste, entre otras; adicionalmente, hay zonas agrícolas alrededor de la laguna.

Trabajo de campo

Los datos analizados corresponden a campañas realizadas durante dos períodos de estudio, 2005 (marzo, junio, octubre y diciembre) y 2009-2010 (noviembre de 2009 y febrero y mayo de 2010).

La red de monitoreo para los dos períodos de evaluación contó con 18 sitios de estudio, 15 dentro de la laguna, uno para cada tributario (canal de derivación del río Lerma y canal de La Cinta) y uno más en el efluente (**Fig. 1**). Para cada periodo y sitio de estudio se tomaron muestras superficiales de agua por duplicado en recipientes plásticos de 500 mL preparados conforme a APHA (2005) y muestras de agua en bolsas plásticas Whirl-pak® para la determinación

de los coliformes totales y fecales. Se registró *in situ* en cada sitio la temperatura del agua y del aire (T y Ta, respectivamente, °C), turbiedad (Tur, NTU), conductividad (Cond, mS/cm), pH, sólidos disueltos totales (SDT, mg/L) y oxígeno disuelto (OD, mg/L), mediante una sonda multiparamétrica Quanta.

Determinación de parámetros de calidad del agua

En el laboratorio, utilizando las técnicas Hach, se determinaron las concentraciones de nitratos (N-NO₃, mg/L, reducción de cadmio), nitritos (N-NO₂, mg/L, diazonización), amonio (N-NH₄, mg/L, Nessler), sulfatos (SO₄, mg/L, sulfaver 4), ortofosfatos (PO₄, mg/L, ácido ascórbico), fósforo total (FT, mg/L, digestión con persulfato), nitrógeno total (NT, mg/L, digestión con persulfato), sólidos suspendidos totales (SST, mg/L, método fotométrico) y color (unidades Pt-Co), empleando un espectrofotómetro HACH DRL/2500. La demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅, mg/L), dureza (Dur, CaCO₃ mg/L), alcalinidad (Ak, mg/L), cloruros (Cl, mg/L) y coliformes totales (CT) y fecales (CF) (número más probable, NMP) se cuantificaron de acuerdo con las técnicas del método estándar (APHA 2005). Se calculó el ICA propuesto por Dinius (1987), que evalúa en una escala de 0 a 100 utilizando 13 de los parámetros analizados (OD, Cond, T, Ta, pH, NO₃, color, Dur, DBO₅, Ak, Cl, CT y CF).

Tratamiento de los datos

Los datos para los dos períodos de estudio (2005 y 2009-2010) fueron tratados de diferente forma, dependiendo del tipo de análisis a aplicar. Para identificar diferencias significativas entre factores ambientales entre sitios dentro de un período de estudio y diferencias entre sitios entre períodos de estudio, los datos fueron examinados usando las pruebas de Shapiro-Wilks y de Levene (Dong *et al.* 2010) para verificar su ajuste a una distribución normal y con varianza homogénea. Los datos originales mostraron tener distribuciones no normales u homogeneidad de varianza ($p > 0.05$) con un 95% de confianza por lo que los datos fueron transformados ($Y_{ij} = \log(X_{ij} + 1)$, donde Y_{ij} = valor de la iésima variable transformada y X_{ij} = valor iésimo de la variable) y probados nuevamente para la normalidad y homocedasticidad. Se realizaron análisis de varianza de una vía (ANOVA) para cada período, para determinar las diferencias significativas existentes entre sitios de acuerdo con los parámetros analizados y el ICA; se realizaron pruebas *a posteriori* de Tukey cuando fue necesario para distinguir diferencias significativas entre sitios. Cuando las variables no pudieron ser normalizadas se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis y la prueba de comparación múltiple por pares de Dunn para diferenciar entre sitios. Para determinar diferencias significativas existentes de cada parámetro entre períodos de estudio (2005 y 2009-2010), se realizaron pruebas *t* de Student para análisis paramétricos y la prueba U de Mann-Whitney para datos no paramétricos, considerando los valores para cada mes de cada sitio de estudio. Todos los análisis, se realizaron usando el paquete estadístico Excel y XLSTAT-Pro 2010.

Técnicas estadísticas multivariadas

El análisis discriminante (AD) es un caso particular de la correlación canónica y uno de sus objetivos es determinar la significancia de diferentes variables, las cuales pueden permitir la separación de dos o más grupos que ocurren de forma natural (Zhou *et al.* 2007). El AD es usado para distinguir las variables que segregan entre dos o más grupos que ocurren de forma natural. Opera sobre las filas de la base de datos y genera una función discriminante para cada grupo como se muestra a continuación:

$$f(G_i) = K_i + \sum_{j=1}^n w_{ij} p_{ij}$$

Donde i = al número de grupos (G), K_i es la constante inherente a cada grupo, n es el número de

parámetros usado para clasificar un conjunto de datos dentro de cada grupo, w_j es el coeficiente ponderado asignado por el AD para un parámetro seleccionado (Singh *et al.* 2004).

En este caso, se realizaron los análisis espaciales y temporales mediante AD utilizando los datos originales sin ninguna transformación matemática de acuerdo con los criterios de Singh *et al.* (2004) y Zhou *et al.* (2007). Para el análisis espacial se tuvieron 18 grupos *a priori* (18 sitios de estudio), mientras que para el análisis temporal se tuvieron siete grupos *a priori*: cuatro grupos para el período 2005 y tres grupos para 2009-2010 (correspondientes en ambos casos al número de monitoreos realizados por cada período de estudio); el número de parámetros n corresponde al número de factores de calidad del agua. Los sitios (espacial) y las épocas (temporal) fueron las variables dependientes (grupos), mientras que los parámetros de calidad del agua fueron las variables independientes.

Con base en lo anterior, se realizaron seis AD, considerando matrices de datos que incluyen los 20 parámetros de calidad del agua y los valores de la precipitación pluvial: los dos primeros incluyen los análisis espacial y temporal para el período 2005, el tercero y cuarto AD incluyen los análisis espacial y temporal del período 2009-2010, y finalmente, el quinto y sexto AD presentan los análisis espacial y temporal del comparativo 2005 y 2009-2010.

RESULTADOS

Análisis de factores ambientales. Los valores promedio anuales de los 21 parámetros de calidad del agua analizados para cada uno de los sitios de estudio en la laguna de Yuriria para los períodos 2005 y 2009-2010 se presentan en los **cuadros I y II**, respectivamente. Para ambos períodos de estudio los parámetros indican que es un cuerpo de agua eutrofizado ($NT > 2 \text{ mg/L}$ y $FT > 0.300 \text{ mg/L}$ para todos los sitios de estudio en el período 2005; $NT > 1 \text{ mg/L}$ y $FT > 0.945 \text{ mg/L}$ para todos los sitios del período 2009-2010) y mineralizado con altas concentraciones de carbonatos e hidróxidos, lo que se hace evidente por los altos valores de Cond, Dur y Ak; sin embargo, la Dur observada durante 2005 clasifica el agua de la laguna como levemente dura, mientras que para 2009-2010 el agua resultó ser moderadamente dura; la Dur fue significativamente mayor para el 2009-2010 ($p < 0.05$). Para ambos períodos, la dureza fue mayor en el sitio 16 ($p < 0.05$). Además, la laguna presenta concentraciones altas de materia orgánica,

CUADRO I. VALORES PROMEDIO \pm DESVIACIÓN ESTÁNDAR DE LOS PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA ANALIZADOS PARA CADA SITIO DE ESTUDIO EN LA LAGUNA DE YURIRIA PARA 2005; LOS (*) INDICAN DIFERENCIA SIGNIFICATIVA ENTRE SITIOS. LA SIGNIFICANCIA ESTADÍSTICA SE FIJÓ A $p < 0.05$

