

Análisis espectral del Lago de Guadalupe, mediante imágenes de satélite y datos *in situ*

Recibido: 7 de octubre de 2013. Aceptado en versión final: 10 de diciembre de 2013.

Raúl Aguirre Gómez*

Resumen. El Lago de Guadalupe es un embalse localizado en los alrededores de la Ciudad de México, y recibe un volumen considerable de aguas residuales. En este trabajo se presenta un análisis espectral del Lago de Guadalupe utilizando imágenes SPOT y datos colectados *in situ*. Las mediciones fueron realizadas en los meses de febrero y septiembre de 2006. Las variables medidas incluyen temperatura, pH, clorofila *a*, transparencia Secchi y datos satelitales, cuasi-simultáneos, obtenidos de imágenes SPOT. Este cuerpo de agua es eutrófico, con valores básicos de pH (6.8 – 11.3)

y altas concentraciones de clorofila-*a* (6.9-112.4 $\mu\text{g l}^{-1}$) y valores bajos de transparencia Secchi. Térmicamente, el lago es cálido monomítico. Los resultados indican un alto grado de eutrofización, debida principalmente a la presencia de fitoplancton, vegetación sumergida y flotante. La distribución de la vegetación es cuasi-homogénea en el embalse a excepción de un punto de muestreo.

Palabras clave: Lago de Guadalupe, percepción remota, análisis espectral, Índice de Estado Trófico.

Spectral analysis of the Lake of Guadalupe through satellite imagery and *in situ* data

Abstract. Lake of Guadalupe is a reservoir located in the neighborhood of Mexico City, and it is one of the few relicts still remaining in the basin of Mexico. This reservoir receives an important volume of waste waters from its surroundings which include urban, forested, recreational and agricultural sites. In this work we present a spectral analysis of this lake utilizing SPOT imagery and *in situ* data and the its Trophic State Index (TSI). Measurements were carried out in February and September of 2006. Measured variables include temperature, pH, chlorophyll *a*, Secchi transparency and quasi-simultaneous satellite data from SPOT images. Variables were measured at seven sampling sites, strategically located along the lake. This water body has eutrophic characteristics, it has basic pH values (6.8 - 11.3), high chlorophyll *a* concentrations (6.9-112.4 $\mu\text{g l}^{-1}$) and low values of Secchi transparency. Thermally, the lake is warm monomictic. Results indicate a high degree of eutrophization of the Lake of Guadalupe, due, mainly, to the presence

of phytoplankton and submerged and floating vegetation. The presence of aquatic vegetation such as hyacinth and duckweed is apparent at the edge of the lake.

In February, the concentration of Chlorophyll *a*, expressed as biomass, was homogenous in the reservoir with a mean of $9.56 \pm 4.26 \text{ mg m}^{-3}$. The mean value for Secchi transparency was 3.39 (± 1.13) m, which corresponds to an Extinction Coefficient $K = 0.50 \text{ m}^{-1}$ associated to turbid waters. The pH average of 10.40 indicates alkaline conditions. The TSI, estimated from Secchi transparency was 43.50 (± 6.9) indicative of meso-trophic waters, whilst the TSI, estimated for chlorophyll *a* was 52.16 (± 3.35) corresponds to eutrophic waters characterized by the presence of microphytes.

In September the concentration of chlorophyll *a* had a wide range of values with a mean of $72.90 (\pm 28.46) \text{ mg m}^{-3}$, which clearly indicates hyper-eutrophic waters. Secchi Transparency La averaged 60.29 (± 0.22) cm, with

* Laboratorio de Análisis Geoespacial (LAGE), Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito de la Investigación Científica, Ciudad Universitaria, 04510, Coyoacán, México, D. F. E-mail: raguirre@igg.unam.mx

an Extinction Coefficient $K = 2.82 \text{ m}^{-1}$. The TSI for this variable was $68.13 (\pm 5.32)$ indicative of hyper-eutrophized waters and suggesting anoxic hypolimnia. The TSI estimated from the concentration of chlorophyll a was $71.86 (\pm 4.62)$ which is a referent of hyper-eutrophized waters as well.

Surface temperature of the reservoir changed from 18.1 in February to 23 in September, pH varied from an alkaline condition >9 in February to a slightly acid pH of 6.8 in September. Chlorophyll a concentration confirm the eutrophication of the dam. Values higher than $5 \mu\text{g l}^{-1}$ indicate eutrophic conditions, while those higher than

$40 \mu\text{g l}^{-1}$ indicate a high hypertrophic environment. In this work, chlorophyll values varied from $6.9 \mu\text{g l}^{-1}$ to an hyper-trophic value of $112.4 \mu\text{g l}^{-1}$. Water coloration allowed for the selection of an appropriate spectral SPOT band. The high amount of phytoplankton in the reservoir is useful for a better satellite image interpretation. The use of remote sensed imagery helps for a better monitoring of water quality along with a suitable field work.

Key words: Lake of Guadalupe, Remote sensing, spectral analysis, Trophic State Index.

