



UNIVERSIDAD JUÁREZ AUTÓNOMA DE TABASCO

DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



**ANÁLISIS ESPECTRAL Y DINÁMICA ESPACIO-TEMPORAL DE EFECTOS
ACUMULATIVOS DE BIOINDICADORES EN LA CALIDAD DEL AGUA
SUPERFICIAL EN VILLAHERMOSA, TABASCO**

TESIS PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRA EN INGENIERÍA, TECNOLOGÍA Y GESTIÓN AMBIENTAL

PRESENTA:

ING. ANA LAURA ACOSTA BASTAR

BAJO LA DIRECCIÓN DE:

DRA. EUNICE PÉREZ SÁNCHEZ

EN CODIRECCIÓN:

DRA. KARINA ESQUEDA LARA

VILLAHERMOSA, TABASCO, A: 23 DE OCTUBRE DE 2025

Declaración de Autoría y Originalidad

En la Ciudad de Villahermosa, el día 23 de octubre del año 2025, la que suscribe, Ana Laura Acosta Bastar alumna del Programa de Maestría en Ingeniería, Tecnología y Gestión Ambiental con número de matrícula 212G21005, adscrita a la División Académica de Ciencias Biológicas, de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, como autora de la Tesis Presentada para la obtención del título de Maestro en Ingeniería, Tecnología y Gestión Ambiental y titulada "Análisis espectral y dinámica espacio-temporal de efectos acumulativos de bioindicadores en la calidad del agua superficial en Villahermosa, Tabasco" dirigida por la Dra. Eunice Pérez Sánchez y la Dra. Karina Esqueda Lara.

DECLARO QUE:

La Tesis es una obra original que no infringe los derechos de propiedad intelectual ni los derechos de propiedad industrial u otros, de acuerdo con el ordenamiento jurídico vigente, en particular, la LEY FEDERAL DEL DERECHO DE AUTOR (Decreto por el que se reforman y adicionan diversas disposiciones de la Ley Federal del Derecho de Autor del 01 de Julio de 2020 regularizando y aclarando y armonizando las disposiciones legales vigentes sobre la materia), en particular, las disposiciones referidas al derecho de cita.

Del mismo modo, asumo frente a la Universidad cualquier responsabilidad que pudiera derivarse de la autoría o falta de originalidad o contenido de la Tesis presentada de conformidad con el ordenamiento jurídico vigente.

Villahermosa, Tabasco a 23 de octubre de 2025.

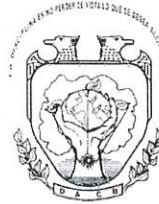


Ing. Ana Laura Acosta Bastar



**UNIVERSIDAD JUÁREZ
AUTÓNOMA DE TABASCO**

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



2025
AÑO DE LA
Mujer
Indígena

DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
DIRECCIÓN

SEPTIEMBRE 22 DE 2025

C. ANA LAURA ACOSTA BASTAR
PAS. DE LA MAESTRIA EN INGENIERÍA, TECNOLOGÍA Y
GESTIÓN AMBIENTAL
P R E S E N T E

En virtud de haber cumplido con lo establecido en los Arts. 80 al 85 del Cap. III del Reglamento de titulación de esta Universidad, tengo a bien comunicarle que se le autoriza la impresión de su Trabajo Recepcional, en la Modalidad de Tesis de Maestría en Ingeniería, Tecnología y Gestión Ambiental titulado: "ANÁLISIS ESPECTRAL Y DINÁMICA ESPACIO-TEMPORAL DE EFECTOS ACUMULATIVOS DE BIOINDICADORES EN LA CALIDAD DEL AGUA SUPERFICIAL EN VILLAHERMOSA, TABASCO", asesorado por la Dra. Eunice Pérez Sánchez y Dra. Karina Esqueda Lara, sobre el cual sustentará su Examen de Grado, cuyo jurado integrado por el M. en C. Carlos Alberto Torres Balcázar, Dra. Rocío López Vidal, Dra. Eunice Pérez Sánchez, Dra. Wendi del Carmen Arévalo Frías y M. en C. Ernesto Rodríguez Rodríguez.

Por lo cual puede proceder a concluir con los trámites finales para fijar la fecha de examen.

