

# Teledetección de la turbidez mediante la evaluación de modelos empíricos de predicción en el Lago de Chapala México

Ramiro Vallejo-Rodríguez<sup>1</sup>, Leonel Hernández-Mena<sup>1</sup>, Jorge del Real-Olvera<sup>1</sup>, José de Jesús Díaz-Torres<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco. Av. Normalistas 800, Colinas de la Normal, CP. 44270, Guadalajara, Jalisco, México.

\*Autor de correspondencia: [jdiaz@ciatej.mx](mailto:jdiaz@ciatej.mx)

## Resumen

### Palabras clave:

aguas continentales, Lago de Chapala, Landsat, Imágenes satelitales, radiancia superficial, teledetección, turbidez

Cambios radiométricos en los detectores del satélite Landsat-8 representan avances significativos en la teledetección aplicada a la calidad del agua. Particularmente, la reflectancia en la región del Infrarrojo Cercano (IRC) implica una reducción del efecto de ruido generado por la fracción de los sólidos disueltos y los sólidos suspendidos de origen orgánico en las cuantificaciones de turbidez. El análisis de esta banda, en conjunto con la calibración de modelos empíricos basados en información cuasi-sincrónica, permitieron dilucidar la presencia de gradientes horizontales de turbidez que ocurre con normalidad y que exhiben una imagen instantánea de la propia hidrodinámica del Lago de Chapala, la cual está estrechamente relacionada con el espesor diferenciado de la columna de agua y las descargas de sedimentos de los principales tributarios: el río Lerma y el arroyo La Pasión. Las ventajas que ofrece la tecnología satelital de acceso abierto y la implementación de modelos para la interpretación y predicción de propiedades ópticas como la turbidez, representan recursos fundamentales para conocer el estado de equilibrio que guardan los ecosistemas acuáticos como el Lago de Chapala. Estos recursos ofrecen información complementaria y necesaria para llevar a cabo la evaluación continua de propiedades y/o procesos que ocurren en estos ecosistemas de alto valor ambiental.

Enfoques Transdisciplinarios:  
Ciencia y Sociedad, 2(2), 31-55.  
ISSN. 3061-709X. <https://doi.org/10.5281/zenodo.12955345>

Recibido: 14 marzo 2024  
Revisado: 9 de mayo 2024  
Aceptado: 16 de julio 2024  
Publicado: 18 de julio 2024



Este artículo es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos y condiciones de la licencia CC BY-NC-SA 4.0. Para ver una copia de esta licencia visite <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>



## Introducción

El Lago de Chapala, localizado en el occidente de México, es un cuerpo de agua dulce que se caracteriza por su gran dimensión, poca profundidad y con capacidad de regular el clima en su área de influencia (Limón-Macías & Lind, 1990; Lind *et al.*, 1992; Filonov & Tereshchenko, 1999; Lind *et al.*, 2002); debido a esto, el lago cae dentro de la clasificación de ecosistema acuático somero continental de zona intertropical (Chapman, 1996; Chapin *et al.*, 2000; Williams *et al.*, 2004; Oertli *et al.*, 2005). Estos ecosistemas representan ambientes de alta fragilidad debido a que se encuentran en una región extremadamente vulnerable donde el cambio climático y las actividades antropogénicas contribuyen al desarrollo de climas más secos (Bastin *et al.*, 2019). Por lo tanto su preservación es fundamental para enfrentar los graves impactos de la transformación ambiental que ocurre en grandes regiones continentales (Wetzel, 2001).

En México, la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) como organismo descentralizado de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), es la instancia que lleva a cabo el monitoreo de la calidad de aguas superficiales y subterráneas del país. Hasta 2022, la CONAGUA contaba con un sistema de monitoreo constituida por 2595 sitios de muestreo, de los cuales 1723 (66.4% del total) estaban dispuestas para el monitoreo de cuerpos de aguas superficiales (CONAGUA, 2024). La información de este sistema de monitoreo se emplea para medir y determinar el grado de contaminación de ríos y lagos mediante el Índice de Calidad del Agua (ICA) de la CONAGUA, el semáforo de calidad del agua o indicadores específicos como la demanda química de oxígeno (DQO) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO5) o los sólidos suspendidos totales (SST) que en conjunto permiten evaluar el impacto de las descargas de aguas residuales municipales, industriales y agrícolas. El sistema de monitoreo de la CONAGUA en el Lago de Chapala consta de 35 sitios de muestreo, comprende un total de 921 registros con información de casi 100 parámetros físicos, químicos y biológicos medidos entre los años 2000 y 2018. Algunos de estos parámetros tienen propiedades ópticas (interacción con la luz natural), lo que permite su estimación a través de métodos y técnicas convencionales como la percepción remota basada en la medición de sensores pasivos montados en plataformas satelitales (p. e. Landsat o Sentinel). Entre los parámetros ópticamente dispuestos, están los sólidos suspendidos totales (SST), sólidos disueltos totales (SDT), clorofila-a (Chl-a), la transparencia o la turbidez (Matthews, 2011).

La turbidez es una propiedad física que resulta de la dispersión y absorción de luz natural causada por el material particulado en el agua. La turbidez se produce por la presencia de material particulado en suspensión, este material regularmente



está constituido por limos, arcillas, partículas finas de materia orgánica e inorgánica, compuestos orgánicos solubles, plancton u otros organismos microscópicos (Chapman, 1996; Milojkovic *et al.*, 2019). La turbidez es de especial interés debido a que cambios en sus cantidades pueden inducir sustanciales alteraciones en un cuerpo de agua. El incremento de la turbidez puede aumentar la temperatura del agua ante la absorción de calor por parte de las partículas suspendidas, reduciendo eventualmente la concentración de oxígeno disuelto (USEPA, 1997). La misma USEPA indica que una mayor turbidez también reduce la cantidad de luz que penetra en el agua, reduciendo el proceso de fotosíntesis y la producción de oxígeno disuelto. Además la USEPA señala que debido a que la turbidez es una propiedad que indica de forma indirecta los efectos del material en suspensión, esta propiedad eventualmente puede ser empleada como criterio para la evaluación de efectos sobre la salud de la fauna de ríos o lagos. Por ejemplo, el material en suspensión pueden obstruir las branquias de los peces, lo que reduce su resistencia a enfermedades, reduciendo sus tasas de crecimiento y afectando el desarrollo de huevos y larvas. A medida que las partículas se asientan, pueden cubrir el fondo del arroyo, especialmente en aguas más lentas, y asfixiar los huevos de peces y los macroinvertebrados bentónicos. Por otra parte, los niveles altos de turbidez pueden proteger a los microorganismos de procesos de desinfección, favorecer la proliferación de bacterias e incrementar la demanda de cloro. De esta manera, la presencia de turbiedad en el agua implica un riesgo microbiológico en las poblaciones humanas (WHO, 2017).

La turbidez en el Lago de Chapala es uno de los parámetros de interés científico, Limón-Macías & Lind (1990) señalan un importante incremento de la turbidez asociada al incremento de sólidos disueltos y la resuspensión de sedimento inorgánico que se generó como efecto de la reducción del volumen de agua que entraba al lago y al incremento de la evapotranspiración que comenzó durante la década de los años 80's, esto condujo a la alteración de la dinámica y procesos ecológicos dentro del lago. Debido a que la turbidez causada por material inorgánico es un factor determinante en atenuación de la luz natural que pasa a través de la columna de agua, se ha demostrado que es un factor que regula la producción primaria del lago y la síntesis de nutrientes provenientes de actividades antropogénicas (Davalos *et al.*, 1989; Lind *et al.*, 1992; Lind *et al.*, 1997). Otro factor que induce la turbidez es el crecimiento de poblaciones de algas y su actividad fotosintética, la cual también se ha medido a través de clorofila-a (Chl-a) en el lago, el crecimiento atípico de estos microorganismo eventualmente conducen a la eutrofización de cuerpos de agua (Chapman, 1996). Históricamente, la Chl-a en el Lago de Chapala ha presentado eventos con altas concentraciones de Chl-a, los cuales han llegado hasta los 171 mg m<sup>-3</sup> entre 1974 y 1998 (Rodríguez-Padilla, 2000), o



hasta 218.4 mg m<sup>-3</sup> según los registros de la CONAGUA para el periodo 2012-2018. A partir del recuento de registros individuales de este parámetro de calidad del agua, se sabe que solo un 10% de los registros excede los 30 mg m<sup>-3</sup>, límite por encima del cual las mediciones de Chl-a se presentan de forma atípica. No obstante la ocurrencia de eventos atípicos o extraordinarios, las concentraciones de Chl-a se mantienen bajas (4.5 y 12.1 mg m<sup>-3</sup>) (Lind *et al.*, 1992; Rodríguez-Padilla, 2000; Schalles, 2006; Membrillo-Abad *et al.*, 2016).

Cerca del 60% del agua de Chapala abastece a la población del Área Metropolitana de Guadalajara, su uso demanda un adecuado nivel de calidad para el consumo humano. El análisis estadístico de la información de COANGUA para el periodo 2000-2018 (Tabla 1) muestra que los valores medios de turbidez en el Lago de Chapala normalmente están muy por encima de las cantidades recomendadas por la normatividad mexicana en materia de calidad del agua para consumo humano (NOM-127-SSA1-2021), por lo tanto, la turbidez es una de las propiedades a monitorear en el lago.