INTRODUCCIÓN

El Lago de Guadalupe es un ecosistema natural y es el principal sistema hidrológico de la zona. Cuenta con una extensión aproximada de 5 000 ha. Su profundidad máxima es cercana a los 40 m en su parte central. El espejo de agua cubre un área cercana a las 450 ha. La precipitación pluvial anual en la región es de 700 mm cm^{-2} y posee un clima templado sub-húmedo con lluvias en verano. Este embalse está situado al NO de la cuenca de México ($19^{\circ}38'06'' \text{ N}$, $99^{\circ}15'87'' \text{ W}$) y pertenece a la sub-provincia de lagos y volcanes de Anáhuac (Figura 1). El escurrimiento superficial de la cuenca se da a través de los ríos Cuautitlán y el Hondo de Tepotzotlán, de los arroyos San Agustín y San Pablo. De acuerdo con Lewis (1983) este cuerpo de agua puede catalogarse como cálido monomítico, lo cual se ha confirmado con estudios posteriores (Lugo *et al.*, 1998). El Lago de Guadalupe llegó a

tener un alto nivel de contaminación causado por el aporte de nutrientes procedente de descargas residuales sin tratamiento. El lago está rodeado por áreas urbanas, zonas con vegetación (bosques, zonas de cultivo y un campo de golf). El transporte de fertilizantes provenientes de los campos agrícolas y de recreación, junto con la descarga de aguas residuales de las áreas urbanas han detonado el crecimiento de lirio acuático (*Eichhornia spp*) y de lentejilla acuática (*Lemna spp*). Este tipo de vegetación crece casi por completo en el borde del lago, principalmente en las regiones noreste y sur y son el principal componente de la ecología y evolución del sistema acuático. En general, la sedimentación, el crecimiento de vegetación y los procesos de urbanización han aumentado con el tiempo y el lago, en muchas partes, se ha transformado. De esta forma, un cuerpo de agua que en principio era orgánicamente rico y productivo está ecológicamente amenazado por estos factores.

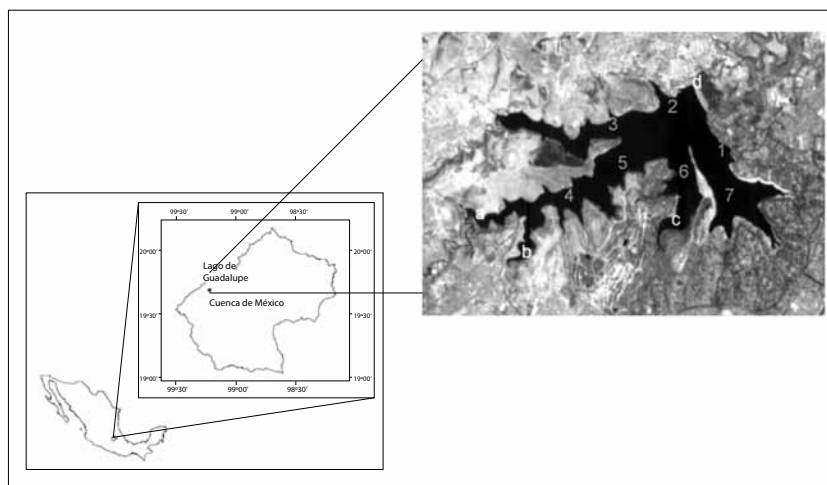


Figura 1. Ubicación del Lago de Guadalupe, Estado de México. Puntos de muestreo en el lago: 1 a 7. Entrada de los afluentes a) Chiquito, b) Xinté, c) El Muerto, d) San Pedro.

El lago está considerado como una reserva ecológica que da albergue a diversas especies de aves provenientes de Canadá y Estados Unidos, tales como patos (*Anas diazi*), garzas (*Ardea spp*) y garcetas (*Casmerodias albus*). En 1996 el Gobierno del Estado de México, por mediación de su Secretaría de Ecología, impulsó un programa para el control de malezas acuáticas en el Lago de Guadalupe, por lo que se consideró implementar un monitoreo continuo del sitio con trabajos *in situ* y observación satelital.

Existen algunos trabajos que han analizado la cuenca de México mediante sensores remotos (e. g. Prol *et al.*, 2002; De la Lanza y Gómez, 2005; Aguirre, 2013). Otros estudios han analizado el estado trófico de lagos urbanos de la Ciudad de México (Martínez y Jáuregui, 2000) pero sin utilizar técnicas de percepción remota (PR). Existen pocos estudios sobre el Lago de Guadalupe y se han avocado principalmente al análisis de la calidad del agua y la presencia de elementos tóxicos (Lugo *et al.*, 1998). Los estudios de este embalse que utilizan sensores remotos son virtualmente nulos. Por consiguiente, el objetivo de este artículo es hacer un análisis espectral de este lago utilizando imágenes SPOT y datos colectados *in situ*.

METODOLOGÍA

Se llevaron a cabo dos salidas de campo al Lago de Guadalupe en 2006, la primera se realizó en época de secas, el 8 de febrero, y la segunda en la temporada de lluvias, el 20 de septiembre. Se ubicaron siete puntos de muestreo distribuidos de tal manera que cubrieran las dimensiones del embalse. Cada uno de los puntos de muestreo fue georreferido mediante un Sistema de Posicionamiento Global (GPS, por sus siglas en inglés) marca Garmin. Los puntos de muestreo se seleccionaron de acuerdo con sitios característicos alrededor de, o en el embalse; de esta manera, los puntos 1 y 7 fueron ubicados cerca del bosque, el punto 2 en la cortina de la presa, los puntos 3, 5 y 6 en la zona centro del embalse y el punto 4 en el caudal sur. El lago recibe el drenaje de diversos afluentes entre los que se cuentan los arroyos: *a*) Chiquito, *b*) Xinté, *c*) El Muerto,

localizados al sur, y *d*) San Pedro, ramal del río Cuautitlán, en la punta NE del embalse (Figura 1), y, como consecuencia, es posible diferenciarlo espacialmente en diferentes zonas.