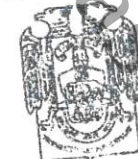
Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE


DR. ARTURO GARRIDO MORA
DIRECTOR

C.c.p.- Expediente del Alumno.
C.c.p.- Archivo

UJAT
DIVISIÓN ACADÉMICA
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



DIRECCIÓN

Carta de Cesión de Derechos

Villahermosa, Tabasco a 23 de octubre del 2025

Por medio de la presente manifestamos haber colaborado como AUTORES en la producción, creación y/o realización de la obra denominada "Análisis espectral y dinámica espacio-temporal de efectos acumulativos de bioindicadores en la calidad del agua superficial en Villahermosa, Tabasco".

Con fundamento en el artículo 83 de la Ley Federal del Derecho de Autor y toda vez que, la creación y/o realización de la obra antes mencionada se realizó bajo la comisión de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco; entendemos y aceptamos el alcance del artículo en mención, de que tenemos el derecho al reconocimiento como autores de la obra, y la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco mantendrá en un 100% la titularidad de los derechos patrimoniales por un período de 20 años sobre la obra en la que colaboramos, por lo anterior, cedemos el derecho patrimonial exclusivo en favor de la Universidad.

COLABORADORES



Ing. Ana Laura Acosta Bastar



Dra. Eunice Pérez Sánchez



Dra. Karina Esqueda Lara

TESTIGOS

Luis Cierne
Diaz Martinez



ELIDE MARTINEZ GARCIA



DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
DIRECCIÓN

Villahermosa, Tabasco a 19 de septiembre de 2025

C. ANA LAURA ACOSTA BASTAR
EGRESADA DE LA MAESTRÍA EN INGENIERÍA, TECNOLOGÍA
Y GESTIÓN AMBIENTAL
PRESENTE

En cumplimiento de los lineamientos de la Universidad, y por instrucciones de la Dirección de Posgrado, se implementó la revisión de los trabajos recepcionales (tesis), a través de la plataforma Turnitin iThenticate para evitar el plagio e incrementar la calidad en los procesos académicos y de investigación que se desarrollan en esta División Académica. Esta revisión se realizó en correspondencia con el Código de Ética de la Universidad, el Reglamento General de Estudios de Posgrado, el Código Institucional de Ética para la Investigación y con los requerimientos para los posgrados registrados en el SNP de la SECIHTI.

Por este conducto, hago de su conocimiento que, con el objetivo de fortalecer y enriquecer el programa de posgrado, se realizó la revisión del documento en la plataforma iThenticate, obteniendo el reporte de originalidad, el índice de similitud y se emitieron las siguientes sugerencias y recomendaciones para dar seguimiento en el documento de tesis del proyecto de investigación: ***Análisis espectral y dinámica espacio-temporal de efectos acumulativos de bioindicadores en la calidad del agua superficial en Villahermosa, Tabasco.***

OBSERVACIONES:

1. **El índice de similitud general obtenido fue de 01%**, el cual se ubica dentro del estándar de tolerancia de acuerdo a las Políticas y Lineamientos para el uso y manejo del Software Antiplagio de la UJAT. Se demuestra el nivel de originalidad del documento y de la investigación.
2. Aun que el índice de similitud obtenido indica 12 coincidencias con 12 fuentes de consulta (1% de fuentes de internet), éstas se refieren a frases en las secciones de Introducción. Marco Teórico y Metodología. Lo anterior no demerita el documento de tesis, pero se recomienda a la sustentate y a su directora de tesis revisar las oraciones identificadas con similitud y ajustarlas a una redacción propia en la medida de lo posible, e incluir las citas y referencias, si corresponde, conforme al formato APA vigente.



UNIVERSIDAD JUÁREZ
AUTÓNOMA DE TABASCO

"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"



2025
AÑO DE LA
Mujer
Indígena

DIVISIÓN ACADÉMICA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
DIRECCIÓN

3. **Se adjunta el informe de originalidad de la tesis** obtenido a través de la herramienta Turnitin iThenticate.
4. Finalmente, se le solicita al C. ANA LAURA ACOSTA BASTAR, integrar en la versión final de tesis, este oficio y el informe de originalidad con el porcentaje de similitud de Turnitin iThenticate de acuerdo con lo señalado en los Lineamientos institucionales para la elaboración de tesis de posgrado.