**Tabla 1.** Estadística descriptiva de parámetros de la calidad del agua en el Lago de Chapala, información agrupada por sitio para el periodo 2000-2018

Parámetro	No. de Registros	Rango	Mínimo	Máximo	Promedio	Mediana	Desv. Std.	Coef. de variación	Error Std.
OD	35	20.520	65.400	85.920	78.583	78.840	5.2	6.6%	0.9
CF	10	1422.000	88.000	1510.000	739.800	775.000	574.7	77.7%	181.8
pH	35	0.807	8.243	9.050	8.566	8.468	0.2	2.9%	0.0
DBO5	35	5.253	2.754	8.008	4.288	4.052	1.2	27.5%	0.2
DT	35	2.565	-2.715	-0.150	-1.475	-1.437	0.7	-44.8%	0.1
P	35	0.253	0.503	0.757	0.596	0.571	0.1	12.1%	0.0
N	35	1.075	0.032	1.107	0.311	0.246	0.3	83.1%	0.0
T	35	72.592	21.308	93.899	35.127	26.496	19.3	54.9%	3.3
ST	22	163.363	569.857	733.220	600.713	596.220	33.1	5.5%	7.1

Oxígeno Disuelto, OD (% de saturación); Coliformes fecales, CF (UFC/100 ml); pH; Demanda Bioquímica de Oxígeno, DBO5 (mg l<sup>-1</sup>); Diferencia de temperatura entre el agua y ambiente, DT (° C); Fosfatos, P (mg l<sup>-1</sup>); Nitratos, N (mg l<sup>-1</sup>); Turbidez (UNT); Sólidos Totales, ST (mg l<sup>-1</sup>).

La recurrente medición de turbidez es un criterio de decisión para realizar mediciones sistemáticas de otros parámetros potencialmente contaminantes en cuerpos de agua donde previamente no se han detectado cambios significativos en la calidad del agua o en donde no se cuenta con un programa de monitoreo formal. En este sentido, la percepción remota como una herramienta de análisis espacial ofrece la oportunidad de evaluar propiedades de calidad del agua como la turbidez, basada en observaciones previas para la calibración de modelos de predicción. La información que se obtiene de plataformas satelitales es un recurso fundamental para el desarrollo de estos modelos y consecuentemente para entender los cambios espaciales

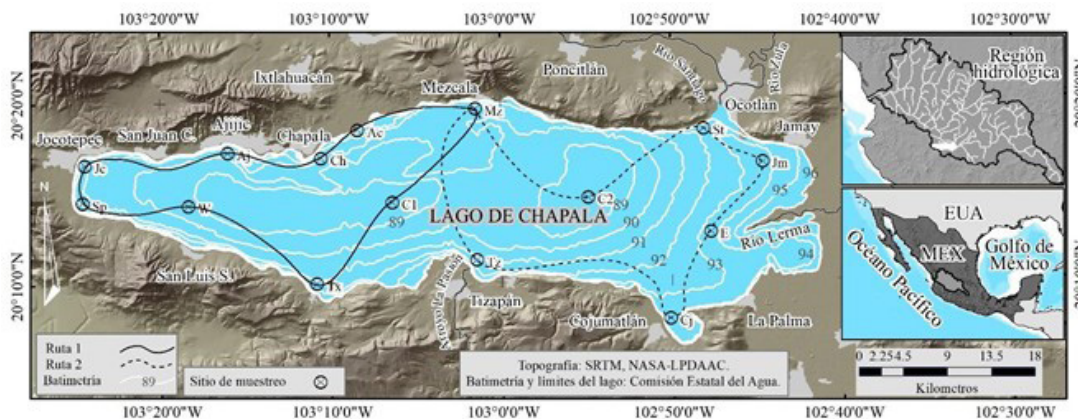


y temporales de esas propiedades, así como sus efectos en el mediano plazo. Este tipo de enfoque y sus subproductos tecnológicos, permiten comprender con mayor certeza la dinámica de los ecosistemas, la interacción endógena de sus componentes y los efectos de los factores exógenos. Este trabajo tiene como objetivo evaluar la turbidez del agua causada por las altas concentraciones de material en suspensión. Las imágenes satelitales de la plataforma Landsat, junto con el desarrollo de un modelo empírico, fueron utilizadas para conocer el comportamiento espacial de la turbidez al interior del Lago de Chapala.

### Área de estudio

El Lago de Chapala es el más grande de México, tiene una superficie de  $\sim 1100 \text{ km}^2$ , una longitud de 75 km y ancho medio de 5.5 km (Figura 1). Tienen una capacidad máxima de  $\sim 7900 \text{ Mm}^3$  en su cota de máxima altura (1,523.8 msnm) y una profundidad media de 4.5 y 8 m en su parte más profunda (Limón-Macías & Lind, 1990; Lind *et al.*, 1992).

El río Lerma y el arroyo La Pasión representan la principal fuente de sedimentos predominantemente inorgánicos y de la turbidez del Lago de Chapala (Lind *et al.*, 1992; de Anda *et al.*, 2004). El río Lerma forma parte de uno de los principales sistemas de cuencas del país, cuenta con una superficie de  $47\,116 \text{ km}^2$  y un escurrimiento superficial medio anual de  $4742 \text{ Hm}^3$  (CONAGUA, 2016). El río Lerma transporta una gran cantidad de sólidos generados por procesos erosivos, provocados principalmente por un mal manejo del recurso suelo (Aparicio, 2001; de León-Mojarro, 2001). El río también transporta contaminantes desde los pueblos aguas arriba hacia el lago debido a las actividades agrícolas, ganaderas e industriales; muchos de estos efluentes no son tratados y constituyen una amenaza potencial para el ecosistema del lago y aguas abajo (Hansen & Afferden, 2001; Jay & Ford, 2001).



**Figura 1.** Mapa del Lago de Chapala. Abreviaciones: Shuttle Radar Topography Mission (SRTM); National Aeronautics and Space Administration (NASA); y The Land Processes Distributed Active Archive Center (LPDAAC)





## Materiales y métodos

Hay una gran variedad de modelos de predicción basados en la percepción remota que están enfocados a medir y evaluar diferentes elementos que conforman a los ecosistemas acuáticos (Matthews, 2011), y el desarrollo de modelos empíricos representa una forma rápida y práctica para evaluar las condiciones de calidad del agua respecto a uno o varios elementos que afectan el equilibrio de estos ecosistemas. Estos modelos se construyen considerando la alta capacidad del agua por absorber la luz natural y las propiedades ópticas de reflexión de algunos componentes disueltos en el agua o en suspensión. La imagen satelital representa una fuente de datos básica para evaluar instantáneamente la calidad de agua de cuerpos de agua de gran extensión. Estos datos derivan de sistemas sensores calibrados para detectar la energía reflejada en las diferentes regiones del espectro electromagnético (Visible, VIS; Infrarrojo cercano, IRC; Infrarrojo de onda corta, IRS), y el análisis por separado o complementario de estos datos es lo que permite tener una buena aproximación sobre la detección de los componentes del agua y su comportamiento dentro del propio cuerpo de agua.

### Información de campo

El desarrollo de modelos empíricos requiere datos de campo y mediciones sincronizadas con la hora de paso del satélite. En este sentido, dos campañas de muestreo se llevaron a cabo para obtener parámetros de calidad del agua en 15 sitios del Lago de Chapala (Tabla 2). Dos brigadas cubrieron simultáneamente dos rutas para medir las propiedades del agua, especialmente la información sobre sólidos suspendidos totales (SST) y turbidez fue analizada para el caso de este estudio (Figura 1). El primer muestreo se realizó durante la temporada de lluvias de 2016 (6 de septiembre), el segundo se llevó a cabo durante la temporada de estiaje cálida del siguiente año (24 de abril de 2017). Estos levantamientos tuvieron una duración aproximada de 5 y 7 h respectivamente, periodo dentro del cual normalmente pasa el satélite sobre el área de estudio, esto es aproximadamente a las 11:18 a. m. hora local.

Todas las muestras se tomaron a 1 m de profundidad a partir de la superficie de la columna de agua. Las muestras de agua se almacenaron en botellas ámbar de 1 litro previamente acondicionadas en laboratorio. Las muestras se aislaron a una temperatura  $<4$  °C para preservar sin cambios significativos las propiedades del agua. Las muestras se midieron por triplicado y se tomó el valor medio de cada parámetro en todos los sitios. Los TSS se determinaron en laboratorio de acuerdo al método estandarizado para el análisis del agua descrito en la sección 2540-D de la APHA (APHA, 2005). La turbidez se determinó in situ en términos de Unidades Nefelo-



métricas de Turbidez (UNTs); esto mediante un turbidímetro (Hach 2100AN-SI) que mide la dispersión de la luz en el intervalo de  $860\pm 10$  nm bajo los estándares la norma ISO 7027-1: 2016.