Estación de monitoreo									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Cond	495.1 \pm 35.1	487.5 \pm 33.3	494.3 \pm 31.3	487.6 \pm 33.2	473.5 \pm 19.9	486.3 \pm 27.9	484.9 \pm 27.8	472.8 \pm 20.2	484.3 \pm 33.3
Ak	114 \pm 101	114 \pm 100	116 \pm 98	116 \pm 97	121 \pm 103	116 \pm 98	112 \pm 92	116 \pm 97	126 \pm 107
Dur	44 \pm 11	44 \pm 12	48 \pm 14	47 \pm 9	47 \pm 9	44 \pm 11	46 \pm 14	44 \pm 12	45 \pm 11
DBO ₅	6.9 \pm 2.9	7.1 \pm 2.8	5.1 \pm 4.7	5.4 \pm 4.8	5.1 \pm 2.7	6.7 \pm 3.8	8.7 \pm 1.5	10.9 \pm 3.5	10.6 \pm 3.3
OD	7.3 \pm 2.3	7.1 \pm 0.3	8.3 \pm 2.8	7.8 \pm 1.7	8 \pm 2.2	8.7 \pm 0.9	8.3 \pm 1.7	8.9 \pm 1.1	6.3 \pm 0.7
Cl	39 \pm 3	34 \pm 5	36 \pm 2	36 \pm 5	36 \pm 4	36 \pm 4	34 \pm 5	34 \pm 3	36 \pm 6
pH	8.2 \pm 0.3	8 \pm 0.4	8.6 \pm 0.4	8.5 \pm 0.3	8.3 \pm 0.5	8.6 \pm 0.5	8.6 \pm 0.3	8.6 \pm 0.3	8.7 \pm 0.2
N-NO ₂	0.071 \pm 0.041	0.063 \pm 0.024	0.061 \pm 0.025	0.061 \pm 0.025	0.06 \pm 0.024	0.063 \pm 0.028	0.06 \pm 0.022	0.066 \pm 0.026	0.066 \pm 0.017
N-NH ₄	0.69 \pm 0.47	0.21 \pm 0.19	0.53 \pm 0.87	0.21 \pm 0.20	0.17 \pm 0.07	0.24 \pm 0.15	0.27 \pm 0.26	0.1 \pm 0.05	0.19 \pm 0.06
N-NO ₃	3.5 \pm 1.5	3.5 \pm 0.9	3.7 \pm 1.2	3.6 \pm 1.1	3.4 \pm 1.2	3.5 \pm 1	3.4 \pm 0.9	3.6 \pm 1.4	3.5 \pm 1.2
NT	10.7 \pm 7.6	25.7 \pm 26.3	18 \pm 13.9	10 \pm 6.9	27.7 \pm 16.5	29 \pm 24.1	25 \pm 14.4	20.3 \pm 8.1	13.3 \pm 1.5
Color	55 \pm 22	58 \pm 27	57 \pm 45	73 \pm 67	44 \pm 14	42 \pm 25	41 \pm 22	54 \pm 13	30 \pm 13
P-PO ₄	2.1 \pm 2.6	0.9 \pm 0.4	1.2 \pm 0.8	0.6 \pm 0.1	0.7 \pm 0.2	0.7 \pm 0.2	0.7 \pm 0.2	0.6 \pm 0.2	0.8 \pm 0.3
FT	2.8 \pm 1.1	1.3 \pm 0.8	1.4 \pm 1.3	1.5 \pm 0.2	1.6 \pm 0.6	0.9 \pm 0.7	1 \pm 0.6	0.6 \pm 0.7	1.4 \pm 0.1
SO ₄	37.3 \pm 6.8	34.3 \pm 3	35.3 \pm 3.9	35.3 \pm 3.3	34.3 \pm 2.2	34.8 \pm 2.5	34 \pm 2.9	36.5 \pm 6.2	35.3 \pm 1.7
CT	60 \pm 29	124 \pm 38	779 \pm 1092	279 \pm 125	116 \pm 126	138 \pm 40	68 \pm 39	440 \pm 774	176 \pm 83.5
CF	21 \pm 12.1	45.8 \pm 34.3	450.3 \pm 768.7	113.25 \pm 86.1	13.25 \pm 6.6	38.5 \pm 21.9	37 \pm 34.5	22.3 \pm 14.9	52 \pm 33.3
T	20.4 \pm 2.1	20.3 \pm 2.6	21.1 \pm 2.6	20.7 \pm 3	19.6 \pm 3.7	20.9 \pm 2.7	21.4 \pm 5.1	21.5 \pm 4.1	20 \pm 3.1
Tur	57.5 \pm 23.2	44.8 \pm 6.9	68 \pm 26.5	60.5 \pm 12.9	51.6 \pm 16.4	63 \pm 20.5	54.7 \pm 16	62.9 \pm 16.1	57.4 \pm 11.6
SST	76 \pm 31.4	66 \pm 15.3	74.5 \pm 35.5	70.8 \pm 27.2	64.5 \pm 20.7	73.3 \pm 28.9	76 \pm 21.8	73.3 \pm 24.1	70 \pm 22.7

Estación de monitoreo									
	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Cond	479.8 \pm 28.9	483.7 \pm 32.7	486.2 \pm 32.6	491.5 \pm 42.9	491.3 \pm 29.6	494.6 \pm 32.2	511.6 \pm 46	424.4 \pm 210.4	546.4 \pm 28
Ak	112 \pm 91	117 \pm 96.8	117 \pm 96.9	114 \pm 100	116 \pm 97.9	166 \pm 154.9	185 \pm 135.1	102.1 \pm 124.5	125.6 \pm 108.2
Dur	48 \pm 7	47 \pm 9	45 \pm 11	47 \pm 11	45 \pm 14	46 \pm 11	60 \pm 17*	53 \pm 14	44 \pm 2
DBO ₅	10.4 \pm 1.8	9.4 \pm 2.4	10.9 \pm 1.9	9.9 \pm 1.7	11.1 \pm 2.2	11.5 \pm 3.3	21.1 \pm 26.4	8.1 \pm 0.1	7.5 \pm 1.9
OD	8.8 \pm 0.4	8.4 \pm 0.9	7.2 \pm 2	9.1 \pm 1.3	10.3 \pm 4.1	9.5 \pm 1.9	2.9 \pm 1.3*	6.5 \pm 2.8	3.2 \pm 0.7*
Cl	35 \pm 1	34 \pm 3	36 \pm 6	35 \pm 5	34 \pm 5	37 \pm 3	81 \pm 58	28 \pm 4	35 \pm 3
pH	8.5 \pm 0.2	8.6 \pm 0.2	8.6 \pm 0.2	8.4 \pm 0.2	8.3 \pm 0.2	8.3 \pm 0.3	8.5 \pm 0.8	8.3 \pm 0.2	8.1 \pm 0.4
N-NO ₂	0.073 \pm 0.017	0.07 \pm 0.021	0.07 \pm 0.021	0.059 \pm 0.019	0.058 \pm 0.015	0.07 \pm 0.017	0.065 \pm 0.025	0.08 \pm 0.037	0.046 \pm 0.014
N-NH ₄	0.26 \pm 0.25	0.22 \pm 0.12	0.16 \pm 0.07	0.24 \pm 0.19	0.3 \pm 0.25	0.24 \pm 0.16	2.57 \pm 2.13	0.92 \pm 1.38	0.86 \pm 0.53
N-NO ₃	3.5 \pm 0.9	3.7 \pm 1.3	3.5 \pm 1	3.2 \pm 1.2	3.3 \pm 1.2	3.6 \pm 1.2	2.9 \pm 1.1	2.1 \pm 0.1	3.3 \pm 0.8
NT	19.3 \pm 18	24.7 \pm 20.4	26.7 \pm 16.7	29.3 \pm 13.1	20 \pm 6.6	12 \pm 6.6	20 \pm 14.1	14.7 \pm 15.5	14.7 \pm 4
Color	40 \pm 9	49 \pm 11	50 \pm 21	61 \pm 27	40 \pm 22	48 \pm 46	63 \pm 33	115 \pm 61	77 \pm 21
P-PO ₄	0.7 \pm 0.2	0.7 \pm 0.2	0.6 \pm 0.2	0.7 \pm 0.2	0.7 \pm 0.1	0.6 \pm 0.2	4.7 \pm 3.4*	2.6 \pm 2*	1.2 \pm 0.5
FT	2 \pm 1.1	1.5 \pm 0.2	1.5 \pm 0.2	1.4 \pm 0.2	1.5 \pm 0.2	1.4 \pm 0.1	2.4 \pm 0.8*	3.5 \pm 1.7*	1.5 \pm 0.1
SO ₄	36.5 \pm 2.6	36.3 \pm 3.8	37.3 \pm 5.1	34 \pm 4.7	33.8 \pm 3.3	35 \pm 3.7	74.3 \pm 2.3*	47.3 \pm 11*	32.3 \pm 3.9
CT	153 \pm 73.3	111 \pm 36.5	57 \pm 33.7	105 \pm 34.5	51 \pm 31.3	667 \pm 293.4	818 \pm 662.9	425 \pm 325.2	1412 \pm 239.4
CF	78.5 \pm 48.1	39.3 \pm 18.4	17 \pm 17.1	34.8 \pm 14.7	24 \pm 26.1	196.3 \pm 47.8	212.6 \pm 211.7	175 \pm 87.4	353.8 \pm 115.1
T	20.2 \pm 2.5	20.9 \pm 3.6	21.8 \pm 3.9	22.3 \pm 4.5	22.1 \pm 4	22 \pm 4.9	20.9 \pm 2.8	19.6 \pm 2.4	21.9 \pm 2.4
Tur	64.2 \pm 5.5	51.7 \pm 14.9	62.1 \pm 11	53 \pm 15.2	53.9 \pm 13.6	52.8 \pm 19.9	51.8 \pm 59.2	51.2 \pm 4.6	
SST	76.5 \pm 13.8	75.5 \pm 15.2	74.8 \pm 14.4	58.3 \pm 18.7	58 \pm 19.5	68.5 \pm 8.2	28 \pm 2.8*	33 \pm 12.1*	45.3 \pm 8.4*

puesto que la DBO₅ fue alta en ambos periodos pero significativamente mayor para el 2009-2010 ($p < 0.005$). El OD mostró menor concentración en los sitios 16 y 18 para 2005 ($p < 0.05$) mientras que para 2009-2010 no se encontraron diferencias significativas entre sitios ($p > 0.05$), y tampoco se observaron diferencias significativas en la concen-

tración del OD entre periodos. En cuanto al pH la laguna mostró ser alcalina durante ambos períodos de estudio; no se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de N-NO₃, N-NO₂ y N-NH₄ entre sitios para cada año ($p > 0.05$), ni entre períodos de estudio ($p > 0.05$). Para el 2009-2010 los valores observados del NT fueron significativamente mayo-

CUADRO II. VALORES PROMEDIO \pm DESVIACIÓN ESTÁNDAR DE LOS PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA ANALIZADOS PARA CADA SITIO DE ESTUDIO EN LA LAGUNA DE YURIRIA PARA 2009-2010. LOS (*) INDICAN DIFERENCIA SIGNIFICATIVA ENTRE SITIOS. LOS (+) EN LAS ETIQUETAS DE LOS PARÁMETROS INDICAN DIFERENCIA SIGNIFICATIVA CON RELACIÓN A 2005. LA SIGNIFICANCIA ESTADÍSTICA SE FIJÓ A $p < 0.05$