Sin otro particular al cual referirme, aprovecho la oportunidad para enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"ESTUDIO EN LA DUDA. ACCIÓN EN LA FE"

DR. ARTURO GARRIDO MORA
DIRECTOR

U.J.A.T.
DIVISIÓN ACADÉMICA
DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



C.C.P. Dra. Eunice Pérez Sánchez. Directora de tesis.
Archivo

KM. 0.5 CARR. VILLAHERMOSA-CÁRDENAS ENTRONQUE A BOSQUES DE SALOYA
Tel. (993) 358-1500 Ext. 6400 y 6401, e-mail: direccion.dacbiol@ujat.mx



Usar papel reciclado economiza energía, evita contaminación y despilfarro de agua y ayuda a conservar los bosques

www.ujat.mx

Ana Laura Acosta Bastar

Análisis espectral y dinámica espacio-temporal de efectos acumulativos de bioindicadores en la calidad del agua superfi...

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco

Detalles del documento

Identificador de la entrega

trn:oid:::3117:500498469

Fecha de entrega

18 sep 2025, 12:56 p.m. GMT-6

Fecha de descarga

22 sep 2025, 12:53 p.m. GMT-6

Nombre del archivo

Tesis ALAB - antiplagio.pdf

Tamaño del archivo

4.4 MB

108 páginas

27.726 palabras

155.253 caracteres

1% Similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para ca...




Filtrado desde el informe

- ▶ Bibliografía
- ▶ Coincidencias menores (menos de 14 palabras)

Exclusiones


- ▶ N.º de coincidencias excluidas

Fuentes principales

- 1%  Fuentes de Internet
- 0%  Publicaciones
- 0%  Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Marcas de integridad




N.º de alerta de integridad para revisión

-  **Caracteres reemplazados**
60 caracteres sospechosos en N.º de páginas
Las letras son intercambiadas por caracteres similares de otro alfabeto.

Los algoritmos de nuestro sistema analizan un documento en profundidad para buscar inconsistencias que permitirían distinguirlo de una entrega normal. Si advertimos algo extraño, lo marcamos como una alerta para que pueda revisarlo.

Una marca de alerta no es necesariamente un indicador de problemas. Sin embargo, recomendamos que preste atención y la revise.

Fuentes principales

- 1%  Fuentes de Internet
- 0%  Publicaciones
- 0%  Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Fuentes principales

Las fuentes con el mayor número de coincidencias dentro de la entrega. Las fuentes superpuestas no se mostrarán.

1	Internet	
	fdocuments.ec	<1%
2	Internet	
	hdl.handle.net	<1%
3	Internet	
	docplayer.es	<1%
4	Internet	
	remote-sensing-at-fu-berlin.github.io	<1%
5	Internet	
	aviris.gl.fcen.uba.ar	<1%
6	Internet	
	www.interempresas.net	<1%
7	Internet	
	idus.us.es	<1%
8	Publicación	
	Christine Cocquyt, Dirk Verschuren. "Checklist of the diatoms (Bacillariophyta) fro..."	<1%
9	Internet	
	eprints.uanl.mx	<1%
10	Internet	
	ikee.lib.auth.gr	<1%
11	Internet	
	doczz.net	<1%

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, en específico, a la División Académica de Ciencias Biológicas por haber sido un segundo hogar para mí, brindándome el espacio, el conocimiento y las herramientas para mi formación profesional. También le estoy sumamente agradecida por inspirarme el amor, la comprensión y el respeto hacia la naturaleza a través de sus actividades, talleres, ponencias, visitas académicas y a través de los docentes de sus aulas.

A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación, por su apoyo fundamental para la realización y culminación de este proyecto a través de su programa de becas.

A la Universidad Técnica de Manabí y al Doctor Juan Manuel Vera Delgado, por la cálida bienvenida a su país y el amable recibimiento en las instalaciones de dicha facultad.

A la Doctora Gladis Yanet Martínez Martínez por su valioso apoyo en los conteos celulares, parte fundamental de este trabajo.

A mi co-directora, la Doctora Karina Esqueda Lara, por su extraordinario apoyo, ya que, sin su arte y sus conocimientos, gran parte de este trabajo no hubiese sido posible.