**Tabla 2.** Mediciones de turbidez y Sólidos suspendidos totales (TSS) en el Lago de Chapala

Sitio	Localidad	Abreviación	Septiembre 6, 2016 (Temporada húmeda, lluvias)			Abril 24, 2017 (Temporada seca cálida)		
			Hora local	Turbidez (UNT)	SST (mg l <sup>-1</sup> )	Hora local	Turbidez (UNT)	SST (mg l <sup>-1</sup> )
0	Acueducto	Ac	12:13:42 p.m.	36.6	168	11:24:00 a.m.	21.9	171
3	Chapala	Ch	12:24:20 p.m.	31.2	170	11:50:00 a.m.	25.3	178
4	Ajjic	Aj	12:44:35 p.m.	29.4	168	12:29:39 p.m.	28.8	202
5	Jocotepec	Jc	01:27:19 p.m.	28.0	175	13:24:09 p.m.	32.2	216
6	San pedro	Sp	01:51:35 p.m.	28.8	175	01:31:19 p.m.	28.1	184
7	LCH W	W	02:27:58 p.m.	22.4	169	02:07:17 p.m.	23.8	211
8	Tuxcueca	Tx	03:09:59 p.m.	19.9	157	02:46:43 p.m.	27.9	186
16	LCH C1	C1	03:45:48 p.m.	26.1	135	03:31:01 p.m.	22.6	222
9	Tizapán	Tz	03:25:38 p.m.	32.9	308	05:10:08 p.m.	29.0	248
10	Cojumatlán	Cj	02:33:11 p.m.	33.4	175	03:30:38 p.m.	48.3	248
11	LCH C2	C2	11:34:33 a.m.	33.6	303	12:13:58 p.m.	24.7	218
13	LCH E	E	01:29:45 p.m.	163.0	342	02:38:33 p.m.	77.3	306
14	Jamay	Jm	12:51:42 p.m.	65.9	232	01:51:13 p.m.	94.1	237
15	Mezcala	Mz	10:50:09 a.m.	30.7	214	06:01:01 p.m.	18.9	251
17	Santiago	St	12:12:11 p.m.	43.1	262	12:59:26 p.m.	45.5	251

Sitios localizados en el lado este (sombreados). Abreviaciones: Unidades Nefelométricas de Turbidez (UNT); Sólidos Suspendidos Total (SST); Lago de Chapala (LCH); Lado Oeste (W); Centro (C); Lado Este (E).

Los datos de turbidez y SST de las dos campañas se analizaron en conjunto para determinar el tipo de distribución estadística de cada parámetro. El comportamiento estadístico no normal de estos datos condujo a la implementación de la prueba U de Mann-Whitney para comparar conjuntos de datos entre temporadas, estaciones y zonas del lago. Mientras que la prueba r de Spearman permitió determinar el grado de asociación entre estas variables. Todas las pruebas estadísticas se realizaron con una significancia de  $p < 0.05$ .

### Imagen satelital

Varias imágenes Landsat-8 con resolución espacial de  $30 \text{ m}^2$  se buscaron para cada fecha de muestreo; dos de estas se emplearon para construir los modelos para cada una de las temporadas analizadas, las otras fueron utilizadas para evaluar los modelos generados previamente (Tabla 3). Una imagen tuvo coincidencia temporal para analizar la turbidez medida el 6 de septiembre 2016) (LC08-L1TP-029046-20160906-



01-T1-SR), la segunda imagen presenta un desfase temporal de 6 días previos al muestreo realizado el 24 de abril de 2017 ([www.earthexplorer.usgs.gov](http://www.earthexplorer.usgs.gov)). Estas corresponden a los productos de la Colección 1, Nivel 2 que contienen información de radiancia a nivel de superficie generada por el Código de Reflectancia Superficial Landsat (LaSRC, por sus siglas en inglés) (USGS, 2019). Estos productos derivan de la corrección de un conjunto de efectos ópticos relacionados con propiedades de la atmósfera, la topografía y las relaciones geométricas entre el Sol, la superficie de la Tierra y el ángulo de observación del sensor (Vermote *et al.*, 2016), lo cual permite contar con productos de mejor calidad incrementando la coherencia y la comparabilidad multi-temporal entre las imágenes (USGS, 2015). Además, este satélite presenta mejoras respecto a su resolución espectral que favorecen el estudio de la turbidez en aguas continentales. Particularmente la reducción del ancho de banda en el IRC, el cual pasó de 772-898 nm en las imágenes de los anteriores sistemas sensores de Landsat (TM5 y ETM+7) a 851-879 nm en Landsat 8 (USGS, 2019). Este cambio implica grandes ventajas en la teledetección de turbidez debido que se ajusta al rango de la medición estándar de la norma ISO 7027-1: 2016.

**Tabla 3.** Lista de imágenes empleadas para el análisis de la turbidez

<b>Imagen Landsat-8</b>	<b>Fecha de la imagen</b>	<b>Fecha del levantamiento</b>
LC08-029046-20160906-01T1*	septiembre 6, 2016	septiembre 6, 2016
LC08-029046-20170418-01T1*	abril 18, 2017	abril 24, 2017
LC08-029046-20170504-01T1	mayo 4, 2017	
LC08-029046-20170909-01T1	septiembre 9, 2017	

\*Imágenes empleadas para la calibración de los modelos empíricos de predicción. Las otras imágenes se emplearon para la evaluar la capacidad de predicción de los modelos empíricos.

La información de radiancia superficial codificada en números digitales (formato comprimido de la radiancia) correspondiente a estas imágenes fue calibrada conforme a la metodología expuesta en la guía de usuario de este producto (USGS, 2019) para conocer la parte proporcional de la energía que refleja (Reflectancia) la superficie del agua en el Lago de Chapala. Posteriormente, un cociente de bandas convencional tal como la relación del espectros infrarrojo de onda corta (IRS) sobre la fracción azul del visible (IRS-2/Azul) se utilizó para aislar la respuesta espectral del agua y suprimir superficies diferentes al agua. El resultado de este cociente indica que cualquier valor menor que la unidad se clasifica como superficie cubierta por agua, esta relación se explica por la alta absorbancia del agua en el IRS-2 que contrasta con la alta reflectancia que ocurre en el espectro visible, un comportamiento espectral propio del agua.

Adicionalmente, hay que tomar en cuenta que los cuerpos de agua superficiales presentan aspectos particulares que complican su análisis. El efecto de destello





solar (Glint) es uno de los efectos más importantes a considerar como parte de la reflexión especular proveniente de la parte superior de la interfaz aire-agua, la cual llega al detector satelital afectando principalmente la respuesta del espectro visible (Kay *et al.*, 2009). Este efecto es considerado como uno de los mayores factores que afectan la calidad y precisión de la respuesta óptica del agua después de la interferencia atmosférica. Un método estadístico propuesto por Lyzenga *et al.* (2006) se implementó para reducir la interferencia por destello que se manifiesta con mayor intensidad en la región del VIS. Este método se basa en la respuesta del IRC asumiendo que el agua tiene una alta capacidad de absorción de energía en esta región, lo que produce una insignificante dispersión de luz que proviene de diferentes niveles de la columna de agua o la señal del fondo. No obstante las ventajas descritas del IRC, estudios recientes demuestran que la respuesta de la radiancia de la región del IRS-2 ofrece mejores resultados que el IRC (Wang & Shi, 2007; Shi & Wang, 2009; Lobo *et al.*, 2015), por lo tanto, esta banda fue implementada para llevar a cabo la corrección por destello solar en el espectro visible y también para mejorar la respuesta espectral del IRC.

### **Modelo Empírico**

Los modelos empíricos para la estimación de la turbidez están basados en el análisis de correlación entre la turbidez y la reflectancia. Las coordenadas de los 15 sitios de medición de la turbidez se utilizaron para obtener el dato de reflectancia de las imágenes, con esta información se calibró el modelo de predicción. La turbidez de campo se empleó como la variable independiente para la calibración del modelo, mientras que la reflectancia fue definida como la variable dependiente. Una función polinomial de segundo grado se obtuvo para la temporada de lluvias de 2016 y otra para la temporada de estiaje-seco de 2017. La turbidez estimada a partir de los datos satelitales se obtuvo mediante la expresión de la ecuación cuadrática donde se resuelven los valores de la variable independiente con base al coeficiente cuadrático, el coeficiente lineal y el termino independiente de cada función polinomial.

El nivel de predicción de los modelos empíricos se estimó a partir de una correlación lineal simple entre la turbidez medida y estimada para las dos imágenes que permitieron la calibración del modelo. Estos modelos también se pusieron a prueba sobre otras imágenes adquiridas en fechas cercanas a las imágenes que se emplearon para la calibración de cada modelo (Tabla 3). Las mediciones de turbidez de este estudio, así como aquellas que realizó el sistema de monitoreo de la Comisión Nacional del Agua en 34 sitios dentro del lago se tomaron en cuenta para evaluar el nivel de certidumbre de la respuesta de cada modelo de predicción. Tanto



el valor de turbidez medido en campo como el estimado a partir de los modelos se empelaron para calcular el error absoluto medio (EAM), el error típico (Et) y el error cuadrático medio (ECM) de cada imagen analizada.