	Estación de monitoreo								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Cond	602.7 \pm 41	594.3 \pm 43.2	611.3 \pm 32.9	593.3 \pm 44.9	594 \pm 47.7	592 \pm 54.6	591.3 \pm 53.7	591.3 \pm 55.6	592.3 \pm 50.4
Ak	251.1 \pm 31.1	244.3 \pm 30.9	248.5 \pm 31.6	240.9 \pm 31.7	243.1 \pm 38.9	245.7 \pm 37.7	237.5 \pm 39.7	239.6 \pm 34.3	254.5 \pm 13.8
Dur ⁺	74.7 \pm 16.6	73.7 \pm 16.5	73 \pm 16.1	72 \pm 10.5	68.3 \pm 16	70.3 \pm 14.2	71.3 \pm 12.1	69.5 \pm 11.3	70.7 \pm 7.5
DBO ₅ ⁺	9.9 \pm 7.9	10.9 \pm 4.4	12.1 \pm 7.3	9.9 \pm 6.8	14.5 \pm 8.2	11.2 \pm 6.5	15.9 \pm 5.6	11.5 \pm 3.3	13.3 \pm 7.5
OD	6.6 \pm 1.7	6.5 \pm 1.6	7.1 \pm 1.4	6.6 \pm 1.7	7.6 \pm 1.7	8 \pm 1.5	8.3 \pm 2.8	7.6 \pm 2.6	5.2 \pm 2.5
Cl	33.5 \pm 7.5	32.4 \pm 9.5	32.9 \pm 8.6	31.7 \pm 10.5	32.6 \pm 9.3	32.9 \pm 9.2	31.3 \pm 11.2	30.1 \pm 8.9	31.4 \pm 9.9
pH	7.9 \pm 0.6	8.2 \pm 0.6	8.2 \pm 0.5	8.3 \pm 0.3	8.4 \pm 0.2	8.4 \pm 0.3	8.2 \pm 0.4	8.2 \pm 0.2	7.9 \pm 0.2
N-NO ₂	0.068 \pm 0.042	0.067 \pm 0.049	0.078 \pm 0.046	0.071 \pm 0.038	0.065 \pm 0.044	0.069 \pm 0.035	0.06 \pm 0.04	0.099 \pm 0.1	0.067 \pm 0.06
N-NH ₄	1.4 \pm 0.6	1.5 \pm 0.7	1.7 \pm 0.7	1.6 \pm 0.7	1.6 \pm 0.7	1.5 \pm 0.7	1.5 \pm 0.6	1.7 \pm 0.8	2.3 \pm 1.3
N-NO ₃	3.7 \pm 1.9	3.5 \pm 1.9	3.9 \pm 1.9	3.6 \pm 1.9	3.5 \pm 1.9	3.3 \pm 1.9	3.3 \pm 1.8	3.3 \pm 1.2	2.5 \pm 1.3
NT ⁺	31.3 \pm 5.8	45.5 \pm 36.4	52.8 \pm 17.4	38.5 \pm 32.7	54.2 \pm 26.1	42.8 \pm 10.6	33.2 \pm 19.7	26.2 \pm 14.9	18.3 \pm 15.7
Color ⁺	44.5 \pm 12.3	79.6 \pm 18.9	62.7 \pm 15.2	73.3 \pm 37.3	55.3 \pm 20.7	61.2 \pm 3.3	57.8 \pm 7.6	54.7 \pm 30.3	75 \pm 25.8
P-PO ₄ ³⁻	1.2 \pm 0.8	1.1 \pm 0.7	1.1 \pm 0.7	0.9 \pm 0.7	1 \pm 0.9	1 \pm 0.8	1 \pm 0.8	1 \pm 0.6	1 \pm 0.1
FT ⁺	1.9 \pm 0.2	1.9 \pm 0.3	2.1 \pm 0.1	1.8 \pm 0.3	1.8 \pm 0.2	1.8 \pm 0.1	2 \pm 0.2	1.8 \pm 0.2	1.8 \pm 1.1
SO ₄ ²⁻	42.5 \pm 2.8	42.8 \pm 2.8	42.5 \pm 2	41.2 \pm 2.1	41.8 \pm 2	39.8 \pm 2.5	38.7 \pm 2.9	40 \pm 3.1	37.7 \pm 9.8
CT ⁺	515.3 \pm 124.4	487.7 \pm 129.6	313.7 \pm 58.3	484.7 \pm 130.4	436.7 \pm 63	484.3 \pm 103.4	1000 \pm 557.8	1056.3 \pm 484.8	1160 \pm 762.1
CF ⁺	80.7 \pm 44.1	86 \pm 48.7	93.3 \pm 66.7	92 \pm 55.2	111 \pm 73.9	95 \pm 73.7	92 \pm 113	23 \pm 6.6	571.3 \pm 891.1
T ⁺	18 \pm 1.9	17.9 \pm 1.9	17.9 \pm 1.7	17.1 \pm 2.9	17.4 \pm 2.1	18.5 \pm 2.2	19.2 \pm 2.7	17.3 \pm 2.6	19.4 \pm 5.8
Tur ⁺	96 \pm 24.9	99 \pm 26.6	100.6 \pm 30.2	97.2 \pm 20.3	97.5 \pm 23.7	98.7 \pm 27	94.5 \pm 29.4	51.2 \pm 45.2	121.5 \pm 34.4
SST	68.5 \pm 41.7	82.3 \pm 47.8	80.8 \pm 42.9	67 \pm 26	55.2 \pm 26.8	64.2 \pm 23.3	59.5 \pm 18.9	66.7 \pm 19.8	91.2 \pm 40.1
Estación de monitoreo									
	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Cond	580.3 \pm 56	587.7 \pm 60.1	594.7 \pm 57.7	581.3 \pm 77.9	583.3 \pm 67.4	403 \pm 353.8	1371.3 \pm 21.5	572 \pm 166.5	632.3 \pm 167.4
Ak	237.5 \pm 40.2	248.1 \pm 18.1	248.4 \pm 22.8	248.5 \pm 17.5	250.4 \pm 21.2	142.1 \pm 176.9	457.7 \pm 25.9	249.1 \pm 78.4	265.8 \pm 70.1
Dur ⁺	69.5 \pm 11.8	69 \pm 15.1	70.7 \pm 11.7	72.3 \pm 8.6	71 \pm 10.1	68 \pm 9.9	118 \pm 20.9*	90 \pm 29.3	77.2 \pm 20.7
DBO ₅ ⁺	9.4 \pm 4.2	9.1 \pm 4.1	11.2 \pm 3.8	9.1 \pm 5.2	11.8 \pm 3.2	10.9 \pm 5.9	10.2 \pm 2.2	8.9 \pm 7.9	9.8 \pm 6.5
OD	8.6 \pm 2.5	7 \pm 4.2	5.6 \pm 2.3	6.9 \pm 0.8	6.9 \pm 1.6	9.7 \pm 3.6	3.6 \pm 4	11.3 \pm 6.4	4.4 \pm 3.1
Cl	30.5 \pm 8.9	29.9 \pm 9.5	33.2 \pm 6.7	30.7 \pm 13.7	29.2 \pm 11.8	37.8 \pm 2.5	63.5 \pm 18.9	27.9 \pm 16.6	35.5 \pm 21.7
pH	8.1 \pm 0.6	8.1 \pm 0.3	7.9 \pm 0.1	8 \pm 0.5	8.1 \pm 0.7	8.4 \pm 0.6	7.8 \pm 0.4	8.1 \pm 0.1	7.4 \pm 0.6
N-NO ₂	0.088 \pm 0.073	0.089 \pm 0.07	0.064 \pm 0.05	0.066 \pm 0.053	0.086 \pm 0.074	0.111 \pm 0.028	0.379 \pm 0.483	0.123 \pm 0.096	0.022 \pm 0.019
N-NH ₄	1.6 \pm 0.9	1.8 \pm 0.6	1.6 \pm 0.7	1.6 \pm 0.7	1.9 \pm 0.7	2.5 \pm 0.7	41 \pm 38.9	4.74 \pm 5.5	1.3 \pm 0.9
N-NO ₃	3.7 \pm 1.5	3.3 \pm 1.6	2.7 \pm 1.2	2.7 \pm 1.5	2.6 \pm 1.1	3.2 \pm 0.8	2.7 \pm 1.5	1.8 \pm 0.3	1.7 \pm 0.7
NT ⁺	28.8 \pm 26.2	29 \pm 16.2	21.3 \pm 23.5	23 \pm 20.4	32.2 \pm 21.4	29.8 \pm 6.7	101.8 \pm 76.1	66 \pm 43.8	32 \pm 30.5
Color ⁺	49.5 \pm 7.9	78.3 \pm 19.7	56.5 \pm 14.1	76 \pm 6.9	71.7 \pm 44.3	114.5 \pm 6.4	111.8 \pm 31.1	94.2 \pm 42.2	65.3 \pm 11.2
P-PO ₄ ³⁻	0.6 \pm 0.2	1 \pm 0.3	0.9 \pm 0.4	0.8 \pm 0.3	0.8 \pm 0.2	0.8 \pm 0.2	6.3 \pm 0.2*	4.1 \pm 2*	1.9 \pm 1.4
FT ⁺	1.5 \pm 0.5	1.6 \pm 0.3	1.7 \pm 0.2	1.6 \pm 0.3	1.4 \pm 0.5	1.8	5.4 \pm 2.1*	5.1 \pm 3.8*	2.2 \pm 0.9
SO ₄ ²⁻	40.7 \pm 5.6	41.5 \pm 8.3	38.7 \pm 8.8	40.8 \pm 12.4	44.8 \pm 15.1	44 \pm 5.7	55.2 \pm 16.6*	71.5 \pm 44.2*	29.3 \pm 7.5
CT ⁺	966.7 \pm 115.5	933 \pm 181.4	922.7 \pm 78.5	553.3 \pm 408.5	81.3 \pm 72.6	106 \pm 100.7	850 \pm 776.2	1600	1366 \pm 404.4
CF ⁺	330 \pm 493.7	83.3 \pm 60.9	50.7 \pm 22	44.3 \pm 7.4	31.3 \pm 16.9	30.3 \pm 17.4	774.3 \pm 779	853.3 \pm 771.1	1110 \pm 848.7
T ⁺	19.1 \pm 1.3	16.5 \pm 2.8	17.7 \pm 2	17 \pm 3	17.5 \pm 2.4	17 \pm 3	16.2 \pm 2.3	17.6 \pm 0.8	18.9 \pm 2.3
Tur ⁺	105 \pm 39.5	118.2 \pm 30.7	134.5 \pm 102.9	106 \pm 45.4	669.6 \pm 974.1	147.5 \pm 37.5	43.1 \pm 4.8	177.7 \pm 163.6	59.9 \pm 7.1
SST	76.7 \pm 32.6	93.5 \pm 28.6	75.7 \pm 25.8	86.3 \pm 38.4	104.3 \pm 34.3	127.5 \pm 25.5	18.5 \pm 6.4*	133 \pm 143	28.3 \pm 13.5*