A mi directora de tesis, la Doctora Eunice Pérez Sánchez, quien, con su guía, buen humor, grandes conocimientos y paciencia hizo de este trabajo de investigación una experiencia admirable y maravillosa. Muchas gracias por aceptarme como tesista.

Y, por último, agradezco a mi familia, amigos y a cada una de las personas que me apoyaron en los muestreos, los viajes, las dudas y/o el apoyo emocional. Gracias por apoyarme en los momentos difíciles, celebrar los logros que hicieron posible este trabajo y estar conmigo incondicionalmente hasta el final de la crónica. Una mityga más.

ÍNDICE DE CONTENIDO

1. Introducción	2
2. Marco teórico	4
2.1. Productividad primaria.....	4
2.2. Fitoplancton.....	5
2.3 Luz y temperatura en la fotosíntesis	7
2.4. Teledetección	8
2.5. Espectro electromagnético.....	10
2.6. Firmas espectrales.....	11
2.7. La clorofila- <i>a</i> como indicador ambiental.....	14
2.8 Legislación ambiental de la clorofila- <i>a</i>	16
3. Justificación	17
4. Pregunta de investigación	18
5. Hipótesis.....	18
6. Objetivos.....	19
6.1. Objetivo general.....	19
6.2. Objetivos específicos	19
7. Metodología.....	20
7.1. Área de estudio.....	20



7.2. Delimitación de nanocuenca	22
7.3. Medición satelital de clorofila- <i>a</i>	22
7.3.1. Obtención de imágenes satelitales	23
7.3.2. Procedimiento en QGIS	25
7.3.3. Procedimiento en Google Earth Engine	26
7.3.4. Álgebra de mapas	27
7.4. Muestreo	28
7.4.1. Estaciones de muestreo	28
7.4.2. Descripción de la toma de muestra	29
7.5. Medición experimental de clorofila- <i>a</i>	29
7.6. Modelo de efectos acumulativos	31
7.7. Identificación de fitoplancton	32
7.8. Análisis estadístico	33
8. Resultados	35
8.1. Delimitación de nanocuenas	35
8.2. Cálculo de concentración de clorofila- <i>a</i>	36
8.2.1. Validación preliminar del código	36
8.2.2. Aplicación del código	38
8.3. Análisis de parámetros fisicoquímicos y clorofila- <i>a in situ</i>	39



8.4. Comparación de métodos de obtención de clorofila- <i>a</i>	43
8.5. Análisis estadístico de la prueba de hipótesis	45
8.6. Análisis de cambio y modelo de efectos acumulativos	47
8.6.1. Análisis de cambio en imágenes satelitales	47
8.7. Análisis taxonómico	52
8.8. Densidad celular del fitoplancton	54
8.9. Correlación de grupos con parámetros fisicoquímicos	56
8.10. Índices de diversidad	58
8.11. Análisis de Componentes Principales global	61
9. Discusión	65
9.1 Clorofila en imágenes satelitales	65
9.2 Parámetros fisicoquímicos	67
9.3 Medición experimental de clorofila- <i>a</i>	68
9.4 Prueba de hipótesis	69
9.5 Análisis de Tendencia de Cambios	69
9.6 Análisis taxonómico y densidad celular	71
9.7 Índices de diversidad	72
9.8 Análisis de componentes principales	73
9.9 Análisis espacial por estaciones de muestreo	75



10.	Conclusiones y recomendaciones	76
11.	Referencias citadas.....	78
12.	Anexo	87

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1	Principales grupos de organismos fitoplanctónicos y su tipo de clorofila.	6
Tabla 2	Estudios en los que se ha determinado los niveles concentración de clorofila-a con el uso de teledetección.....	15
Tabla 3	Países que cuentan con estándares que regulan la clorofila-a en cuerpos de agua superficial.....	16
Tabla 4	Valores de clorofila-a en mg/m ³ obtenidos en el estudio de Cruz Ramírez (2019) para la laguna Chaschoc (agosto 2013-mayo 2014).....	23
Tabla 5	Fórmulas para el cálculo de clorofila-a ajustadas según el sensor satelital Landsat.....	26
Tabla 6	Fórmulas para el cálculo de los índices de diversidad y riqueza específica.	34
Tabla 7	Resultados de la prueba de Mann-Whitney U sobre los parámetros medidos en campo.....	42