Transparencia Secchi. La transparencia del cuerpo de agua se midió con un disco Secchi de 30 cm de diámetro. La medición se realizó lanzando el disco del lado soleado de la embarcación a fin de evitar errores por efecto de la sombra (Gordon, 1985). La transparencia medida con un disco Secchi es, básicamente, una función de la luz reflejada por la superficie del disco, mientras mayor sea la concentración de material disuelto o en suspensión, menor será la transparencia debido a procesos de absorción y dispersión (Preisendorfer, 1986). Por un lado, hay un decrecimiento exponencial de la luz a causa de la sustancia amarilla y, por el otro, hay una reducción de la transparencia debido al incremento de luz dispersada por la materia particulada en suspensión (Wetzel, 1975).

Coefficiente de atenuación *K*. A partir de la medición de transparencia Secchi es posible estimar el coeficiente de atenuación *K* de la luz. Tyler (1968) encontró una variación del 15% entre mediciones de *K* hechas con el disco Secchi y fotómetros submarinos. El cálculo del coeficiente de extinción fue propuesto teóricamente por Sverdrup y colaboradores (1942), y ajustado empíricamente por Margalef (1983) mediante la siguiente relación:

$$K = 0.03 + 0.0015 + \sum_i 34 \frac{V_i}{d_i} = \frac{1.7}{D} \quad (1)$$

donde *D* es la profundidad observada con el disco Secchi; 0.03 es el valor de extinción del agua a 540 nm; 0.0015 es la extinción debida a la clorofila *a* en mg m⁻³; $\sum_i 34 \frac{V_i}{d_i}$ es la extinción debida a partículas en suspensión, la cual está en función de su tamaño (*V_i*) y del índice de refracción (*d_i*). Originalmente, la constante propuesta por Sverdrup *et al.* en 1942, fue 2.3, acorde con las características exponenciales de absorción del agua pura. Sin embargo, el ajuste propuesto por Margalef (1983) toma en consideración los elementos presentes en el volumen de agua. Así, de manera empírica, la constante 1.7 es el valor que mejor se ajusta a

los datos experimentales obtenidos en diferentes cuerpos de agua.

Medición de Clorofila-*a*. Para la obtención de la concentración de clorofila-*a*, se colectaron muestras de agua y fitoplancton en los siete puntos de muestreo usando botellas de plástico en la superficie y a la profundidad Secchi. Las muestras fueron conservadas en hielo para su análisis posterior en laboratorio. Las muestras de agua se pasaron a través de filtros de fibra de vidrio de 0.45 µm (Whatman GF/F). Posteriormente, cada uno de los filtros fue colocado en una solución de acetona al 90%, triturado y centrifugado. Las concentraciones de clorofila-*a* en las estaciones seleccionadas se obtuvieron a partir de las muestras de 200 ml extraídas con acetona. Las mediciones fluorométricas de clorofila-*a* se realizaron con el método de Holm-Hansen *et al.* (1965) usando un fluorómetro Sequoia-Turner Modelo 450 (Sequoia-Turner Corporation, MountainView, CA, USA) con un filtro de excitación a 440 nm y un filtro de emisión a 665 nm (Parsons *et al.*, 1984). La calibración del estándar para la determinación de la clorofila-*a* se hizo mediante el método descrito por la UNESCO (1994). El reactivo de clorofila-*a* (Wako Pure Co. Ltd., super grade) se disolvió en 90% de acetona. El coeficiente de absorción específico utilizado fue de 87.67 para acetona al 90% (Jeffrey and Humphrey, 1975; Porra *et al.*, 1989). Utilizando estas concentraciones precisas de clorofila-*a*, se calculó el factor (ti) de la ecuación para la determinación de clorofila-*a* fluorométrica para acetona al 90%:

$$[Clo - a] = ti (F_0 - F_a) v \quad (2)$$

donde $[Clo - a]$ está en $\mu g l^{-1}$; F_0 es la fluorescencia original, F_a es la fluorescencia después de la acidificación, y v es el factor de dilución del volumen de la solución filtrada y extraída. En este estudio todas las determinaciones de clorofila-*a* se realizaron por duplicado.

Medición de color. En el muestreo del mes de septiembre se realizaron mediciones para determinar el color verdadero y el color aparente. Estos parámetros se definen de la siguiente manera: el color verdadero es el color de la muestra debido a

sustancias en forma disuelta, se mide en la muestra filtrada o centrifugada; el color aparente es el de la muestra debido a sustancias en forma disuelta y al proporcionado por sólidos suspendidos, este parámetro es muy poco reproducible ya que el comportamiento de los sólidos suspendidos es muy variable, se mide en la muestra agitada sin filtrar.

Para la medición del color aparente se midió previamente el pH de la muestra usando un pH-metro debidamente calibrado. El color de la muestra se determinó con 50 ml en un tubo Nessler y se comparó con las disoluciones intermedias. Si el color excedía el valor de 70 unidades, se diluía la muestra con agua destilada en proporciones conocidas hasta obtener un color menor de 70 unidades y mayor de 20 Unidades Pt-Co. Para la determinación del color verdadero se removió la turbiedad por centrifugación de las muestras hasta obtener una tonalidad totalmente clara. Posteriormente se comparó la muestra centrifugada con agua para garantizar la remoción de la turbiedad. Para este fin se usaron dos métodos: medición directa con espectrofotómetro y el método de platino-cobalto.