res ($p < 0.05$), en comparación con los de 2005. No se encontraron diferencias significativas del color entre los sitios para cada año de estudio ($p > 0.05$), pero sí se encontró que durante 2009-2010 el color fue significativamente mayor que en 2005 ($p < 0.05$);

en cuanto a los P-PO₄, FT y SO₄ durante 2005 el sitio 17 mostró valores significativamente más altos ($p < 0.05$), mientras que para 2009-2010 los sitios 16 y 17 presentaron la mayor concentración ($p < 0.05$); en general se encontró una mayor cantidad de P-PO₄,

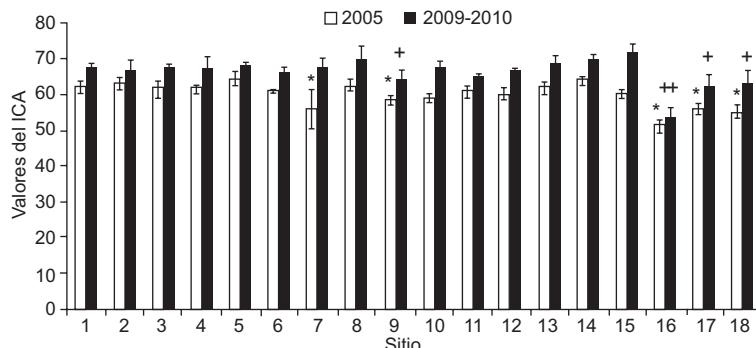


Fig. 2. Valores del ICA para cada sitio de estudio de la laguna de Yuriria durante el 2005 y 2009-2010. Los (*) indican diferencias significativas entre los sitios durante el 2005 y los (+) entre sitios durante el 2009-2010. Se fijó la significancia estadística a $p < 0.05$.

FT y SO_4 durante 2009-2010 ($p < 0.05$). Se observó una mayor concentración de CT y CF en 2009-2010 ($p < 0.05$). Durante 2009-2010 la Tur fue mayor en comparación con 2005 ($p < 0.05$), sin embargo, entre sitios para cada año no se observaron diferencias significativas ($p > 0.05$). La PP fue mayor durante 2005, con un promedio de 18 mm para los meses de estudio, mientras que en 2009-2010 el promedio fue de 8 mm. La T fue mayor para el periodo 2009-2010 ($p < 0.05$) comparada con el de 2005. Los SST fueron significativamente más altos en los sitios 16, 17 y 18 ($p < 0.05$) para 2005 mientras que, para 2009, los sitios 16 y 18 mostraron la mayor concentración ($p < 0.05$); en general no se encontraron diferencias significativas entre los periodos de estudio ($p > 0.05$).

Índice de calidad del agua. Los resultados del ICA se muestran en forma espacial (por sitio de estudio) considerando los promedios de las diferentes épocas de estudio para ambos períodos (2005 y 2009-2010) (Fig. 2). El promedio observado del ICA durante 2005 considerando todos los sitios de estudio fue de 60 ± 3.4 ; cuando se consideran sólo los 15 sitios del interior de la laguna, el promedio del ICA se incrementa a 61 ± 2.2 , y el promedio para los tributarios (sitios 16 y 17) es de 54 ± 3.3 . En forma espacial, existen diferencias significativas ($p < 0.05$) entre el sitio 5 y el sitio 16 (canal La Cinta), siendo este último el que presenta el valor promedio más bajo, y el sitio 5 aquel que presentó el valor promedio anual más alto. Cuando se consideran los sitios con los valores promedio más bajos de ICA (sitios 7, 9, 16, 17 y 18), se encuentran diferencias significativas con el resto de los sitios de muestreo ($p < 0.05$). Para el periodo 2009-2010 se observó el mismo patrón, con un promedio global de 67 ± 3.9 . Cuando se consideran sólo los sitios del interior de la laguna, el promedio fue 68 ± 1.9 y para los tributarios de 58 ± 6.3 . En este caso, el sitio 16, presentó diferencias con todos los demás sitios de estudio ($p < 0.05$), con un promedio de 53.8 ± 4.69 , denotando que en ambos períodos el canal La Cinta (Sitio 16), es el que aporta las aguas de menor calidad. Cuando se consideraron los sitios con los valores más bajos de ICA (sitios 7, 9, 16, 17 y 18), se encontraron diferencias significativas con los demás sitios de monitoreo ($p = 0.002$).

El análisis temporal del ICA nos muestra que existen diferencias significativas ($p < 0.05$) en las diferentes épocas de muestreo (Fig. 3). En el periodo 2005 se detectaron diferencias significativas entre marzo y octubre y diciembre, mientras que en el periodo 2009-2010, se encontraron diferencias significativas entre febrero y mayo. Al comparar los

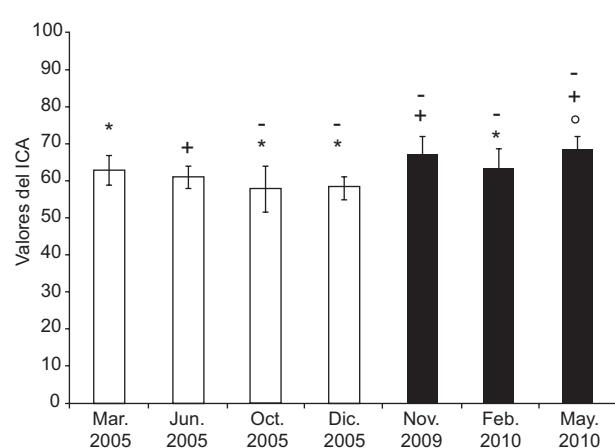


Fig. 3. Valores del ICA por cada época de muestreo de la laguna de Yuriria. Se considera el promedio global de todos los sitios de muestreo. Los (*) indican diferencias significativas entre épocas de muestreo del periodo 2005; los (○) indican diferencias significativas entre épocas del periodo 2009-2010, y (+) indican diferencias significativas entre épocas de ambos períodos. Las diferencias significativas se consideraron con $p < 0.05$.

dos períodos de estudio, se detectaron diferencias significativas entre junio de 2005 y noviembre de 2009 y mayo de 2010, y entre octubre y diciembre de 2005 con las tres épocas de muestreo de 2009-2010.

Análisis de discriminantes. Las variaciones espaciales para el período 2005 fueron analizadas después de asignar a los 18 sitios de estudio los valores mensuales de calidad del agua (épocas de muestreo). La varianza explicada de las primeras dos funciones discriminantes suma un total de 80.88%, con coeficientes de correlación canónica de 0.98 y 0.93, respectivamente (**Cuadro III**); los valores de lambda de Wilks indican una separación entre grupos significativa con $p < 0.0001$ (**Cuadro IV**). Este análisis mostró (**Fig. 4**) que los sitios de estudio correspondientes a los tributarios y efluente (mismos que obtuvieron en

CUADRO III. EIGENVALORES, PORCENTAJE DE VARIANZA Y COEFICIENTES DE CORRELACIÓN CANÓNICA DE LAS FUNCIONES DISCRIMINANTES PARA LOS PERÍODOS DE ESTUDIO

Variación espacial 2005	Función 1	Función 2
Eigenvalor	42.713	6.783
% of Var.	69.799	11.085
Cum. %	69.799	80.883
Can.Corr.	0.988	0.934
Variación temporal 2005		
Eigenvalor	197.236	20.798
% of Var.	87.808	9.259
Cum. %	87.808	97.068
Can.Corr.	0.997	0.977
Variación espacial 2009-2010		
Eigenvalor	833.139	24.677
% of Var.	95.209	2.820
Cum. %	95.209	98.029
Can.Corr.	0.999	0.980
Variación temporal 2009-2010		
Eigenvalor	247.534	10.081
% of Var.	96.087	3.913
Cum. %	96.087	100.000
Can.Corr.	0.998	0.954
Variación espacial 2005 - 2009-2010		
Eigenvalor	41.908	10.119
% of Var.	61.135	14.762
Cum. %	61.135	75.897
Can.Corr.	0.988	0.954
Variación temporal 2005 - 2009-2010		
Eigenvalor	66.025	10.287
% of Var.	73.145	11.397
Cum. %	73.145	84.542
Can.Corr.	0.993	0.955