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Temperaturas óptimas para la fotosíntesis de diferentes algas: a. <i>Synedra</i> , b. <i>Anabaena</i> , c. <i>Chlorella</i> y d. <i>Scenedesmus</i> . Fuente: Wetzel (2001).	8
Figura 2 Componentes de un sistema de teledetección. Fuente: Basado en Chuvieco (2016).	9
Figura 3 Espectro electromagnético. Fuente: Basado en Chuvieco (2016).	11
Figura 4 Espectro electromagnético y firma espectral de clorofila- <i>a</i> . Fuente: Basado en OpenStax (2013) y Chuvieco (2016).	12
Figura 5 Bandas del espectro electromagnético. Basado en Brown & Harder (2016). ...	13
Figura 6 Radiación solar recibida en una superficie horizontal para diferentes latitudes geográficas en función de la época del año. Fuente: Gates (1962).	14
Figura 7 Localización geográfica del área de estudio.....	21
Figura 8 Ubicación de las estaciones de muestreo en la Laguna de las Ilusiones.	28
Figura 9 Relación entre los valores del índice de clorofila- <i>a</i> y los valores de clorofila obtenidos por laboratorio en un estudio de Trent et al. (2017).	30
Figura 10 Delimitación de nanocuenca para el área de estudio.....	35
Figura 11 Comparación de los mapas de clorofila en la laguna Chaschoc a través del software QGIS (izquierda) y GEE (derecha) que permitió validar el código creado.	36
Figura 12 Histograma de frecuencia de los datos obtenidos en ambos procedimientos..	37
Figura 13 Valores promedio mensuales de clorofila- <i>a</i> en las imágenes satelitales del periodo 1988 - 2022.	38



Figura 14 Concentración promedio de clorofila a partir de las 190 imágenes satelitales disponibles de la Laguna de las Ilusiones para el periodo 1988 – 2022.	39
Figura 15 Variación de parámetros medidos en la Laguna de las Ilusiones en los meses de marzo, abril y mayo de 2023.	41
Figura 16 Correlación específica entre los parámetros fisicoquímicos.	43
Figura 17 Concentración de clorofila-a en los tres meses de muestreo.	44
Figura 18 Comparación de los valores promediados de clorofila obtenidos por los dos métodos: teledetección (izquierda) y medición experimental (derecha).	45
Figura 19 Distribución espacial de las diferencias entre las mediciones en campo y por teledetección.	47
Figura 20 Mapas reclasificados de las imágenes satelitales correspondientes a las fechas indicadas. Las categorías son equivalentes a los valores de clorofila obtenidos previamente, pero redondeados.	49
Figura 21 Gráficos obtenidos en el análisis de cambio en IDRISI.	50
Figura 22 Mapa de pérdidas y ganancias en las zonas con categorías 5 (izquierda) y 6 (derecha).	51
Figura 23 Mapa de la proyección a 10 años del análisis de cambio delimitada con la nanocuenca de estudio.	52
Figura 24 Especies de Cyanobacteria. a) <i>Microcystis</i> sp. b) <i>Limnococcus limneticus</i> , c) <i>Merismopedia</i> sp., 1839. d) <i>Anabaena circinalis</i> . e) <i>Anabaenopsis</i> sp. 1. f) <i>Raphidiopsis</i> sp. 1. g) <i>Oscillatoriaceae</i> sp. 1.	53
Figura 25 Especies de Chlorophyta. a) <i>Microcystis</i> sp. b) <i>Limnococcus limneticus</i> , c) <i>Merismopedia</i> , d) <i>Anabaena circinalis</i> , e) <i>Anabaenopsis</i> sp. 1. f) <i>Raphidiopsis</i> sp. 1. g) <i>Oscillatoriaceae</i> sp. 1. h) <i>Willea</i> sp. i) <i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim. j) <i>Keratococcus</i> sp. k)	

Desmodesmus denticulatus, l) Kirchneriella lunaris, m) Desmodesmus spinulatus, n) Monactinus simplex, o) Pediastrum duplex, p) Tetraëdron trigonum, q) Tetraëdron tumidulum. Especies de Heterokontophyta Moestrup, r) Aulacoseira granulata, s) Cyclotella sp.	54
Figura 26 Abundancia de los grupos taxonómicos por estación de muestreo y mes.	55
Figura 27 Correlación específica entre los parámetros fisicoquímicos y la abundancia de los grupos taxonómicos encontrados.	57
Figura 28 Variación espacial y temporal de los índices de diversidad (Shannon y Simpson) y riqueza de especies en las diferentes estaciones de muestreo.	58
Figura 29 Matriz de correlación entre los índices de diversidad y los parámetros fisicoquímicos.	60
Figura 30 Análisis de Componentes Principales global (PCA).	62

Análisis espectral y dinámica espacio-temporal de efectos acumulativos de bioindicadores en la calidad del agua superficial en Villahermosa, Tabasco.