El color y turbidez fueron medidos usando el colorímetro Orbeco-Hellige Aqua Tester modelo 611-10 y turbidímetro Hach modelo 2100N. La medición de color se efectuó por medio de un espectrofotómetro variando la longitud de onda hasta encontrar la longitud de onda dominante. La determinación del color de las muestras de agua se realizó utilizando un comparador colorimétrico marca Hellige. El método estándar es el método de la escala platino-cobalto, en el cual una unidad de color es definida como la producida por un miligramo de platino por litro de agua destilada, con concentraciones variadas de cloruro cobaltoso para dar diversas tonalidades y se denominan unidades de color en la escala Platino-Cobalto (UC Pt-Co). El valor numérico del color del agua está en relación directa con el valor del pH, es decir, aumenta proporcionalmente al valor del pH.

Las causas más comunes del color del agua son la presencia de hierro y manganeso coloidal o en solución; el contacto del agua con desechos orgánicos, hojas, madera, raíces, plancton, etc., en diferentes estados de descomposición, y la presencia de taninos, ácido húmico y algunos residuos industriales.

Datos satelitales. Se utilizaron dos imágenes multispectrales SPOT correspondientes a las fechas del 12 de febrero y del 25 de septiembre de 2006, las cuales corresponden a fechas cercanas a los muestreos *in situ*, dado que no fue posible obtener imágenes simultáneas a éstos. Las imágenes fueron recortadas con centro en la zona en estudio, se les realizó una corrección atmosférica simple por corrimiento de histograma y fueron georeferidas mediante un conjunto de seis puntos de control y re-muestreadas mediante el algoritmo de interpolación bi-cúbico (Mather, 1989). Se analizaron los valores digitales de cada banda por separado y del cociente entre las bandas 1 (verde) y 3 (infrarroja). Posteriormente, se realizó un análisis estadístico de correlación simple entre los valores digitales y los datos del logaritmo de los valores de la concentración de clorofila-*a* obtenidos en cada uno de los puntos de muestreo.

Índice trófico. El Índice de Estado Trófico (IET) es un sistema de clasificación diseñado para evaluar la condición de lagos, presas y reservorios. El sistema está basado en la cantidad de productividad biológica que tiene lugar en un cuerpo de agua. Usando este índice, es posible tener una idea rápida de qué tan productivo es un lago a través de un número IET asignado.

Mediante el IET se establece el estado de salud de un cuerpo de agua a través de la determinación de tres parámetros: la concentración de la clorofila-*a*, la transparencia medida con el disco de Secchi y el contenido de nutrientes (fósforo).

El IET puede definirse como el peso total de la biomasa en un cuerpo de agua en una localidad y tiempo específicos. Este índice fue propuesto por Carlson (1977) utilizando la biomasa algal como la base para la clasificación del estado trófico. El IET varía en una escala de 0 a 100 y está basado en las relaciones dadas entre la profundidad Secchi, las concentraciones de la clorofila-*a* contenida en las algas y el fósforo total. La principal consideración es que el material particulado suspendido en el agua modula la profundidad Secchi y que la biomasa algal es la fuente primordial de partículas. El intervalo de IET puede considerarse entre 0 y 100, aunque, en teoría, no hay límites inferior ni superior. Las tres variables del IET están interrelacionadas a través de

modelos de regresión lineal y deberían producir el mismo valor del índice para una combinación de valores de las variables. De esta forma, cualquiera de las tres variables puede ser utilizada para clasificar un cuerpo de agua.

En este artículo se incluyen únicamente los valores del logaritmo de la transparencia medida con el disco Secchi (DS) y el logaritmo de la concentración de la clorofila-*a* (Clo-*a*), ya que no se realizaron mediciones de fósforo. Para los propósitos de la clasificación, se consideraron, fundamentalmente, los valores de la [Clo-*a*] dado que es la variable medida con mayor precisión.

El IET fue calculado mediante las siguientes ecuaciones simplificadas (Carlson y Simpson, 1996).

$$\text{IET (DS)} = 60 - 14.41 \ln (\text{DS}) \quad (3)$$

$$\text{IET (Clo-}a) = 9.81 \ln (\text{Clo-}a) + 30.6 \quad (4)$$

Con base en la correlación estadística simple más alta y a partir de la ecuación (4) se generaron imágenes de IET para cada uno de los muestreos realizados.

RESULTADOS Y ANÁLISIS

Muestreo de febrero. La concentración de clorofila-*a*, expresada como biomasa, mostró, excluyendo el punto de muestreo 1, valores similares. El punto de muestreo 1, localizado en la parte oriental del embalse, tuvo el valor más alto de clorofila. Esto puede explicarse por la cercanía a la zona boscosa que aporta gran cantidad de nutrientes favoreciendo la presencia de fitoplancton y vegetación sumergida. Sin considerar el punto de muestreo 1, la concentración de clorofila-*a* (biomasa) mostró valores homogéneos, con una media de $7.97 \pm 0.7 \text{ mg m}^{-3}$; sin embargo, considerando todos los puntos, la homogeneidad se pierde al obtener una media 9.56 mg m^{-3} con una desviación estándar de ± 4.26 , la cual está cercana al 50%. La transparencia Secchi tuvo una media de $3.39 (\pm 1.13) \text{ m}$ que corresponde a un coeficiente de extinción medio de $K = 0.50 \text{ m}^{-1}$, este valor está

asociado a aguas turbias (Jerlov, 1976). El pH promedio (10.40) indica condiciones alcalinas. En este mes el promedio del IET para la transparencia Secchi fue de 43.50 cm (± 6.9) el cual corresponde a aguas meso-tróficas. El IET para [Clo-*a*] fue de 52.16 (± 3.35) mg m⁻³ clasificado como un intervalo de aguas eutróficas, caracterizado por la presencia de macrofitas (Carlson, 1983)