CUADRO IV. RESULTADOS DE LA PRUEBA DE LAMBDA DE WILKS

Variación espacial 2005	Función 1	Función 2
Lambda de Wilks	<0.001	<0.001
Chi cuadrada	621.782	431.012
Grados de libertad	357	320
P	<0.001	<0.001
Variación temporal 2005		
Lambda de Wilks	<0.001	0.006
Chi cuadrada	597.869	293.725
Grados de libertad	63	40
P	<0.001	<0.001
Variación espacial 2009-2010		
Lambda de Wilks	<0.001	<0.001
Chi cuadrada	582.780	364.172
Grados de libertad	357	320
P	<0.001	0.045
Variación temporal 2009-2010		
Lambda de Wilks	<0.001	0.090
Chi cuadrada	316.831	96.208
Grados de libertad	42	20
P	<0.001	<0.001
Variación espacial 2005 - 2009-2010		
Lambda de Wilks	<0.001	<0.001
Chi cuadrada	1395.228	1039.997
DF	735	680
P	<0.001	<0.001
Variación temporal 2005 - 2009-2010		
Lambda de Wilks	0.000	0.000
Chi cuadrada	1333.940	875.589
DF	126	100
P	<0.001	<0.001

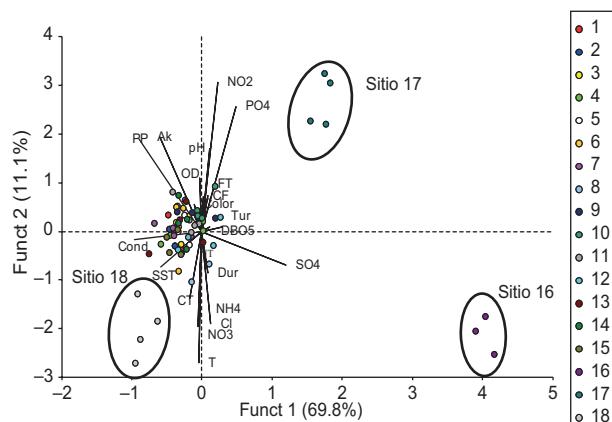


Fig. 4. Gráfica de dispersión de las puntuaciones de las funciones discriminantes para la variación espacial de la calidad del agua para el período de estudio 2005.

general los valores más bajos de ICA), están asociados a diferentes factores que afectan su calidad. El sitio 16 está asociado a concentraciones elevadas de sulfatos, mientras que el sitio 17 (tributario río Lerma) está asociado a valores elevados de nutrientes tales como PO₄, N-NO₂, FT, además de color, CF y DBO₅. El efluente, sitio 18, contrasta con los tributarios, ya que se asocia a concentraciones elevadas de N-NO₃, NT, N-NH₄, Cl, Cond, CT y SST. De igual forma, los sitios 7 y 15 están asociados a los mismos factores que el sitio 17. El sitio 7 corresponde a la zona litoral de la ciudad de Yuriria, mientras que el sitio 15 a la zona circunvecina a la localidad de la Loma de Zempoala, por lo que comparten la característica de asociarse a descargas municipales, es decir, a una gran carga de sólidos en suspensión, N-NO₃, NT y CT. El sitio 8 que se localiza en el centro de la laguna, se caracteriza por valores altos de dureza, N-NH₄ y Cl. El sitio 10, localizado enfrente de la localidad de La Angostura, se caracterizó por presentar CF, FT, P-PO₄ y N-NO₂.

El componente estacional para el período 2005 fue analizado asignando a cada época de muestreo el conjunto de datos de los 18 sitios de estudio y sus parámetros de calidad del agua (**Fig. 5**). La varianza explicada de las primeras dos funciones discriminantes suma un total de 97.06 %, con coeficientes de correlación canónica de 0.99 y 0.97, respectivamente (**Cuadro III**); los valores de lambda de Wilks indican una separación entre grupos significativa con $p < 0.0001$ (**Cuadro IV**). El análisis discriminó perfectamente las cuatro épocas de monitoreo del período de estudio de 2005, con un gradiente entre los primeros dos monitoreos, ejercido principalmente por un cambio en la temperatura (cambio de estación de

primavera a verano). El monitoreo correspondiente a marzo de 2005 está asociado a valores elevados de DBO₅, CT, PO₄, SST y Dur. El monitoreo siguiente (junio de 2005) igualmente se encuentra asociado a estos factores, con una mayor de influencia de T, dado que es el inicio del verano, la época cálida. El tercer monitoreo para 2005 (junio), fin de la época de lluvias está asociado a los valores más elevados de PP, Ak, SO₄ y color. Finalmente, el último momento de estudio de 2005 (diciembre) estuvo correlacionado con valores elevados de Cond, pH, N-NO₂, FT, OD y CF. Dado que este mes corresponde a la época invernal, la laguna presentó los valores mínimos de T y los máximos de OD.

El análisis espacial del período 2009-2010 se llevó a cabo de forma similar al anterior, dividiendo al conjunto de datos en 18 sitios de estudio, cada uno con los valores mensuales de los diferentes factores ambientales (**Fig. 6**). En este caso, para las primeras dos funciones discriminantes se obtuvo una varianza acumulada de 98.02 %, y valores de los coeficientes de correlación canónicos de 0.99 y 0.98 %, respectivamente (**Cuadro III**). El valor de lambda de Wilks fue significativo para las primeras dos funciones con valores de $p < 0.0001$ y $p < 0.045$, respectivamente (**Cuadro IV**). El AD espacial segregó los sitios 16 y 18. El sitio 16 resultó caracterizado por altas concentraciones de nutrientes (N-NH₄, N-NO₂, NT y P-PO₄), mientras que el sitio 18 (efluente) está asociado a aguas mineralizadas con altos valores de Cond, concentraciones elevadas de Cl, N-NO₃ y CF. El sitio 17, (tributario proveniente del río Lerma), igualmente está asociado a estos mismos factores con influencia de CT. El sitio 7 (frente a la ciudad de Yuriria) y el sitio 10 se ven afectados también por CT,

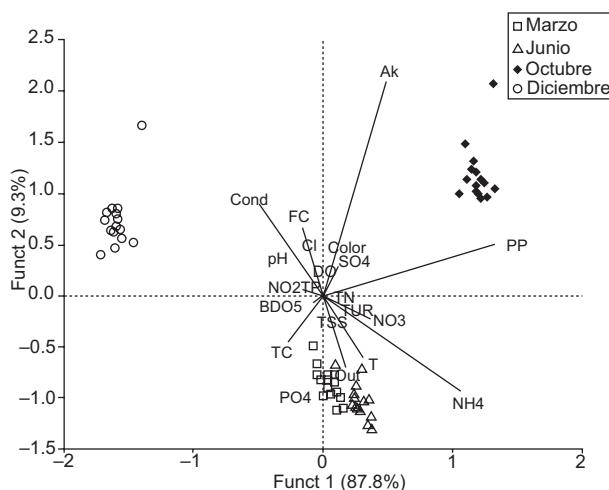


Fig. 5. Gráfica de dispersión de las puntuaciones de las funciones discriminantes para la variación temporal de la calidad del agua para el período de estudio 2005.

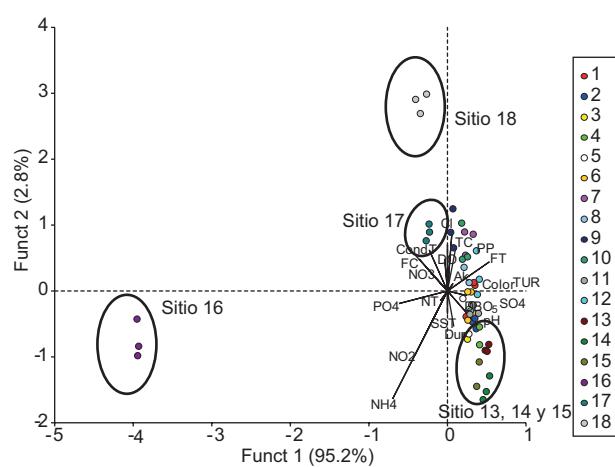


Fig. 6. Gráfica de dispersión de las puntuaciones de las funciones discriminantes para la variación espacial de la calidad del agua para el período de estudio 2009-2010.

FT y están asociados a mayor influencia de la PP y la Ak. Los sitios 2, 11, 13, 14 y 15, están asociados a concentraciones de SO₄, Dur, SST y mayor cantidad de materia orgánica expresada como DBO₅.

Para el AD de la componente temporal del período de estudio 2009-2010 se consideraron *a priori* tres grupos correspondientes a las tres fechas de muestreo (noviembre 2009, febrero y mayo de 2010), asignándoles el conjunto de los 18 sitios de estudio a cada uno de estos grupos con los valores de los factores ambientales correspondientes (**Fig. 7**). El porcentaje de varianza acumulada para las primeras dos funciones discriminantes fue del 100 % con coeficientes de correlación canónica de 0.99 y 0.95, respectivamente (**Cuadro III**). Los valores de lambda de Wilks fueron 0.000 y 0.090, respectivamente con $p < 0.0001$ en ambos casos para las dos funciones discriminantes (**Cuadro IV**). El monitoreo de noviembre de 2009 se caracterizó en general por concentraciones elevadas de nutrientes (N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃), materia orgánica (DBO₅), mayor Dur, Ak, pH y Color, con una influencia marcada de la PP. La época correspondiente a febrero de 2010 se caracterizó por una mayor concentración de OD, Cl, SO₄ y FT, así como abundancia de CT. El monitoreo realizado en mayo de 2010, fin de la época seca, se caracterizó por altas concentraciones de SST y NT.