## Análisis de resultados y discusión

### Relaciones entre Sólidos Suspendidos y Turbidez

A partir de la información global de las dos temporadas, se observó que la turbidez varía en un rango de 18.9 a 163.0 UNT (Tabla 2), estas mediciones fueron consistentes con los valores de estudios previos (Lind *et al.*, 1997; Otto *et al.*, 2020). El análisis de varianza (ANOVA) basado en las medianas de turbidez indica que no existen diferencias estadísticas entre temporadas ( $p = 0.290$ ); sin embargo, la turbidez su presentó diferencias según la localización dentro del lago ( $p < 0,001$ ), las cuales fueron evidentes durante la temporada de lluvias ( $p < 0,007$ ) (Tabla 4). Por otro lado, los SST observados en ambas temporadas oscilan entre 135 y 342 mg l-1 (Tabla 2), concentraciones semejantes a las reportadas 8 y 20 años atrás (de Anda *et al.*, 2004; Torres-Vera, 2023). Los SST siguen un patrón semejante al de la turbidez, sus concentraciones estadísticamente son similares y sin diferencias significativas ( $p = 0.130$ ). Espacialmente los SST son más altos en el sector este del lago, esto es independientemente de la temporada del año ( $p = 0.000$ ) (Tabla 4).

**Tabla 4.** Diferencias estacionales y espaciales de la turbidez y los sólidos suspendidos totales (SST)

Temporada/Sector del lago	Turbidez NTU	SST (mg l <sup>-1</sup> )
Lluvias (LL)	41.7±34.0	210.3±62.1
Estiaje cálido (EC)	36.6±21.0	222.0±34.8
Oeste-LL	28.0±05.1	168.9±05.9
Este-LL	53.6±42.9	246.5±66.2
Oeste-EC	26.9±03.2	192.7±16.1
Este-EC	45.1±25.1	247.7±25.1

Ver la Tabla 2 para identificar los sitios ubicados en los dos sectores del Lago de Chapala.

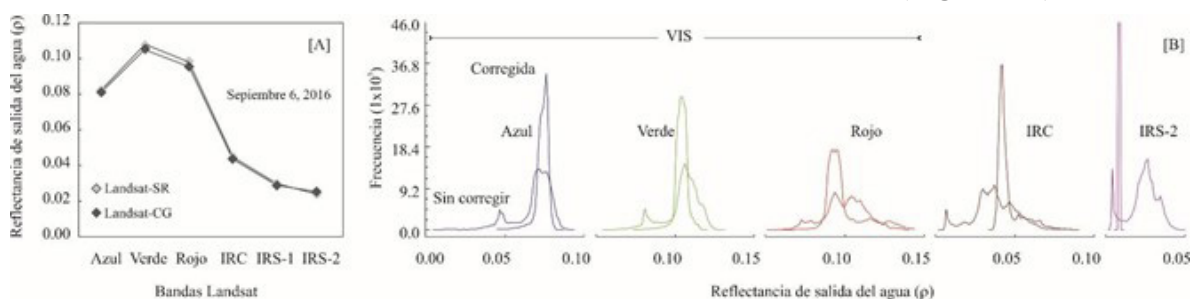
Las similitudes entre la variación de la turbidez y los SST entre estaciones o áreas del lago fueron evaluadas y corroboradas a partir del nivel de asociación determinado por la prueba  $r$  de Spearman ( $r = 0.51$ ,  $p < 0.05$ ). Estos resultados indican que existe una importante relación entre las concentraciones de los SST y turbidez que nos permitió confirmar la relación entre ambas, siendo esta última una respuesta directa de las concentraciones de SST vertidos al lago.

Los SST corresponden a una mezcla de compuestos que tienen origen distinto; en términos generales, estos se clasifican según composición en orgánicos e inorgá-

nicos. En este sentido, la teledetección permite identificar estas diferencias debido a que la composición de estos constituyentes puede discriminarse con cierta facilidad a partir de la firma espectral de cada subconjunto. Los SST de origen orgánico tienden a expresarse en la región del espectro VIS, mientras que la fracción inorgánica se caracteriza con mayor facilidad en la región del IRC. Tomando en cuenta estas propiedades, la estimación de la turbidez estuvo basada en el análisis de esta última región del espectro.

## Mejoras espectrales

La corrección de la imagen por efecto de destello solar basada en la banda IRS-2 introdujo mejoras sobre la respuesta espectral de IRC y el visible (VIS), debido a que naturalmente presenta un coeficiente de absorción más alto en la región del IRS-2 (2110-2290 nm). En términos generales la corrección disminuyó el brillo de la imagen que produce la superficie de agua, lo cual se manifestó en un ajuste medio del  $\sim 3\%$  en los valores de las medianas de reflectancia (1.2 a 4.2%) (Figura 2a). La implementación de la metodología propuesta por Lyzenga *et al.* (2006) produjo una redistribución de los histogramas, ajustando la disposición de una frecuencia multimodal de la reflectancia a una distribución cuasi normal (Figura 2b).

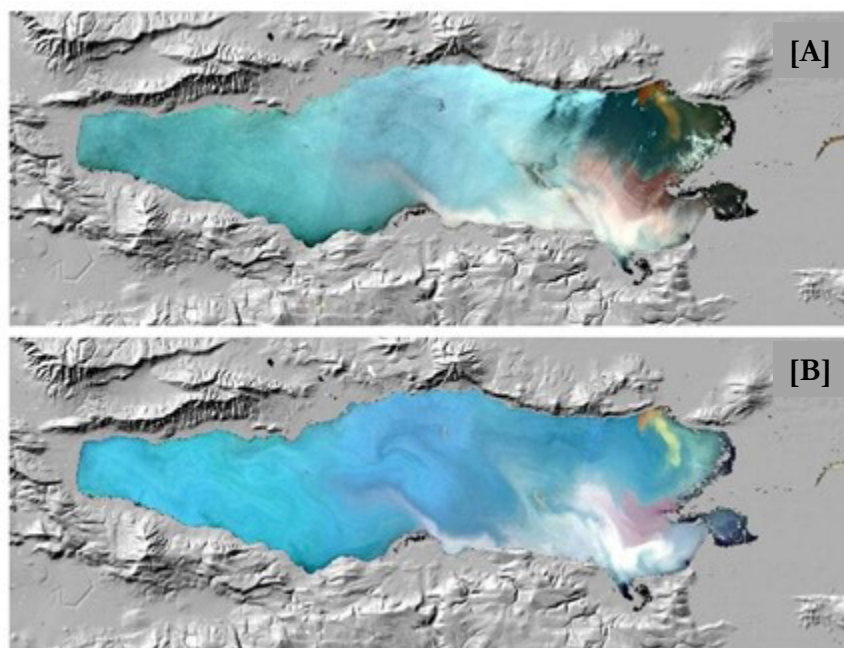


**Figura 2.** Ajuste del histograma de reflectancia superficial (SR) a partir de efecto de la corrección por efecto de destello solar (CG) del Lago de Chapala. A) Histograma generalizado con los valores de las medianas de reflectancia por banda. B) Histogramas individuales por banda antes y después de la corrección por destello solar. Abreviaciones: Región del espectro visible, VIS; Infrarrojo cercano, IRC; Infrarrojo de onda corta, IRS

Esta sustracción del 1.2 al 4.2% del ruido en la reflectancia por efecto de destello aporta directamente a la reducción de la incertidumbre asociada a la calibración del modelo empírico de predicción, y particularmente la respuesta del IRC es la región donde el porcentaje de ajuste con relación al rango de magnitudes del propio IRC es uno de los mayores (3.1%). Por otra parte, el ajuste de los histogramas de cada banda en el espectro visible (Rojo, Verde, Azul: RGB) contribuyó a mejoras visuales que permitieron atenuar ese efecto de destello que se observa previo a su corrección (Figura 3a). La corrección resalta patrones lineales de flujos del agua, así como lo que aparece como plumas de sedimentos provenientes tanto de los principales



tributarios del lago (Lerma y La Pasión) así como la desembocadura del lago (río Santiago) (Figura 3b).



**Figura 3.** Comparación de la respuesta espectral del Lago de Chapala, composición de bandas en color real (Red-Green-Blue colors, RGB:321). A) Datos de reflectancia superficial generados por el LaSRC. B) Datos de la de reflectancia superficial corregidos por efecto de destello solar (Glint)

### Modelo de predicción de la turbidez

Los modelos empíricos de predicción se calibraron con base en las muestras de turbidez de los 15 sitios en campo (Tabla 1) y la respuesta espectral del IRC corregida por efecto de destello para cada temporada del año analizada: lluvias (imagen del 6 de septiembre de 2016) y cálida seca (imagen del 18 de abril de 2017). El análisis de correlación asociado a las funciones polinomiales desarrolladas para el modelo de cada temporada muestra que la reflectancia del IRC explica más del 70% de la variabilidad de la turbidez medida en campo (Figura 4).

Tomando en consideración este grado de correlación, los coeficientes cuadráticos, lineales y los términos independientes de cada función se sustituyeron en la expresión polinomial de segundo grado para resolver los valores desconocidos de la variable dependiente, es decir, el valor estimado de turbidez; las ecuaciones 1 y 2 representan los modelos empíricos de predicción de la turbidez para temporada de primavera y para la transición verano-otoño, respectivamente.