Muestreo de septiembre. La concentración de clorofila-*a*, mostró un amplio intervalo de valores. El valor medio fue de 72.90 (± 28.46) mg m⁻³, lo cual es claramente indicativo de aguas híper-eutróficas. La transparencia Secchi tuvo un promedio de 60.29 (± 0.22) cm, que corresponde a un coeficiente de extinción K = 2.82 m⁻¹ este valor es asociado a aguas turbias de acuerdo con la clasificación de Jerlov (1976). El IET calculado para la transparencia medida con la profundidad del disco de Secchi fue de 68.13 (± 5.32) cm el cual corresponde a aguas híper-eutrofizadas y sugiere una hipolimnia anóxica. El IET para [Clo-*a*] fue de 71.86 (± 4.62) mg m⁻³ clasificado como un intervalo de aguas híper-eutrófica (Figura 2).

Cabe mencionar que en ambos meses el IET (Clo-*a*) > IET (SD), y de acuerdo con Carlson y Simpson (1996), una posible explicación para esta situación es la dominancia de partículas grandes en el lago, lo cual, en este caso particular, obedece a la presencia de lentejilla (*lemna spp*) y en algunos puntos a lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) en el embalse.

El color verdadero del agua se ubicó en el intervalo 530-575 nm, lo cual, visualmente corresponde

a la tonalidad amarillo-verdosa y con la observación directa en la presa (Figura 3). El color aparente tuvo un valor promedio de 54.59 con una $\lambda = 562.83$ nm ubicada en la región espectral del verde (Tabla 1). El pH promedio (7.06) indica una ligera acidez del embalse.

Índice de Estado Trófico. El análisis estadístico de regresión lineal simple entre cada una de la bandas de SPOT y el logaritmo de la concentración de clorofila *a*, presentó la correlación de Pearson más alta con las bandas 1 para las dos fechas analizadas. En el caso de la imagen SPOT correspondiente al 12 de febrero de 2006 la correlación fue $r = 0.775$ (Figura 4), por lo que el índice de correlación es de $r^2 = 0.601$ (60%). Esta correlación es relativamente alta y es explicable por la presencia de vegetación parda. La banda 1 del sensor HRV abarca espectral-

Tabla 1. Resultados del análisis del color verdadero (CV) y del color aparente (CA), así como la longitud de onda dominante (λ), en septiembre de 2006. PM representa Punto de muestreo y A-V la coloración amarillo-verdosa

PM	CV (nm)	Visual	CA	λ (nm)
1	530-575	A-V	53	555
2	530-575	A-V	56.66	556.66
3	530-575	A-V	60	576.66
4	530-575	A-V	52.5	570
5	530-575	A-V	50	570
6	530-575	A-V	56	556
7	530-575	A-V	54	555.5

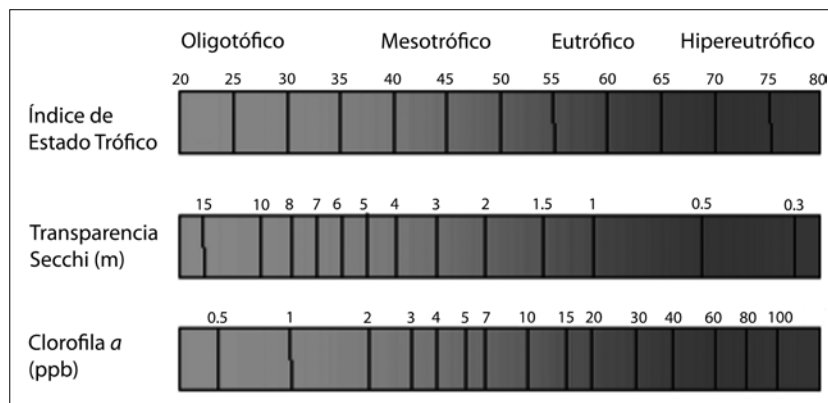


Figura 2. Relación entre el Índice de Estado Trófico, la Transparencia Secchi y la Concentración de Clorofila *a* (adaptado de Carlson y Simpson, 1996).



Figura 3. Coloración amarillo-verdosa del Lago de Guadalupe, durante el muestreo de septiembre de 2006.

mente los colores verde y amarillo, adecuándose a la coloración del embalse.

La ecuación de regresión para esta fecha es la siguiente:

$$B1 = 0.04 \log (Clo - a) + 5.76 \quad (5)$$

Combinando las ecuaciones 4 y 5 se generó la imagen IET del mes de febrero, clasificando los valores digitales del embalse a través del método de intervalos de densidad (Figura 5). Se observan valores de IET relativamente bajos hacia el noreste y sur de la presa, mientras que los valores más altos se ubican hacia el este del cuerpo de agua, lo cual es coincidente con los datos *in situ*, en particular con el punto 1, localizado al sureste. Si bien los valores digitales del IET satelital sobrestiman los medidos *in situ*, la tendencia es similar (Tabla 2).