El AD de ambos períodos de estudio se llevó a cabo también en sus componentes espaciales y temporales. El análisis espacial se realizó considerando *a priori* 36 grupos, compuestos por los 18 sitios de estudio del período 2005, que incluyen sus valores mensuales (marzo, junio, octubre y diciembre) de calidad del agua, y los 18 sitios del período 2009-2010, con sus respectivos valores de las tres épocas de muestreo (noviembre 2009, febrero y mayo de 2010) (**Fig. 8**). El AD presentó una varianza explicada de

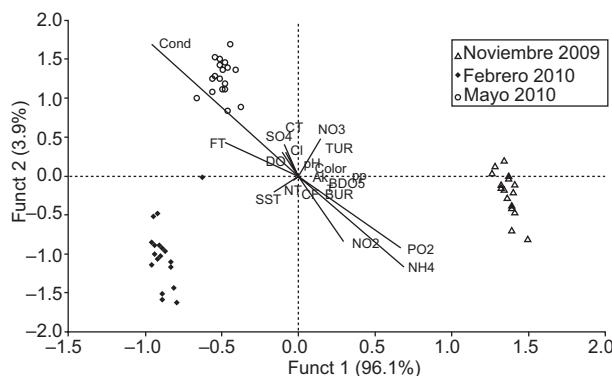


Fig. 7. Gráfica de dispersión de las puntuaciones de las funciones discriminantes para la variación temporal de la calidad del agua para el período de estudio 2009-2010.

75.89 % con coeficientes de correlación canónica de 0.98 y 0.95 para las primeras dos funciones discriminantes, respectivamente (**Cuadro III**). La lambda de Wilks resultó significativa con $p < 0.0001$ para ambas funciones discriminantes (**Cuadro IV**). El análisis muestra una segregación de los dos períodos de estudio, el primero de éstos asociado con las elevadas concentraciones de N-NO₃, P-PO₄, SO₄ y Cl; mientras que para el segundo período de estudio (2009-2010), se observa una asociación con las concentraciones elevadas de SST, DBO₅, NT, Dur y altos valores de CT; igualmente, se observa la in-

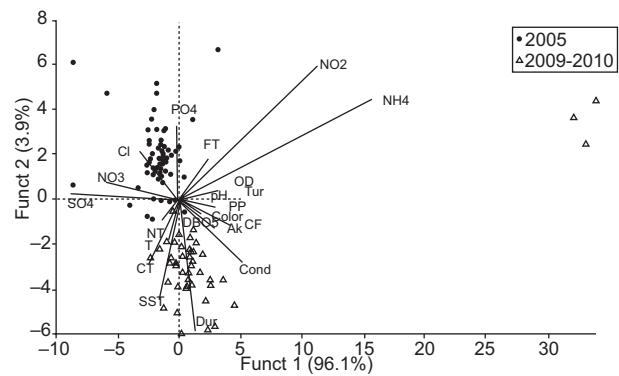


Fig. 8. Gráfica de dispersión de las puntuaciones de las funciones discriminantes para la variación espacial de la calidad del agua para el período de estudio 2005 – 2009-2010.

fluencia de una mayor Cond, Ak y CF. Es de notarse que el sitio 16 de este segundo período de estudio se segregó totalmente de ambos períodos de estudio con influencia de N-NH₄ y N-NO₂.

El AD temporal se realizó considerando como grupos *a priori* los diferentes meses en los que se llevó a cabo el monitoreo, es decir, cuatro grupos para el 2005 (marzo, junio, octubre y diciembre), y tres grupos para 2009-2010 (noviembre 2009, enero y mayo 2010) (**Fig. 9**). Las primeras dos funciones discriminantes presentaron una varianza explicada de 83.15 % y coeficientes de correlación canónica de 0.99 y 0.96 (**Cuadro III**). La lambda de Wilks fue significativa con $p < 0.0001$ (**Cuadro IV**). Las cuatro épocas de monitoreo de 2005 se muestran perfectamente segregadas. Los meses de marzo y junio se asocian a concentraciones elevadas de nutrientes (P-PO₄, N-NH₄, N-NO₂) y a valores de temperatura también elevados (estos meses corresponden a la primavera). El monitoreo de octubre se ve influenciado preponderantemente por la PP y mostró asociación con concentraciones elevadas de Ak, SO₄, N-NO₃, DBO₅, Color, Tur y CF. El último momento de estudio de 2005 (diciembre) se observa

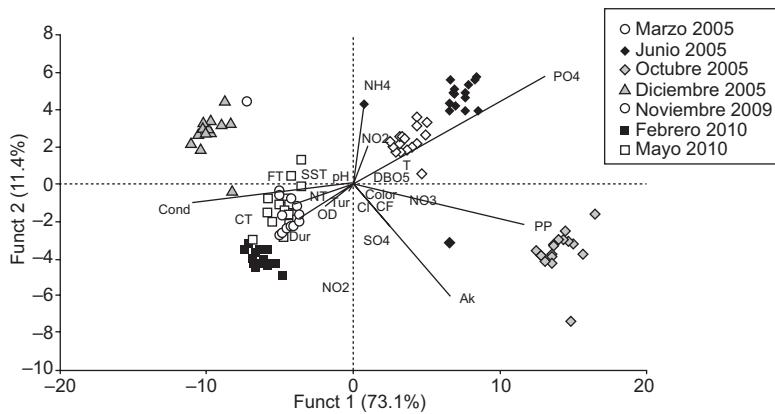


Fig. 9. Gráfica de dispersión de las puntuaciones de las funciones discriminantes para la variación temporal de la calidad del agua para el período de estudio 2005 – 2009-2010.

asociado a mayores concentraciones de FT, SST y Cond. El período de estudio de 2009-2010 no presentó una menor segregación de épocas de muestreo; sin embargo, se puede observar que los tres momentos de monitoreo corresponden a aguas con mayor Dur, Cond, OD, Tur, NT, Tur y CT.

DISCUSIÓN

La creciente entrada de nutrientes en los cuerpos receptores se ha asociado con el aumento de la densidad poblacional, cambios en el uso de suelo y la intensificación de la agricultura en las cuencas, incrementándose en consecuencia, la degradación de la calidad del agua y los procesos de eutrofización (Salameh y Harahsheh 2011). La laguna de Yuriria está rodeada por numerosas localidades que invariamente impactan sobre ella a través de las descargas puntuales y difusas con un claro reflejo en las concentraciones de NT y FT. Las concentraciones de nutrientes (nitrógeno y fósforo) en sus diferentes especies químicas medidas en ambos períodos de estudio en la laguna de Yuriria se encuentran elevados. Diferentes autores han señalado valores críticos de nutrientes para clasificar el estado trófico de los cuerpos de agua o prevenir el avance del proceso de eutrofización. Camargo y Alonso (2007) señalan valores de 0.5 a 1 mg/L de NT como los adecuados para prevenir los procesos de eutrofización en los sistemas acuáticos; Carlson (1977) en su propuesta de índice de estado trófico y considerando el FT, establece que concentraciones superiores a 0.3 mg/L corresponden a cuerpos de agua eutróficos. Las concentraciones que ha mantenido la laguna de Yuriria durante ambos períodos de estudio la

clasifican como un cuerpo de agua eutrófico, además de estar mineralizado con predominio de carbonatos e hidróxidos y altas concentraciones de materia orgánica. Lo anterior se asocia a la generación de aguas residuales que se descargan a la laguna, de las cuales se reporta un total de 245.83 L/s de aguas no tratadas y descargadas a través de alcantarillas de los poblados circundantes (aproximadamente 150 000 habitantes), así como de productos agroquímicos que se emplean en la agricultura (fertilizantes y plaguicidas) (Sandoval-Minero 2004). Los valores elevados de dureza, alcalinidad y pH de la laguna están asociados al tipo de suelo en la zona, en donde predomina la arcilla, que se conforma de silicatos, magnesio, carbonatos y bicarbonatos (WHO 2011). Los SST están asociados principalmente a los tributarios, en donde la hidrodinámica del canal de conducción promueve la resuspensión de sedimentos y el movimiento propio del agua evita el asentamiento de material en suspensión que es arrastrado desde otras zonas de la cuenca de captación.

En términos matemáticos el ICA es un algoritmo multivariado, ya que conjunta varios parámetros de calidad del agua expresados en diferentes unidades y genera una respuesta única adimensional en una escala de cero a cien (Dinius 1987). El valor obtenido califica la calidad del agua en términos de los usos para los cuales es apta y además permite hacer comparaciones entre sitios y épocas de estudio (Sedeño-Díaz y López-López 2007). En esta investigación se utilizó el ICA para comparar de forma espacial y temporal las diferencias en sus valores para los diversos momentos de monitoreo en cada período de estudio y entre períodos de estudio. En ambos períodos de estudio el ICA presentó valores que clasifican el uso de la laguna como contaminada para uso

público urbano, dudosa calidad para peces sensibles, aceptable para riego agrícola para la mayoría de los cultivos y contaminada para recreación. La laguna de Yuriria no se utiliza como fuente de abastecimiento público, sin embargo gran parte de la población circunvecina se abastece de pozos someros que reciben infiltraciones de la laguna. La cuenca del río Lerma se caracteriza por albergar una gran cantidad de ictiofauna nativa y endémica y Yuriria no es la excepción, ya que cuenta con especies nativas como *Goodea atripinnis*, *Xenotoca variata* y *Allophorus robustus*. Los valores del ICA de Yuriria indican que se puede afectar la permanencia de especies sensibles y esto puede traer como consecuencia la posible pérdida de su diversidad íctica. Sedeño-Díaz y López- López (2007) señalan que la diversidad de peces en toda la cuenca del río Lerma se ha visto afectada por el fuerte deterioro en la calidad del agua. Desde hace varios años, en Yuriria se ofrecen servicios recreativos que incluyen paseos en lancha y competencias náuticas; estas actividades no se ven afectadas por la baja calidad del agua, ya que el ICA califica el uso recreativo sin contacto primario, sin embargo los usuarios de la laguna se enfrentan con un aspecto desagradable.

El sitio 16 en ambos períodos de estudio fue el que presentó los valores más bajos de ICA, lo que indica que el canal La Cinta requiere de una atención prioritaria en el control de su calidad del agua antes de ingresar a la laguna. Como se indicó anteriormente, este tributario proviene de los poblados de Uriangato y Moroleón, los cuales tienen actividad de la industria textil.