Resumen

La Laguna de las Ilusiones, ubicada en Villahermosa, Tabasco, México, es un cuerpo de agua urbano expuesto a diversos impactos antropogénicos que han favorecido procesos de eutrofización. Este estudio tuvo como objetivo estimar la concentración de clorofila-*a* mediante imágenes satelitales Landsat (1988–2023) procesadas en *Google Earth Engine*, así como evaluar la comunidad microalgal y las condiciones fisicoquímicas de la laguna a través de muestreos experimentales en doce estaciones (marzo–mayo 2023). Se elaboraron mapas de isoconcentración, se realizó identificación taxonómica, análisis de índices ecológicos y componentes principales. Los resultados mostraron una alta variabilidad espacio-temporal en la concentración de clorofila-*a*, con máximos valores en la zona noroeste (estación E11) y la zona sur (E12), donde también se identificaron las mayores densidades celulares de cianobacterias. Estas zonas se relacionaron con altas concentraciones de SST, color y turbiedad, además de bajas concentraciones de oxígeno disuelto. El análisis espacial con imágenes satelitales permitió identificar patrones de alta concentración clorofílica, delimitando zonas críticas de deterioro para percibir el comportamiento del ecosistema. Se concluyó que el impacto antropogénico está estrechamente relacionado con el deterioro ecológico del sistema, por lo que se recomienda establecer un sistema de monitoreo permanente con enfoque preventivo, siendo prioridad la zona altamente impactada del Vaso Cencali.

Palabras clave: Clorofila-*a*, teledetección, calidad ambiental, fitoplancton, Landsat.

Abstract

The Laguna de las Ilusiones, located in Villahermosa, Tabasco, Mexico, is an urban water body exposed to various anthropogenic impacts that have favored eutrophication processes. This study aimed to estimate chlorophyll-*a* concentrations using Landsat satellite imagery (1988–2023) processed in *Google Earth Engine*, and to assess the microalgal community and physicochemical conditions of the lagoon through experimental sampling at twelve stations (March–May 2023). Principal component analyses and ecological indices were used, taxonomic identification was done, and isoconcentration maps were created. High spatiotemporal variability in chlorophyll-*a* concentrations was observed in the results, with the highest values occurring in the southern (E12) and northwest (station E11) regions, which also had the highest cyanobacterial cell densities. These zones were associated with elevated concentrations of total suspended solids, color, and turbidity, as well as low dissolved oxygen levels. Spatial analysis using satellite imagery made it possible to identify persistent patterns of high chlorophyll-*a* concentration, delineating critical deterioration zones and providing insights into ecosystem behavior. It was concluded that anthropogenic impact is closely related to the ecological deterioration of the system, and the implementation of a permanent monitoring system with a preventive approach is recommended, especially in highly impacted areas such as Vaso Cencali.

Keywords: Chlorophyll-*a*, remote sensing, environmental quality, phytoplankton, Landsat.

1. Introducción

El agua constituye el entorno que alberga a las plantas y animales que habitan en los ecosistemas acuáticos, por esta razón, su calidad desempeña un papel fundamental en la salud y el desarrollo de estos. Aunque los cuerpos de agua poseen una capacidad de asimilación de sobrecargas, las acciones humanas contaminantes y no reguladas son las principales causantes del deterioro en la calidad del agua, provocando daños ecológicos significativos y un desequilibrio a su estado natural. Estos daños pueden ser medidos a través de estándares de calidad del agua (Boyd, 2020).