Para el caso de la imagen SPOT correspondiente al 25 de septiembre de 2006, la correlación lineal de Pearson entre la banda 1 y el logaritmo de la concentración de clorofila es de $r = 0.70$ (Figura 6), lo cual genera un coeficiente de correlación de $r^2 = 0.49$ (49%). La ecuación de regresión lineal simple para esta fecha es:

$$B1 = 0.09 \text{ Log} (Clo - a) + 5.76 \quad (6)$$

Combinando las ecuaciones (4) y (6) se generó la imagen IET correspondiente a septiembre. La tendencia lineal para esta fecha muestra una

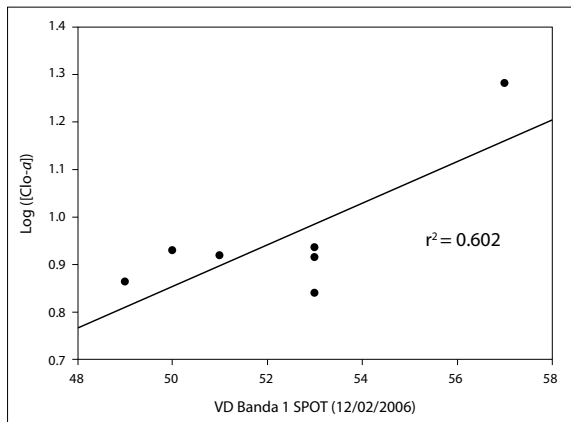


Figura 4. Diagrama de regresión lineal simple entre la banda 1 de SPOT y el logaritmo de la concentración de la clorofila-*a* correspondiente a febrero de 2006.

pendiente negativa indicando una relación inversamente proporcional entre las dos variables. Este comportamiento podría parecer contradictorio, sin embargo, una explicación posible es la presencia de pequeñas partículas de lirio acuático triturado y molido en esa época del año, generando una alta concentración de pigmento pero, al mismo tiempo, un mayor volumen de agua. Así, se tendría una gran cantidad de clorofila en la columna de agua pero la absorción del agua dominaría la señal en los valores digitales de satélite, a diferencia del muestreo de febrero donde la presencia de macrofitas (*Eichhornia crassipes*) dominaba la vegetación

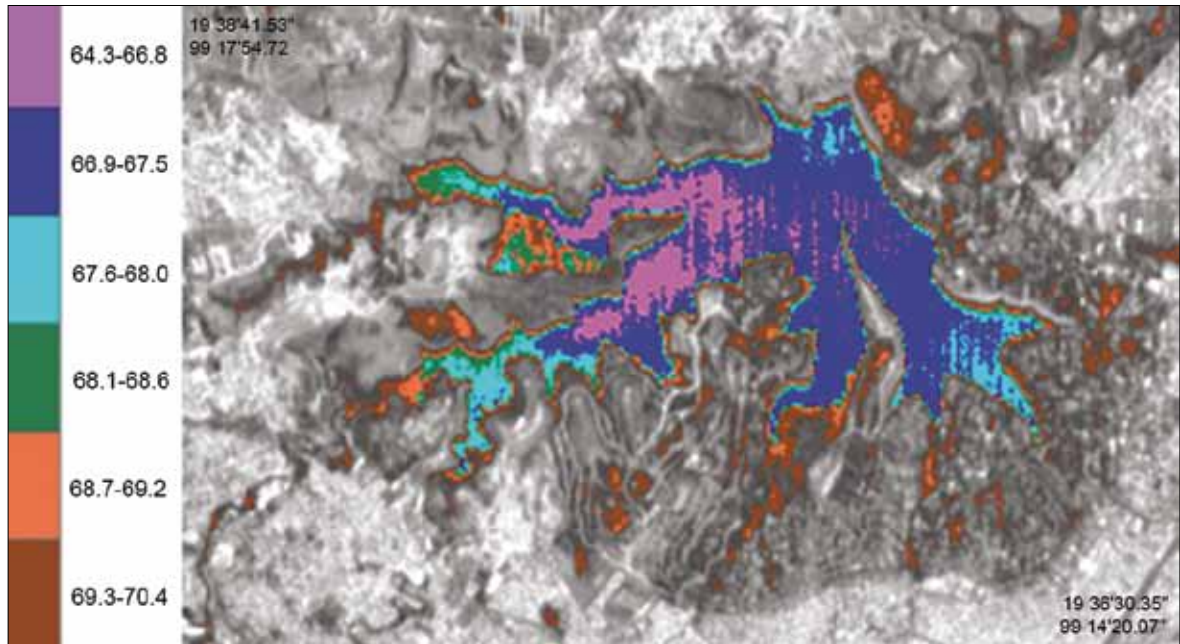
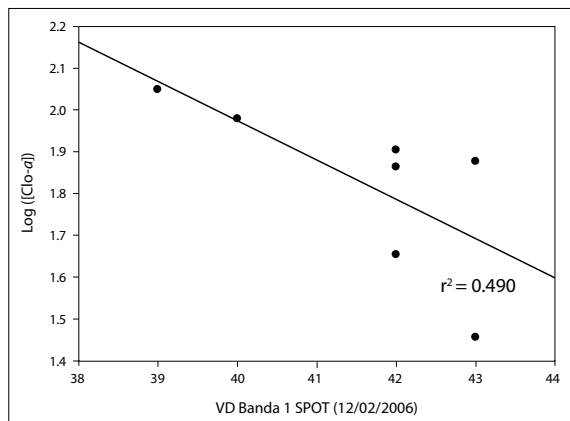


Figura 5. Clasificación de la imagen SPOT con los valores del IET de clorofila-*a* en el mes de febrero.