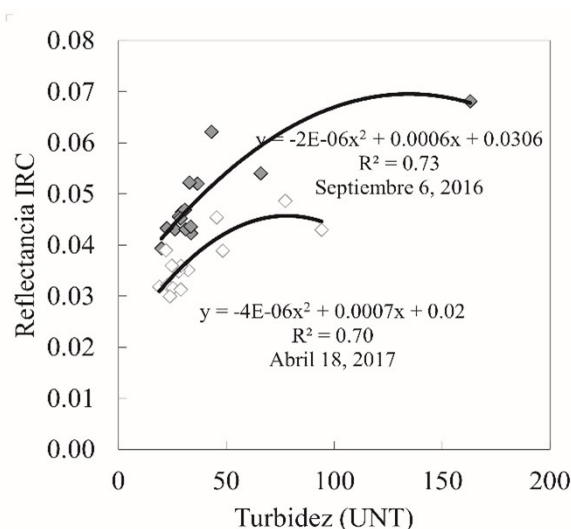


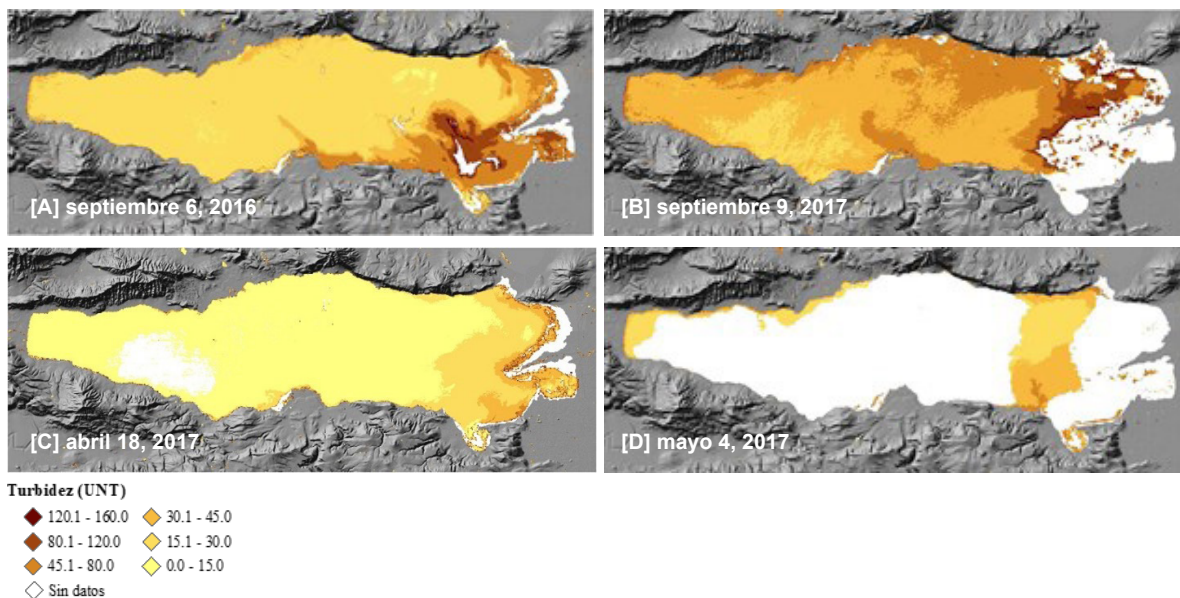
Figura 4. Construcción de los modelos empíricos para la predicción de la turbidez mediante funciones polinomiales de regresión basados en turbidez de campo y la reflectancia obtenida de imágenes Landsat.

$$Turbidez_{primavera} = \frac{-(0.0007) + \sqrt{0.0007^2 - 4(-0.000004)(\rho_{IRC} - 0.02)}}{2(-0.000004)} \quad (Ec. 1)$$

$$Turbidez_{verano-otoño} = \frac{-(0.0006) + \sqrt{0.0006^2 - 4(-0.000002)(\rho_{IRC} - 0.0306)}}{2(-0.000002)} \quad (Ec. 2)$$

Estas ecuaciones se implementaron en las operaciones de análisis espacial para estimar la turbidez en continuo a través de la respuesta espectral del IRC (860±10 nm) correspondiente a las imágenes empleadas para la calibración de los modelos y las imágenes que se usaron para la validación (Tabla 3). La turbidez media para el verano-otoño se estimó entre 31 y 46 UNT con valores máximos de hasta 150 UNT. La turbidez media para la temporada de primavera osciló alrededor de 12 y 32 UNT con valores máximos de entre 87 y 150 UNT (Figura 5). El sector oriental y las orillas del lago fueron las zonas donde los modelos determinaron la mayor turbidez. Estas proyecciones espaciales coinciden con la distribución horizontal de los valores medios y máximos de la turbidez estimada a través de los análisis geoestadísticos basado en mediciones de la CONAGUA (Otto *et al.*, 2020), donde se demuestra que en estas áreas normalmente se presentan valores de turbidez media y máxima superiores a las 35 y 79 UNT, respectivamente.





**Figura 5.** Estimación de la turbidez en el Lago de Chapala a partir de imagen satelital y los dos modelos empíricos. Turbidez estimada mediante el modelo de verano-otoño (A y B), y el modelo de primavera (C y D).

## Validación de la respuesta de salida

La evaluación de los modelos de predicción se llevó a cabo considerando la mediciones de campo de este estudio, así como la información de los 34 sitios de monitoreo dentro del Lago de Chapala que administra la CONAGUA. En cuanto a la información de reflectancia, el área efectiva de análisis de dos imágenes se empleó para esta evaluación, una tomada el 4 de mayo de 2017 y otra el 9 de septiembre de 2017. El área efectiva de las imágenes corresponde a la superficie dispuesta para su análisis, excluyendo aquella que no estuvo expuesta a los detectores satelitales debido a la cobertura nubosa, la sombra de nubes o partes del lago donde la calidad de la imagen (pixel) está comprometida por la alta densidad de aerosoles. Bajo estos criterios se encontró que el área dispuesta para el análisis permitió la comparación de reflectancia con 4 sitios de este estudio y 7 sitios de la CONAGUA para evaluar el nivel de predicción del modelo en primavera, mientras que el modelo de predicción de verano-otoño se pudo evaluar en 31 sitios de la CONAGUA. La evaluación de la respuesta de salida de cada modelo fue evaluada a partir de una correlación lineal entre la turbidez medida y la estimada, tanto para la turbidez estimada a partir de las imágenes empleadas para la calibración, así como la estimada a partir de las imágenes empleadas para la validación de los modelos (Tabla 5).

**Tabla 5.** Lista de imágenes empleadas para el análisis de la turbidez

Fecha de la Imagen	Fecha del levantamiento	Núm. de muestras (n)	Temporada	R2	p-value	EAM	Et	ECM
Calibración del modelo (Función polinomial)								
Sep 6, 2016	Sep 6, 2016	15 sitios*	Verano-Otoño	0.73	0.0004	0.003	0.004	53.754
Abril 18, 2017	Abril 24, 2017	15 sitios*	Primavera	0.70	0.0007	0.002	0.003	42.143
Evaluación de la predicción de los modelos (regresión simple)								
Sep 6, 2016	Sep 6, 2016	15 sitios*	Verano-Otoño	0.71	0.0001	6.914	11.106	21.607
Abril 18, 2017	Abril 24, 2017	15 sitios*	Primavera	0.61	0.0006	6.294	8.981	15.062
Mayo 4, 2017	Abril 24, 2017	4 sitios*	Primavera	0.97	0.0129	1.065	1.693	36.978
Mayo 4, 2017	Prom. Primavera†	7 sitios**	Primavera	0.75	0.0124	3.053	4.305	2.828
Mayo 4, 2017	Mayo 2-7, 2017	7 sitios**	Primavera	0.84	0.0036	2.422	3.402	6.442
Sep 9, 2017	Prom. Agosto-Sep†	31 sitios**	Verano-Otoño	0.47	0.0001	9.258	11.915	30.272
Sep 9, 2017	Agosto 28/Sep 6	31 sitios**	Verano-Otoño	0.48	0.0001	8.966	11.809	34.298

Error absoluto medio (EAM); Error típico (Et); Error cuadrático medio (ECM). Todos expresados en términos de Unidades Nefelométricas de turbidez (UNT). †Las fechas de levantamiento donde se manifiestan promedios, las estimaciones corresponden a los valores medios estimados en el periodo 2000-2018. \*Información de turbidez tomada de este trabajo. \*\*Información tomada del sistema de monitoreo de la CONAGUA.

En el caso del análisis sobre las imágenes para la calibración, la información de ambas variables registrada en los 15 sitios se utilizó para realizar esta evaluación. Los resultados indican que el modelo para la temporada verano-otoño presentó una correlación moderada a fuerte ( $R=0.84$ ) a través del cual se encontró que el modelo explica el 71.1% de la variabilidad medida en campo en los 15 sitios. El Et de este modelo se estimó en 11.1 UNT y un ECM de 21.6 UNT. Mientras que el modelo para la temporada de primavera presentó una correlación moderada ( $R=0.78$ ) que explica el 61.1% de la variabilidad medida en los 15 sitios de muestreo de este estudio; Et de este modelo se estimó en 9.0 UNT y un ECM de 15.1 UNT.