Mientras que el análisis espacial del ICA indica un foco rojo en calidad del agua en el sitio 16 (canal La Cinta), el análisis temporal señala que existen diferencias significativas entre épocas dentro de un mismo período de estudio. Marzo de 2005 difirió de octubre y diciembre del mismo año. Marzo corresponde a la época de sequía mientras que octubre representa el final de la época de lluvias, y los valores de ICA disminuyen debido a los efectos de las escorrentías y el ingreso de agua de mala calidad a través de los tributarios. Para el período 2009-2010 se encontraron diferencias entre los meses de febrero y mayo; de igual forma, febrero representa la época seca y mayo indica el inicio de las lluvias, arrastrando material alóctono a la laguna, lo cual se observa por el incremento de SST (**Fig. 9**) en esa época.

Bai *et al.* (2009) señalan que los ICA permiten evaluar las tendencias en calidad del líquido para propósitos de manejo aun cuando no es exactamente una medida de la contaminación. En este caso, es recomendable que el seguimiento de la calidad del

agua que se señala en el Programa de Manejo del Área Natural Protegida de la “laguna de Yuriria y su zona de influencia” considere que la evaluación se debe auxiliar por lo menos de un índice que permita identificar tendencias en el espacio y el tiempo. El propio Programa de Manejo señala que la laguna proporciona una amplia variedad de bienes y servicios ambientales básicos para el desarrollo de los ecosistemas pero que el mismo sistema manifiesta síntomas de grave deterioro ambiental, por lo que se deben identificar plenamente los indicadores de mejoramiento o restauración, uno de ellos puede ser la aplicación de un índice de calidad del agua.

El AD permitió observar tendencias espaciales y temporales asociadas con los factores de calidad del agua. El AD espacial de 2005 mostró la separación de tres grupos de sitios que corresponden a los dos tributarios y el efluente, caracterizados ya por el ICA como aquellos con las calificaciones más bajas del índice; sin embargo, como ya se indicó, están asociados a diferentes factores que afectan su calidad. El sitio 16 procedente de la zona sur de la laguna, además de pasar por una zona agrícola proviene del Lago de Cuitzeo, mismo que recibe aguas del Río Grande de Morelia (receptor de aguas residuales de aquella ciudad), y de la zona textil de Uriangato y Moroleón, este sitio resultó asociado a parámetros tales como SO₄, Dur, DBO₅ N-NO₃ y N-NH₄, éste último así como la DBO₅, relacionados precisamente a descargas de aguas residuales. El tributario del río Lerma es una derivación de ese río que a través de un canal hace llegar aguas del río a la laguna. En este punto el río Lerma ya ha recibido aguas residuales de las ciudades de Lerma, Toluca y Atlacomulco, las cuales tienen además una zona industrial asociada, y de diferentes zonas de cultivo que van acumulando contaminantes en el río y que ingresan a la laguna de Yuriria (Sedeño Díaz y López-López 2007).

Tanto el ICA como el AD ponen de manifiesto que los tributarios (sitios 16 y 17) aportaron agua de muy baja calidad a la laguna de Yuriria, con ingreso de nutrientes para ambos períodos de estudio. Para el período 2009-2010, a pesar del inicio del funcionamiento de la planta de tratamiento de aguas residuales ubicada en las cabeceras municipales de Uriangato-Moroleón (CONAGUA 2009) y que son vertidas al canal de la Cinta (sitio 16), la calidad del agua de este tributario no ha tenido una mejora significativa; aunado a lo anterior, el agua que ingresa a la laguna a través del río Lerma (sitio 17) también sigue aportando agua de mala calidad.

Las diferencias espaciales en la calidad del agua pueden estar asociadas a los distintos usos del suelo,

tal como lo mencionan Sedeño-Díaz y López-López (2007) quienes encuentran la parte alta del Río Lerma se caracteriza por contaminantes de tipo industrial y municipal, la parte media por desechos industriales y la parte baja por descargas de la actividad ganadera. Para el caso de la laguna de Yuriria que se ubica en la parte media de la cuenca del río Lerma, las variaciones espaciales permitieron identificar que para 2005 la parte central de la laguna es la que presenta la mejor calidad (sitios 5 y 8) posiblemente debido a que esta sección es la que recibe el menor impacto antrópico por encontrarse alejada de los litorales. La sección occidental de la laguna (1, 2, 3, 4 y 6) presentó una elevada concentración de nutrientes aportados a través del canal de la Cinta (16); la parte oriental mostró la mayor cantidad de materia orgánica, medida como DBO_5 y que puede estar asociada al ingreso de aguas a través del río Lerma (sitio 17) y al transporte de materia orgánica a esta sección que puede ser provocada por el sistema dinámico del agua de la laguna; mientras que los sitios 9 y 15 presentaron los ICA más bajos y la presencia de indicadores de contaminación fecal (CT y CF), posiblemente debido a la influencia de los poblados (Cahuageo, La Angostura y Loma de Zempoala) que es lo que pudiera estar promoviendo una mayor concentración de CT y CF, como resultado de la disposición inadecuada de aguas residuales domésticas y otros desechos, tal como lo señalan Farooq *et al.* (2008).

En 2009-2010 los sitios asociados a la mejor calidad se encontraron en la parte oriental central de la laguna (11, 13 y 14) y los de menor calidad fueron nuevamente los sitios 9 y 15, junto con los sitios 7, 10 y 12 que en 2005 presentaron una mejor calidad de agua, lo que pudiera deberse a su proximidad a los poblados que han crecido considerablemente. De 2005 a 2010 la población se incrementó en un 11.6 % (INEGI 2010), además del establecimiento de múltiples comercios dedicados a las actividades turísticas, que pudieran estar vertiendo sus desechos domésticos a la laguna, incrementando la concentración de CF y CT.

La dimensión temporal juega un papel determinante en el comportamiento de la calidad del agua en la laguna, tal como lo indican las diferencias significativas entre estaciones de un mismo período de estudio y entre períodos de estudio. En el período 2009-2010 ocurrió una condición atípica, ya que fue un año seco y se observó un decremento en la precipitación promedio (8 mm) en comparación con 2005 (18 mm), lo que promovió una concentración de los nutrientes, minerales, iones y materia orgánica en la laguna tal como se observa en los **cuadros I y II**. Mosley *et al.* (2012) encontraron un patrón similar

para lagos del sur de Australia, que mostraron una concentración alta de nutrientes debido a un período de sequía. Al respecto, Adedeji *et al.* (2010) mencionan que durante el estiaje la capacidad de dilución de los ecosistemas acuáticos es baja, lo que incrementa el deterioro de la calidad del agua. Se encontró que las lluvias también afectaron la variabilidad de la calidad del agua entre los meses de estudio; así, durante 2005 se pudieron distinguir tres patrones diferentes en la calidad del agua, la primera correspondiente al estiaje cálido, la segunda para la temporada de lluvias y la tercera a un período de estiaje templado. En cuanto a 2009-2010, el patrón cambió debido a que este período resultó ser atípico en cuanto a la precipitación pluvial, lo que indica que las sequías, que se vuelven cada vez más frecuentes y severas en muchas regiones del mundo debido al cambio climático (Mosley *et al.* 2012), afectan en gran medida la calidad del agua en la zona. Mishra y Singh (2010) señalan que el incremento de las sequías hidrológicas (flujos bajos extremos) se están acentuando en muchas latitudes medias y regiones áridas y semiáridas, como es el caso de Yuriria, y podrían traer como consecuencia grandes impactos económicos, sociales y ambientales. Al respecto, Mosley *et al.* (2012) señalan que entre los efectos ampliamente reconocido de las condiciones de los bajos flujos extremos (resultado de las sequías) están los cambios en la calidad del agua. Igualmente, las sequías reducen la capacidad de dilución y asimilación de contaminantes en las corrientes e incrementan los tiempos de retención en los lagos y embalses, así como la temperatura del agua, provocando un incremento de la salinidad y un deterioro generalizado de la calidad del agua (Caruso 2001). En Yuriria no se detectaron diferencias significativas en la conductividad pero sí en la Dur, lo cual es un reflejo del incremento de las concentraciones de carbonatos de calcio y magnesio. Igualmente, se detectaron diferencias significativas en la T que pueden estar asociadas con los efectos de la sequía que se presentó en el segundo período de estudio y una consecuencia del cambio climático que se ve acentuado en las zonas áridas y semiáridas.

En la última década se han realizado numerosos estudios para relacionar el cambio climático con las sequías (van Lanen *et al.* 2007) pero ha sido difícil discriminar sus resultados de la influencia antrópica. Con base en lo anterior, es aventurado considerar que las posibles acciones para el mejoramiento de la calidad del agua de Yuriria no han sido exitosas, debido a que ha enfrentado episodios de sequías que pueden enmascarar los efectos de tales acciones. Tradicionalmente, la temporada de lluvias en la

laguna de Yuriria se reconoce de mayo a septiembre (Sandoval-Minero 2004); sin embargo, en este estudio para 2009 las lluvias se extendieron hasta el mes de noviembre (10 mm) (SEIA 2010), mientras que durante mayo de 2010 el promedio mensual de precipitación fue de 7 mm, por lo que el periodo de lluvias correspondió a noviembre de 2009 y el estiaje a febrero y mayo de 2010, aunque en éste último se manifestaron ya algunas precipitaciones incipientes.