Tabla 2. Datos *in situ*, satelitales y derivados correspondientes al mes de febrero

	Lat.	Long	pH	Clo- <i>a</i> (mg m ⁻³)	Secchi (cm)	Temp. (°C)	ND	IET-Clo	IET-sat
1	20 21'06	99 18'54	10.8	19.1	110	19.6	57	59.54	74.7
2	20 21'26	99 19'18	11.1	6.9	370	19.2	53	49.55	74.05
3	20 21'14	99 19'49	11.3	7.3	490	19.3	49	50.10	73.36
4	20 21'03	99 20'14	9.6	8.2	350	19.9	53	51.24	74.05
5	20 21'04	99 19'50	10.9	8.3	355	19.4	51	51.36	73.71
6	20 20'55	99 19'20	10.1	8.5	340	18.1	50	51.59	73.54
7	20 20'52	99 18'53	9.0	8.6	360	20.0	53	51.71	74.05



del embalse. Esta situación se refleja en la baja correlación entre los valores digitales de la banda 1 y la concentración de clorofila-*a*. Como en el caso previo, la figura se creó a partir de la clasificación de los valores digitales del IET de clorofila mediante intervalos de densidad (Figura 7). Se observa una tendencia hacia las clases con valores más altos, lo cual es coincidente con la hiper-eutrofización del embalse observada en esa época (Tabla 3).

◀ Figura 6. Diagrama de regresión lineal simple entre la banda 1 de SPOT y el logaritmo de la concentración de la clorofila-*a* correspondiente a septiembre de 2006.

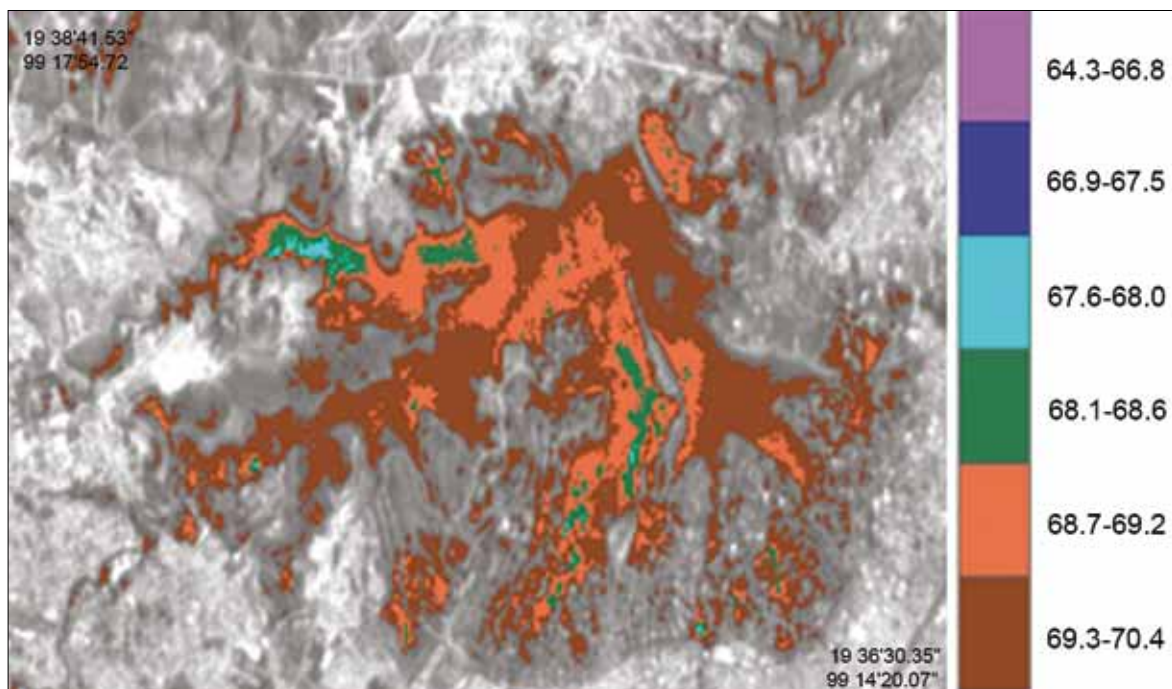


Figura 7. Clasificación de la imagen SPOT con los valores del IET de clorofila-*a* en el mes de septiembre.

Tabla 3. Datos *in situ*, satelitales y derivados correspondientes al mes de septiembre

	Lat.	Long	pH	Clo-a (mg m ⁻³)	Secchi (cm)	Temp (°C).	ND	IET-Clo	IETsat
1	20 21'06	99 18'54	7.7	45.1	76	18.8	33	67.97	71.11
2	20 21'26	99 19'18	6.8	80.2	42	19.2	34	73.61	71.39
3	20 21'14	99 19'49	6.8	112.4	33	20.5	32	76.92	70.83
4	20 21'03	99 20'14	6.8	28.6	100	23.0	33	63.50	71.11
5	20 21'04	99 19'50	6.8	95.4	50	23.0	29	75.31	69.25
6	20 20'55	99 19'20	7.4	73.2	63	19.5	30	72.72	70.24
7	20 20'52	99 18'53	7.1	75.4	58	20.0	32	73.01	70.83

CONCLUSIONES

La temperatura superficial del embalse varió de 18.1 en febrero a 23 en septiembre. El pH pasó de ser alcalino >9 en febrero a ligeramente ácido (6.8) en septiembre. Los valores de clorofila-*a* confirman el estado eutrófico de la presa. Valores superiores a 5 µg l⁻¹ indican condiciones eutróficas y los mayores a 40 µg l⁻¹ a condiciones altamente hipertróficas (Margalef, 1983; Maceina, 1993). Los

valores de clorofila-*a* variaron de 6.9 a hipertrófico 112.4.