La evaluación del modelo de predicción para la primavera sobre una imagen (4 de mayo de 2017) cercana a la fecha de calibración muestra que la turbidez estimada presenta niveles de correlación lineal moderada a fuerte ( $R = 0.86$  a  $0.98$ ) con valores de Et que oscilan entre 1.7 y 4.3 UNT y valores de ECM entre 2.8 y 36.9 UNT (Tabla 5). Estos explican el 97.4% de la variabilidad de la turbidez medida en 4 de los 15 sitios de este estudio, el 84.1% de la variabilidad medida en 7 sitios de la CONAGUA, así como un 74.5% de la variabilidad de la turbidez media observada en la temporada de primavera durante el periodo 2000-2018 en esos mismos 7 sitios. El modelo de predicción para el verano-otoño se evaluó a partir de una imagen correspondiente a dicha temporada, pero del año posterior a la calibración del modelo (9 de septiembre de 2017). La turbidez estimada presenta niveles de correlación lineal débil a moderada ( $R = 0.68$  a  $0.69$ ) y valores de Et (11.8 y 11.9 UNT) y ECM (30.2 y 34.3 UNT) mayores a los estimados en la mayoría de los casos para la temporada primavera. Estos datos muestran que el modelo de predicción



para esta temporada explica el 47.5% de la variabilidad de la turbidez medida entre el 28 de agosto y el 6 de septiembre de 2017 en 31 sitios de la CONAGUA, así como el 46.6% de la variabilidad de la turbidez media medida en los meses de agosto y septiembre durante el periodo 2000-2018 en los mismos sitios de la CONAGUA.

Las estimaciones de estos modelos son aceptables si consideramos que se construyeron con una cantidad muy pequeña de datos en comparación con la gran dimensión e hidrodinámica del propio cuerpo de agua. Encontramos que estos modelos explican con una buena aproximación, la variabilidad de nuestras mediciones de turbidez o las mediciones realizadas por la CONAGUA, tanto para mediciones de campo con desfases temporales respecto a la fecha de toma de la imagen en el orden de horas (quasi-sincrónicas) (este estudio: septiembre 6, 2016), días (este estudio: abril 24, 2017), o semanas (CONAGUA: mayo 2 al 7, 2017); y correspondientes a mediciones medias estimadas por estación o meses de referencias (CONAGUA: promedios para el periodo 2000-2018) (Tabla 5).

## Implicaciones

Los modelos empíricos dependen de mediciones simultáneas o cuasi-síncronas con retardos temporales mínimos respecto a la hora de paso del satélite. En este estudio las diferencias temporales entre el muestreo y el paso del satélite fueron de hasta 4 h en la temporada verano-otoño. Un desfase temporal de varios días podría ser manejable en el desarrollo de un modelo si la dinámica del cuerpo de agua así lo permite (un medio de baja energía) y si se cuenta con una gran cantidad de datos respecto a su frecuencia temporal y espacial (Arias-Rodriguez *et al.*, 2021). Varios estudios sugieren y resuelven esta relación temporal (Harrington *et al.*, 1992; Vincent *et al.*, 2004; Kallio *et al.*, 2008); mientras que otros admiten diferencias de  $\pm 1$  día (Kloiber *et al.*, 2002; Hicks *et al.*, 2013; Barrett & Frazier, 2016). Cuando estas condiciones no se cumplen, los retrasos temporales producen discrepancias que reducen la certidumbre del modelo respecto a la aproximación espacial (Otto *et al.*, 2020), tal como en el caso del modelo de primavera. El Lago de Chapala se caracteriza por ser un cuerpo de agua con una fuerte dinámica de corrientes internas e intenso oleaje que favorece la mezcla vertical y horizontal de los componentes del agua; en donde las corrientes alcanzan velocidades medias entre 2 y 30 cm s<sup>-1</sup> provocadas por vientos de 5 a 8 m s<sup>-1</sup> capaces de desplazar masas de agua por varias decenas de metros o incluso más de 1 km por hora (Filonov & Tereshchenko, 1999; Filonov, 2002; Ávalos-Cueva *et al.*, 2016).

La hidrodinámica del lago implica un fuerte componente de aleatoriedad espacial asociada con los retrasos temporales entre el paso del satélite y las mediciones in situ,



lo que consecuentemente afecta la certidumbre de modelos empíricos, induciendo grandes desviaciones que reducen su capacidad de predicción. En nuestro caso la evaluación de la predicción de los modelos y su validación mediante la correlación directa con información de mediciones históricas representa una forma de atenuar la incertidumbre asociada al efecto de aleatoriedad que implica la hidrodinámica del lago. Eventualmente, la ausencia de información cuasi-sincrónica en algún sitio o fecha determinada podría ser cubierta mediante la información histórica que indica la condición normal de turbidez, esto mediante los valores individuales de alguna fecha en particular o bien empleando los valores medios agrupados por periodos mensuales, estacionales o interanuales. En este sentido, los datos históricos se emplearon para validar la respuesta de los modelos, el análisis de correlación indica que la respuesta del modelo para la temporada de primavera presentó una correlación fuerte a muy fuerte respecto a la turbidez media estacional o interanual, cuyos coeficientes de correlación son semejantes al coeficiente de correlación del modelo respecto a las mediciones cuasi-sincrónicas de fechas cercanas a la toma de la imagen. En el caso del modelo de verano-otoño, la correlación fue débil a moderada (Tabla 6).

**Tabla 6.** Comparación del coeficiente de correlación entre la turbidez estimada mediante precepción remota e imagen satelital y mediciones de campo

Turbidez estimada	Turbidez medida en campo			
	Mediciones cuasi-sincrónicas	Media mensual	Media estacional	Media interanual 2000-2018
Primavera (Ec. 1)	0.917	0.207	0.861	0.875
Verano-otoño (Ec. 2)	0.689	0.683	0.660	0.632

En cuanto al gradiente horizontal, nuestros resultados indican que la turbidez es estable y con poca variación en los sectores centro y oeste del lago, esto cambia en dirección al sector oriental, donde la turbidez incrementa sustancialmente, este gradiente es consistente con lo que se reporta previamente (Lind *et al.*, 1992). En esta zona el patrón espacial se caracteriza por un gradiente que incrementa conforme la columna de agua es más somera y nos acercamos a la orilla del lago. Los valores más altos de turbidez se observan en la desembocadura del río Lerma y el arroyo La Pasión donde se depositan grandes cantidades de sedimentos, esto sobre la estructura del delta y justo donde la altura de la columna de agua es somera. Es en estas zonas, donde el espesor de la columna ha reducido sustancialmente desde los años 80s tal que la relación de profundidad de mezcla y la profundidad fótica favorecen la disponibilidad de luz natural, esta propiedad morfológica del lecho lacustre favorece la producción de algas (Davalos *et al.*, 1989; Lind *et al.*, 1992; Lind

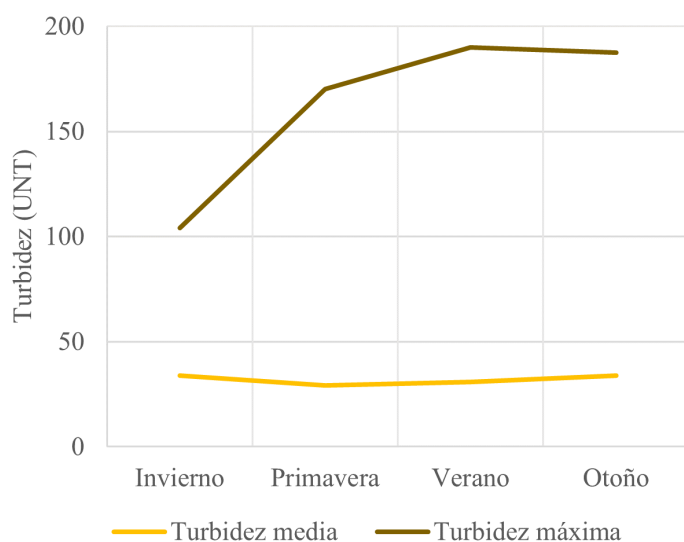


& Davalos-Lind, 2002), cuya proliferación eventualmente es capaces de producir la turbidez del agua.

Por otra parte, el análisis diferenciado de la turbidez respecto a su comportamiento estacional también permite la distinción de dos características del Lago de Chapala. La primera relacionada con la dinámica aparente del cuerpo de agua, las imágenes instantáneas de la temporada verano-otoño delinean la turbidez asociada a plumas de material particulado proveniente de los principales efluentes del lago (Figuras 5A y B). Mientras que las imágenes instantáneas resultantes del modelado de la turbidez para la temporada de primavera muestran que el gradiente horizontal es bastante homogéneo por grandes distancias y cambia abruptamente solo en las orillas del sector oriental del lago (Figuras 5C y D). La segunda característica tiene que ver con la magnitud de la turbidez, la cual fue sistemáticamente mayor durante el verano-otoño que en la temporada de primavera. Estas estimaciones son consistentes con la condición normal de la turbidez que reporta la propia CONAGUA, el análisis de los datos históricos (2000-2018) indican que normalmente la turbidez media intra-anual en el lago disminuye durante los meses mayo y agosto, incrementando a partir de septiembre cuando la temporada de lluvias está en su segunda parte y muy próxima a concluir. Esto se puede observar con mayor facilidad en la variación estacional de la turbidez la cual varía entre 29.2 y 33.9 UNT (Figura 6) para el sector occidental y central del lago; mientras que la variación estacional de la turbidez máxima (valores casi exclusivos del sector oriental) muestra un gradual incremento de la turbidez a partir de invierno, alcanzando valores máximos entre el verano y otoño del año siguiente. Estos patrones temporales son semejante a los que reportan Lind *et al.* (1997).