CONCLUSIONES

La laguna de Yuriria es un cuerpo de agua eutrofizado y con contaminación de materia orgánica y fecal, con variaciones temporales marcadas en donde las épocas de lluvias y sequía señalan diferencias significativas en la calidad del agua. Las variaciones espaciales, sin embargo, son menos acentuadas, quedando restringidas a las diferencias en calidad del agua que llega a través de los tributarios y de aquellas zonas cercanas a litorales con influencia de las localidades. Los tributarios mostraron ser los principales ingresos de agua de mala calidad con aporte de nutrientes, con una especial atención para el canal La Cinta (sitio 16), que resultó ser, para ambos períodos, el que aportó aguas con el menor ICA. La existencia de poblados litorales también mostró ser un factor determinante en la variación espacial de la calidad del agua en la laguna para ambos períodos. Las diferencias temporales hacen evidente que las sequías contribuyen al deterioro de la calidad del agua, lo que coincide con los síntomas descritos por otros autores como manifestaciones del cambio climático. Lo anterior no permite diferenciar si las estrategias, acciones o medidas que se pudieron haber tomado para la preservación de las características ecológicas y restauración de la laguna de Yuriria han sido suficientes para promover una mejoría en la calidad del agua. Se sugiere, por lo tanto, un número mayor de plantas de tratamiento de aguas residuales que operen en buenas condiciones así como el uso combinado de mejores prácticas de manejo a nivel de cuenca, apoyadas en un estricto seguimiento del ordenamiento territorial, que permitan una recuperación más rápida y eficiente del recurso. El uso de humedales artificiales permitiría la remoción de contaminantes y la fijación de sedimentos con bajo consumo energético y modesto costo de mantenimiento, la reforestación de las partes altas de la cuenca evitaría la erosión y el arrastre de material alóctono a la laguna (que en la

época de lluvias se ve acentuada la presencia de SST), la rotación de cultivos prevendría la persistencia de plagas y, por tanto, el uso continuo de plaguicidas. Considerando las severas y cada vez más frecuentes sequías, es necesario que los impactos sobre la calidad del agua sean mejor entendidos y que se garantice un volumen mínimo del líquido para la conservación del ecosistema en la laguna de Yuriria.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Instituto Politécnico Nacional el financiamiento para este estudio a través de los proyectos SIP20060796, SIP20091233 y SIP20100382.

REFERENCIAS

- Adedeji O.B. (2010). Acute Effects Of Diazinon On Blood Paramters In The African Catfish (*Clarias Gariepinus*). *J. Clin. Med. Res.* 2, 1-6.
- APHA. 2005. *Standard methods: for the examination of water and wastewater*. 21a ed. American Public Health Association. EUA. 1368 pp.
- Bai R., Reinier Bouwmeester V.y Mohan. S. 2009. Fuzzy Logic Water Quality Index and Importance of Water Quality Parameters. *Air, Soil and Water Res.* 2, 52-59.
- Camargo A.J. y Alonso A. (2007). Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environ. Int.* 32, 831-849.
- Carlson R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanog.* 22, 361-369.
- Caruso B. S. (2001). Regional river flow, water quality, aquatic ecological impacts and recovery from drought. *Hydrol. Sci. J.* 46,677-699.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2001). *Programa Nacional Hidráulico 2001–2006*. Comisión Nacional del Agua. México. 175 pp.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2009). *Inventario Nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 293 pp.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2011). *Agenda del agua 2030*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 67 pp.
- Dinius S.H. (1987). Design of an Index of water quality. *Water Resour. Bull.* 23, 833-842.

- Dolotov A. V., Gapeeva M. V. y Kozlovskii E. V. (2010). Assessment of the Uvod reservoir pollution with heavy metals. *J. Water Resour.* 37, 58-64.
- Dong J., Zhang Y., Zhang S., Wang Y., Yang Z. y Wu M. (2010). Identification of temporal and spatial variations of water quality in Sanya Bay, China by three-way principal components analysis. *Environ. Earth Sci.* 60, 1673-1682.
- Farooq S., Hashmi I., Qazi I. A., Qaiser S. y Rasheed S. (2008). Monitoring of coliforms and chlorine residual in water distribution network of Rawalpindi, Pakistan. *Environ. Monit. Assess.* 140, 339-47.
- Gupta I., Daghe S. y Kumar R. (2009). Study of variations in water quality of Mumbai coast through multivariate analysis techniques. *Indian J. Mar. Sci.* 30, 170-177.
- Horton R. K. (1965). An index number system for rating water quality. *J. Wat. Pollut. Con. Fed.* 37, 300-305.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2010. Censo de población y vivienda. Principales resultados por localidad (ITER). [en línea] <http://www.censo2010.org.mx/> 30/09/2012
- Jiménez-Cisneros B.E. (2007). Sustentabilidad, un debate a fondo: Información y calidad del agua en México. *Trayectorias.* 9, 45-56.
- Kazi T. G., Arain M. B., Jamali M. K., Jalbani N., Afridi H. I., Sarfraz R. A., Baig J. A. y Shah A. Q. (2009). Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: a case study. *Eco-toxicol. Environ. Saf.* 72, 301-309.
- Kim J.H., Choi C.M., Kim S.B. y Kwun S.K. (2009). Water quality monitoring and multivariate statistical analysis for rural streams in South Korea. *Paddy Water Environ.* 7, 197-208.
- Lermontov A., Yokoyama L., Lermontov M., y Soares Machado M. A. 2011. A Fuzzy Water Quality Index for Watershed Quality Analysis and Management. En *Environmental Management in Practice* (E. Broniewicz, Ed.). ISBN: 978-953-307-358-3 [en línea] <http://www.intechopen.com/books/environmental-management-in-practice/a-fuzzy-water-quality-index-for-watershed-quality-analysis-and-management> 30/09/2012
- López-Hernández M., Ramos-Espinosa M.G. y Carranza-Fraser J. (2007). Análisis multimétrico para evaluar contaminación en el Río Lerma y Lago de Chapala, México. *Hidrobiología* 17, 17-30.
- Mishra A. K. y Singh V. P. (2010). A review of drought concepts. *J. Hydrol.* 391, 202-216.
- Mosley L. M., Zammit B., Leyden E., Heneker T. M., Hypsey M. R., Skinner D. y Aldridge K. T. (2012). The impact of extreme low flows on the water quality of the lower Murray River and lakes (South Australia). *Water Resour. Manage.* 26, 3923-3946.
- Periódico Oficial del Estado de Guanajuato (POEG). 2005. Programa de manejo del área natural protegida en la categoría de área de restauración ecológica “Laguna de Yuriria y su zona de influencia”. Periódico Oficial del Estado de Guanajuato No. 188. 25 de Noviembre de 2005. 84-99. [en línea] http://ecologia.guanajuato.gob.mx/sitio/upload/articulos/79/files/LagunaDeYuriria_ResumenProgramaManejo.pdf 30/09/2012
- Razzaq-Gumman A. (2011). Assessment of water quality of Rwal lake by long time period. *Environ. Monit. Assess.* 180, 115-126.
- Reghunath R., Murthy T.R.S. y Raghavan B.R. (2002). The utility of multivariate statistical techniques in hydrogeochemical studies: an example from Karnataka, India. *Water Res.* 36, 2437-2442.
- Salameh E. y Harahsheh S. (2011). Eutrophication Processes in Arid Climates. En *Eutrophication: Causes, Consequences and Control.* (A.A. Ansari, S. Singh Gill, G.R. Lanza y W. Rast, Eds.). Springer, New York, 69-90.
- Sandoval-Minero R. (2004). Ficha informativa de los humedales de Ramsar (FIR). [en línea] <http://ramsar.conanp.gob.mx/documentos/fichas/48.pdf> 30/09/2012
- Sedeño-Díaz E. y López-López E. (2007). Water quality in the Río Lerma, México: An overview of the last quarter of the twentieth century. *Water Resour. Manage.* 21, 1797-1812.
- Segura-García V., Cantoral-Uriza E. A., Israde I. y Maidana N. (2012). Diatomeas epilíticas como indicadores de la calidad del agua en la cuenca alta del río Lerma, México. *Hidrobiológica* 22, 16-27.
- Simeonov V., Simeonova P. y Tsitouridou, R. (2004). Chemometric quality assessment of surface waters: two case studies. *Chem. Eng. Ecol.* 11, 449-469.
- Singh K.P., Malik A., Mohan D. y Sinha S. (2004). Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti river (India): a case study. *Water Res.* 38, 3980-3992.
- Sistema Estatal de Información del Agua (SEIA). (2010). Informes hidroclimatológicos 2009 y 2010. [en línea] <http://seia.guanajuato.gob.mx/index.html> 30/09/2012
- van Lanen H. A. J., Tallaksen L. M. y Rees G. (2007). *Anex II Droughts and climate change. Commission Staff Working Document Impact Assessment.* Commission of the European Communities, Brussels, Belgium. 13 pp.
- Villalobos-Castañeda B., Alfaro-Cuevas R., Cortés-Martínez R., Martínez-Miranda V. y Márquez-Benavides L. (2010). Distribution and partitioning of iron, zinc, and arsenic in surface sediments in the Grande River Mouth to Cuitzeo Lake, Mexico. *Environ. Monit. Assess.* 166, 331-346.

- Wen-Cheng L., Hwa-Lung Y. y Chung-En C. (2011). Assessment of water quality in a subtropical alpine Lake using multivariate statistical techniques and geostatistical mapping: A case study. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 8, 1126-1140.
- World Health Organization (WHO). (2011). Hardness in drinking-water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. (WHO/SDE/WSH/03.04/6). [en línea] http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/hardness.pdf 30/09/2012
- Zeng X. y Rasmussen T.C. (2005). Multivariate statistical characterization of water quality in Lake Lanier, Georgia, USA. *J. Environ. Quality* 34, 1980-1991.
- Zhou F., Liu Y. y Guo H. (2007). Application and of and multivariate and statistical and methods and to and water and quality and assessment. *Environ. Monit. Assess.* 132, 1-13