Profundidad Secchi. Durante septiembre de 2006 la profundidad del disco Secchi en el embalse fue somera 60.28 ± 21 cm, mientras que en febrero aumentó a cerca de 5 m con un promedio de 3.39 ± 1.04.

La coloración del agua permitió la selección más conveniente de bandas espectrales. La presencia abundante de fitoplancton en el embalse

permite una mejor interpretación de las imágenes satelitales. La utilización de sensores remotos es útil en el monitoreo de la calidad del agua, junto con trabajo de campo.

REFERENCIAS

- Aguirre Gómez, R. (2013), "Hyperspectral optical analysis of Zumpango Lake, Mexico", *Investigaciones Geográficas, Boletín*, Instituto de Geografía, UNAM, México [www.igeograf.unam.mx/sigg/publicaciones/pre_print.php].
- Carlson, R. E. (1977), "A trophic state index for lakes", *Limnology and Oceanography*, vol. 22, pp. 361-369.
- Carlson, R. E. (1983), Discussion on "Using differences among Carlson's trophic state index values in regional water quality assessment", by Richard A. Osgood, *Water Resources Bulletin*, vol. 19, pp. 307-309.
- Carlson, R. E. and J. Simpson (1996), "A coordinator's guide to volunteer lake monitoring methods", *North American Lake Management Society*.
- De la Lanza Espino, G. and G. Gómez Rodríguez (2005), "Analysis of the short term geo-environmental evolution of an endorreic basin through satellite images: the case of Tecocomulco Lake, Mexico", *Investigaciones Geográficas, Boletín*, núm. 58, Instituto de Geografía, UNAM, México, pp. 66-79.
- Gordon, H. R. (1985), "Ship perturbation of irradiance measurements at sea. 1: Monte Carlo simulations", *Applied Optics*, vol. 24, no. 23, pp. 4172-4182.
- Holm-Hansen, O., C. J. Lorenzen, R. W. Holmes and J. D. H. Strickland (1965), "Fluorometric determination of chlorophyll", *Journal du Conseil permanent international pour la Exploration de la Mer.*, vol. 30, pp. 3-15.
- Jeffrey, S. W. and G. F. Humphrey (1975), "New spectrophotometric equations for determining chlorophylls *a*, *b*, *c*₁ and *c*₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton", *Journal Plant Physiology*, vol. 167, pp. 191-194.
- Jerlov, N. G. (1976), *Marine optics*, 2nd Edition, Elsevier Scientific, New York.
- Lewis, W. M. (1983), "A revised classification of lakes based on mixing", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 40, pp. 1779-1787.
- Lugo A., L. A. Bravo Inclán, J. Alcocer, M. L. Gaytán, M. G. Oliva, M. del R. Sánchez, M. Chávez and G. Vilaclara (1998), "Effect on the planktonic community of the chemical program used to control water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Guadalupe Dam, Mexico", *Aquatic Ecosystem Health and Management*, no. 1, pp. 333-343.
- Maceina, M. J. (1993), "Summer fluctuations of planktonic chlorophyll *a* concentrations in Lake Okeechobee, Florida: the influence of lake levels", *Lake and Reservoir Management*, vol. 8, pp. 1-11.
- Margalef, R. (1983), *Limnología*, Omega, Barcelona.
- Martínez Arroyo, A. and E. Jáuregui (2000), "On the environmental role of urban lakes in Mexico City", *Urban Ecosystems*, vol. 4, no. 2, pp. 145-166.
- Mather, P. M. (1989), *Computer processing of remotely sensed images: An introduction*, John Wiley & Sons, Chichester.
- Parsons, T. R., Y. Maita and C. M. Lalli (1984), *A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis*, Pergamon Press, Oxford.
- Porra, R. J., W. A. Thompson and P. E. Kriedemann (1989), "Determination of accurate coefficients and simultaneous equations for assaying chlorophylls *a* and *b* extracted with four different solvents: verification of the concentration of chlorophyll standards by atomic absorption spectroscopy", *Biochemistry and Biophysics Acta*, vol. 975, pp. 384-394.
- Preisendorfer, R. W. (1986), "Secchi disk science: Visual optics of natural waters", *Limnology and Oceanography*, vol. 31, no. 5, pp. 909-926.
- Prol Ledesma, R. M., E. M. Uribe Alcántara and O. Díaz Molina (2002), "Use of cartographic data and Landsat TM images to determine land use change in the vicinity of Mexico City", *International Journal of Remote Sensing*, vol. 23, no. 9, pp. 1927-1933.
- Sverdrup, H. U., M. W. Johnson and R. H. Fleming (1942), *The Oceans: Their Physics, Chemistry, and General Biology*, Prentice-Hall, Englewood-Cliffs, N. J.
- Tyler, J. E. (1968), "The Secchi disk", *Limnology and Oceanography*, vol. 13, no. 1, pp. 1-6.
- UNESCO (1994), *IOC manuals and guides*, 29.
- Wetzel, R. G. (1975), *Limnology*, W. B. Saunders Co., Philadelphia.