En términos generales, el Lago de Chapala se caracterizar por ser un cuerpo de agua cuya turbidez incrementó sustancialmente a partir del descenso en el volumen de almacenamiento (Limón-Macías & Lind, 1990). La turbidez está controlada por material en suspensión cuya principal composición son arcillas que están en constante recirculación a través de la columna (Davalos *et al.*, 1989; Lind *et al.*, 1992). Especial interés representa el sector oriental del lago puesto que es la zona de mayor turbidez, estudios previos (Lind *et al.*, 1997; Lind & Davalos-Lind, 2002) señalan que en esta zona de aguas someras se presentan las condiciones adecuadas como la mezcla en la columna de agua, la profundidad fótica y la disponibilidad de nitrógeno como el nutriente limitante para que se produzca la fotosíntesis del fitoplancton para dar lugar a eventos de crecimiento de algas, los cuales han sido registrados frecuentemente a través de mediciones de Chl-a por parte de la CONAGUA desde la década de los años 70.





**Figura 6.** Cambio estacional de la turbidez durante el periodo 2000-2018.  
**Fuente:** Comisión Nacional del Agua.

Las estimaciones obtenidas de los modelos de turbidez del presente estudio para las estaciones de primavera y verano-otoño (Figura 5) parcialmente corroboran la diferencia en magnitudes de la turbidez respecto a su posición en el lago, pero además enfatizan los contrastes en los patrones de variación estacional. Pero quizá la información más importante que estos ofrecen recae en la identificación de la naturaleza del material que produce la turbidez. El uso de la respuesta espectral del IRC acota el análisis de la turbidez específicamente a la fracción de material inorgánico en suspensión cuya característica espectral es que se manifiesta entorno a los 860 nm, excluyendo de manera definitiva la contribución del material orgánico (expresado mediante su actividad fotosintética) a la turbidez. En este sentido, los resultados del modelado y la información obtenida en campo tanto en este estudio como el registro histórico de la CONAGUA indican que el material en suspensión de origen inorgánico representa la principal causa de la turbidez en el Lago de Chapala. El registro histórico de la CONAGUA muestra que las mediciones individuales de Chl-a mayores a 30 mg m<sup>-3</sup> representan alrededor del 10% del total de las mediciones realizadas en los periodos 1974-1998 y 2012-2018. Este dato sugiere que efectivamente se han presentado eventos extraordinarios de elevada producción primaria que conduce a la proliferación de algas, contribuyendo a la turbidez natural del lago.

A casi 40 años de la reducción sustancial del volumen de agua en el Lago de Chapala y sus efectos en la disponibilidad y calidad del agua, el clima y en las actividades económicas que depende del lago; la investigación científica y fuentes oficiales de información indican que este ecosistema se ha autorregulado de manera tal que ha



evitado un estado de eutrofización. En parte, este proceso de autorregulación está inducido por la propia turbidez, Davalos & Lind (1989) señalaban desde entonces que en lugar de considerar la implementación de las prácticas de manejo de cuenca para el control de descargas de nutrientes al lago como parte de las principales acciones de remediación, se debería tener cuidado sobre los efectos que derivan de las prácticas de manejo que eventualmente se podrían adoptar sobre el control de la turbidez de este ecosistema. Bajo este contexto, las ventajas que ofrece la tecnología satelital de acceso abierto y la implementación de modelos para la interpretación y predicción de propiedades ópticas como la turbidez, representan recursos fundamentales para conocer el estado de equilibrio que guardan los ecosistemas acuáticos como el Lago de Chapala. Por lo tanto, estos recursos ofrecen información complementaria y necesaria para llevar a cabo la evaluación continua de propiedades y/o procesos que ocurren en estos ecosistemas de alto valor ambiental.

## **Conclusiones**

Los modelos empíricos como métodos indirectos al monitoreo de propiedades ópticas en cuerpos de agua, tienen sus limitaciones debido a la forma de abordar el problema de calibración, por lo que la certidumbre de su respuesta aún está sujeta a mejoras. Sin embargo, antes de que se puedan desarrollar métodos o modelos que reduzcan a su mínima expresión la incertidumbre en sus resultados, la fácil y rápida implementación de modelos empíricos representan una ventaja que viene a subsanar la falta de información que es intrínseca al mecanismo de medición directa, tanto en la cobertura espacial como en la representatividad temporal. Un mayor esfuerzo de investigación es necesario para mejorar la respuesta de este tipo de modelos, o mejor aún plantear métodos o modelos analíticos que generen resultados más exactos y precisos y que contribuyan al reconocimiento de los procesos con manifestaciones ópticas asociadas a la propia dinámica del lago, o bien sirvan como insumo para entender el funcionamiento de procesos primarios como cambios en los gradientes de temperatura y el pH, la saturación de oxígeno, la regulación de la producción primaria o la neutralización de ciclos bioquímicos donde intervienen nutrientes como fosfatos y nitratos, entre otros tantos.

## **Financiamiento y agradecimientos**

Este estudio está financiado con recursos del Consejo Estatal de Ciencia y Tecnología del Estado de Jalisco a través del Fondo de Desarrollo Científico de Jalisco para atender Retos Sociales “FODECIJAL, 2023”, clave de proyecto 10693-2023; así como por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, en el marco del Fondo de Problemas Nacionales, clave de proyecto: 248408-PDCPN-2014-01.



## Referencias

- Aparicio, J. (2001). Hydrology of the Lerma-Chapala Watershed. En A. Hensen & M. Afferden (eds.) *The Lerma-Chapala Watershed* (pp. ). Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-1-4615-0545-7>
- American Public Health Association. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22nd ed.* American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environmental Federation.
- Arias-Rodríguez, L. F., Duan, Z., Díaz-Torres, J. J., Basilio-Hazas, M., Huang, J., Kumar, B. U., Tuo, Y., & Disse, M. (2021). Integration of Remote Sensing and Mexican Water Quality Monitoring System Using an Extreme Learning Machine. *Sensors*, 21(12), 4118. <https://doi.org/10.3390/s21124118>
- Ávalos-Cueva, D. ., Filonov, A. ., Tereshchenko, I. ., Monzón, C. ., Pantoja-González, D. ., & Velázquez-Muñoz, F. . (2016). The level variability, thermal structure and currents in Lake Chapala, Mexico. *Geofísica Internacional*, 55(3), 175–187. <https://doi.org/10.22201/igeof.00167169p.2016.55.3.1720>
- Barrett, D. C., & Frazier, A. E. (2016). Automated method for monitoring water quality using Landsat Imagery. *Water*, 8, 257. <https://doi.org/10.3390/w8060257>
- Bastin, J. F., Clark, E., Elliott, T., Hart, S., Van den Hoogen, J., Hordijk, I., Ma, H., Majumder, S., Manoli, G., Maschler, J., Mo, L., Routh, D., Yu, K., Zohner, C. M., & Crowther, T. W. (2019). Understanding climate change from a global analysis of city analogues. *PLOS ONE*, 14(10), e0224120. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0224120>
- Chapin III, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack M. C., & Diaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405, 234-242. <https://doi.org/10.1038/35012241>
- Chapman, Deborah V, World Health Organization, UNESCO & United Nations Environment Programme (1996). *Water quality assessments : a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring.* University Press Cambridge. <https://iris.who.int/handle/10665/41850>
- Comisión Nacional del Agua (2016). *Atlas del Agua en México.* Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Recuperado de [http://201.116.60.25/publicaciones/AAM\\_2016.pdf](http://201.116.60.25/publicaciones/AAM_2016.pdf)
- Comisión Nacional del Agua. (2024). *Calidad del agua en México.* Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/articulos/calidad-del-agua>
- Dávalos, L., Lind, O. T., & Doyle, R. D. (1989). Evaluation of phytoplankton–limiting factors in Lake Chapala, México: Turbidity and the spatial and temporal



- variation in algal assay response. *Lake and reservoir Management*, 5(2), 99-104. <https://doi.org/10.1080/07438148909354404>.
- de Anda, J., Shear, H., Maniak, U., & Valle, P.F. (2004). SOLIDS DISTRIBUTION IN LAKE CHAPALA, MEXICO 1. JAWRA. *Journal of the American Water Resources Association*, 40, 97–109. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2004.tb01013.x>.
- de León-Mojarro, B.; Medina-Mendoza, R.; González-Casillas, A. (2001). Natural Resources Management in the Lerma-Chapala Basin. En A. M. Hansen & M. van Afferden (eds.) *The Lerma-Chapala Watershed*. Springer. [https://doi.org/10.1007/978-1-4615-0545-7\\_3](https://doi.org/10.1007/978-1-4615-0545-7_3)
- Filonov, A. E., & Tereshchenko, I. E. (1999). Thermal lenses and internal solitons in Chapala Lake, Mexico. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 17, 308–314. <https://doi.org/10.1007/BF02842824>.
- Filonov, A. E. (2002). On the dynamical response of Lake Chapala, Mexico to lake breeze forcing. *Hydrobiologia*, 467, 141–157. <https://doi.org/10.1023/A:1014998411755>.
- Hansen, A.M.; van Afferden, M. (2001). Toxic Substances. En *The Lerma-Chapala Watershed*. Springer. [https://doi.org/10.1007/978-1-4615-0545-7\\_4](https://doi.org/10.1007/978-1-4615-0545-7_4).
- Harrington, J. A., Schiebe, F. R., & Nix, J. F. (1992). Remote sensing of Lake Chicot, Arkansas: Monitoring suspended sediments, turbidity, and Secchi depth with Landsat MSS data. *Remote Sensing of Environment*, 39(1), 15–27. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(92\)90137-9](https://doi.org/10.1016/0034-4257(92)90137-9).
- Hicks, B. J., Stichbury, G. A., Brabyn, L. K., Allan, M. G., & Ashraf, S. (2013). Hindcasting water clarity from Landsat satellite images of unmonitored shallow lakes in the Waikato region, New Zealand. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, 7245–7261. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3098-2>.
- Jay, J.A., Ford, T.E. (2001). Water Concentrations, Bioaccumulation, and Human Health Implications of Heavy Metals in Lake Chapala. En A.M. Hansen & M. van Afferden, (eds.) *The Lerma-Chapala Watershed*. Springer. [https://doi.org/10.1007/978-1-4615-0545-7\\_5](https://doi.org/10.1007/978-1-4615-0545-7_5).
- International Organization for Standards. (2016). *International Standard ISO 7027—Water Quality—Determination of Turbidity—Part 1: Quantitative Methods*. Recuperado de <https://www.iso.org/standard/62801.html>.
- Kallio, K., Attila, J., Härmä, P., Koponen, S., Pulliainen, J., Hyytiäinen, U. M., & Pyhälähti, T. (2008). Landsat ETM+ images in the estimation of seasonal lake water quality in boreal river basins. *Environmental management*, 42(3), 511–522. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9146-y>.



- Kay, S., Hedley, J. D., & Lavender, S. (2009). Sun glint correction of high and low spatial resolution images of aquatic scenes: A review of methods for visible and near-infrared wavelengths. *Remote Sensing*, 1(4), 697–730. <https://doi.org/10.3390/rs1040697>.
- Kloiber, S. M., Brezonik, P. L., & Bauer, M. E. (2002). Application of Landsat imagery to regional-scale assessments of lake clarity. *Water Research*, 36(17), 4330–4340. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00146-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00146-X).
- Lind, O. T., Doyle, R., Vodopich, D. S., Trotter, B. G., Limon, J. G., & Dcivalos-Lind, L. (1992). Clay turbidity: Regulation of phytoplankton production in a large, nutrient-rich tropical lake. *Limnology and Oceanography*, 37(3), 549–565. <https://doi.org/10.4319/lo.1992.37.3.0549>.
- Lind, O. T., Chrzanowski, T. H., & Dávalos-Lind, L. (1997). Clay turbidity and the relative production of bacterioplankton and phytoplankton. *Hydrobiologia* 353, 1–18. <https://doi.org/10.1023/A:1003039932699>.
- Lind, O. T., & Dávalos-Lind, L. O. (2002). Interaction of water quantity with water quality: The Lake Chapala example. *Hydrobiologia*, 467, 159–167. <https://doi.org/10.1023/A:1014902630410>.
- Lobo, F. L., Costa, M. P., & Novo, E. M. (2015). Time-series analysis of Landsat-MSS/TM/OLI images over Amazonian waters impacted by gold mining activities. *Remote Sensing of Environment*, 157, 170–184. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.04.030>.
- Lyzenga, D. R., Malinas, N. P., & Tanis, F. J. (2006). Multispectral bathymetry using a simple physically based algorithm. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 44(8), 2251 – 2259. <http://dx.doi.org/10.1109/TGRS.2006.872909>.
- Macías, J. G. L., & Lind, O. T. (1990). The Management of Lake Chapala (México): Considerations After Significant Changes in the Water Regime. *Lake and Reservoir Management*, 6(1), 61–70. <https://doi.org/10.1080/07438149009354696>.
- Matthews, M. W. (2011). A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters. *International Journal of Remote Sensing*, 32(21), 6855–6899. <https://doi.org/10.1080/01431161.2010.512947>.
- Membrillo-Abad, A. S., Torres-Vera, M. A., Alcocer, J., Prol-Ledesma, R. M., Osegueira, L. A., & Ruiz-Armenta, J. R. (2016). Trophic State Index estimation from remote sensing of Lake Chapala, México. *Revista mexicana de ciencias geológicas*, 33(2), 183-191. <https://doi.org/10.22201/cgeo.20072902e.2016.2.495>.
- Miljojkovic, D., Trepšić, I. & Milovancević, M. (2019). Assessment of physical and chemical indicators on water turbidity. *Physica A: Statistical Mechanics and its Applications*, 527, 121171. <https://doi.org/10.1016/j.physa.2019.121171>.





- Oertli, B., Biggs, J., Céréghino, R., Grillas, P., Joly, P., & Lachavanne, J. B. (2005). Conservation and monitoring of pond biodiversity: introduction. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15, 535–540. <https://doi.org/10.1002/aqc.752>
- Otto, P., Vallejo-Rodríguez, R., Keesstra, S., León-Becerril, E., de Anda, J., Hernández-Mena, L., del Real-Oliver, J., & Díaz-Torres, J. J. (2020). Time Delay Evaluation on the Water-Leaving Irradiance Retrieved from Empirical Models and Satellite Imagery. *Remote Sensing*, 12(1), 87. <https://doi.org/10.3390/rs12010087>
- Rodríguez-Padilla, J. J. (2000). *Desarrollo de un Sistema de Información Geográfica para el Análisis de Datos de Calidad de Agua del Lago de Chapala (México)* [tesis de maestría, Instituto Tecnológico de Estudios Superiores de Monterrey]. Repositorio TEC. [https://repositorio.tec.mx/bitstream/handle/11285/569368/RodriguezPadilla\\_TesisdeMaestriaPDFA.pdf?sequence=10](https://repositorio.tec.mx/bitstream/handle/11285/569368/RodriguezPadilla_TesisdeMaestriaPDFA.pdf?sequence=10)
- Schalles, J. (2006). Optical remote sensing techniques to estimate phytoplankton chlorophyll a concentrations in coastal. En Richardson, L., Ledrew, E. (eds.), *Remote sensing of aquatic coastal ecosystem processes. Remote Sensing and Digital Image Processing, vol 9*. (pp. 27-79). Springer. [https://doi.org/10.1007/1-4020-3968-9\\_3](https://doi.org/10.1007/1-4020-3968-9_3)
- Secretaría de Gobernación. (24 de agosto 2021). *NOM-127-SSA1-2021. Norma Oficial Mexicana, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua*. Diario Oficial de la Federación. Recuperado de <https://sidof.segob.gob.mx/notas/docFuente/5650705>
- Shi, W., & Wang, M. (2009). An assessment of the black ocean pixel assumption for MODIS SWIR bands. *Remote Sensing of Environment*, 113(8), 1587–1597. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.03.011>
- Torres-Vera, M. A. (2023). Mapping of total suspended solids using Landsat imagery and machine learning. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 20(11), 11877-11890. <https://doi.org/10.1007/s13762-023-04787-y>
- United State Environmental Protection Agency. (1997). *Monitoring Water Quality, Volunteer Stream Monitoring: A Methods Manual; Office of Water 841-B-97-003*. Recuperado de <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/stream.pdf>
- U.S. Geological Survey. (2015). *Landsat surface reflectance data (ver. 1.1, March 27, 2019)*. *U.S. Geological Survey Fact Sheet 2015-3034, 1 p.*, <https://doi.org/10.3133/fs20153034>.
- U.S. Geological Survey. (2019). *Landsat 8 Surface Reflectance Code (LaSRC) Product Guide*. Earth Resources Observation and Science (EROS) Center: Sioux Falls. [54](https://d9-wret.s3.us-west-2.amazonaws.com/assets/palladium/production/s3fs-</a></p></div><div data-bbox=)



- Vermote, E., Justice, C., Claverie, M., Franch, B. (2016). Preliminary analysis of the performance of the Landsat 8/OLI land surface reflectance product. *Remote Sensing of Environment*, 185, 46–56. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.04.008>
- Vincent, R. K., Qin, X., McKay, R. M. L., Miner, J., Czajkowski, K., Savino, J., & Bridgeman, T. (2004). Phycocyanin detection from LANDSAT TM data for mapping cyanobacterial blooms in Lake Erie. *Remote Sensing of Environment*, 89(3), 381–392. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.04.008>
- Wang, M., & Shi, W. (2007). The NIR-SWIR combined atmospheric correction approach for MODIS ocean color data processing. *Optics Express*, 15(24), 15722–15733. <https://doi.org/10.1364/OE.15.015722>
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems*, 3rd ed. Elsevier Academic Press
- Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Bray, S., Fox, G., Nicolet, P., & Sear, D. (2004). Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation*, 115(2), 329–341. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00153-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00153-8)
- World Health Organization. (2017). *Water Quality and Health-Review of Turbidity: Information for regulators and water suppliers*. Recuperado de <https://www.who.int/publications/i/item/WHO-FWC-WSH-17.01>