Los estándares de calidad del agua son aquellos que miden parámetros específicos y permiten regular las descargas contaminantes. Varían según la ubicación y el uso que se le dé al agua. En la ciudad de Villahermosa, Tabasco, el crecimiento poblacional y el desarrollo industrial y económico de las últimas décadas, han sido causantes de alteraciones ecológicas en sus cuerpos de agua. Estas alteraciones son visibles a través de la acelerada proliferación de algas y cianobacterias, que obstruyen la incidencia de luz hacia la columna de agua y afectan el proceso de fotosíntesis. Como consecuencia, se produce un déficit de producción de oxígeno, ocasionando una mortalidad masiva de la biota y la propagación de organismos patógenos y vectores de enfermedades (Rosso et al., 2017).

El deterioro de la calidad del agua puede ser detectado y clasificado a través de monitoreos físicos, químicos o biológicos. Alrededor del mundo, más de 35 modelos de Índices de Calidad del Agua han sido presentados por diferentes países (Uddin *et al.*, 2021). En México se utiliza la Red Nacional de Medición de la Calidad del Agua, en las que se miden la cantidad de Sólidos Suspendidos Totales (SST), Coliformes Totales, Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅). Sin embargo, esta red de monitoreo no es constante y no incluye uno de los indicadores biológicos más importantes: la productividad primaria, una medida de energía que se puede determinar de forma indirecta por medio de la clorofila-*a* y revela la salud de un ecosistema evaluando el impacto de las actividades humanas en un ecosistema. Diversos métodos, incluidos aquellos basados en sensores remotos mediante la técnica de

teledetección, permiten su determinación de manera eficiente (Moreno Franco *et al.*, 2010; Tsuzuki, 2014).

La teledetección permite la identificación de las propiedades de los objetos sin necesidad de contacto directo, utilizando sensores remotos en los satélites o aeronaves que orbitan alrededor del planeta. Estos dispositivos almacenan valores de energía o radiación electromagnética reflejada por los objetos. Las mediciones obtenidas pueden ser utilizadas para la predicción de escenarios, lo que hace de la teledetección una herramienta básica (Chuvienco 2016; Bravo Morales, 2017).

La investigación planteada tiene como objetivo principal combinar diversas técnicas experimentales, de gabinete y de campo para calcular y comparar los niveles de clorofila-*a* en la Laguna de las Ilusiones, ubicada en la ciudad de Villahermosa, Tabasco. Según Lobato & Novelo (2023), el fitoplancton es importante en estas aguas, como se puede apreciar por la variedad de especies que contiene, con 699 taxones registrados en el estado de Tabasco.

Esta integración multidisciplinaria evalúa la productividad primaria en la laguna, considerando factores naturales y antropogénicos. Al combinar métodos de teledetección con análisis de muestras *in situ*, se busca obtener una comprensión integral del estado de la calidad del agua en la laguna, obteniendo información para comprender la dinámica de las comunidades microalgales en un contexto temporal y espacial, brindando una perspectiva integral sobre la calidad del agua en este entorno urbano y estableciendo bases para estrategias de gestión sostenible.

2. Marco teórico

2.1. Productividad primaria

Los organismos aprovechan alrededor del 0.1% de la energía solar que incide sobre la superficie terrestre, pese a eso, una fracción tan pequeña resulta en la producción de miles de gramos de materia orgánica anuales en un solo metro cuadrado de campo. La energía fijada por las plantas pasa de un organismo a otro a través de la alimentación, a esta cadena de niveles se le conoce como niveles tróficos. El primer nivel trófico siempre está ocupado por un productor primario, en el medio terrestre son las plantas y en los ecosistemas acuáticos de manera habitual son las algas (Curtis *et al.*, 2008).

La productividad primaria es la velocidad en que la energía es fijada por los organismos autótrofos en la fotosíntesis. Esta energía es utilizada por las plantas para los procesos metabólicos que realizan a través de la respiración y la producción de tejido vegetal (Squeo y Cardemil, 2006; Zhang, 2020). Los organismos autótrofos son capaces de transformar la energía radiante en química utilizando una fuente de carbono y agua para producir la materia orgánica necesaria en su alimentación. En este proceso, conocido como fotosíntesis, también se produce el oxígeno gaseoso presente en la atmósfera (Montecino & Pizarro, 2006; Curtis *et al.* 2008).

Los principales organismos responsables de la productividad primaria en cuerpos de agua son las microalgas, las cianobacterias fotosintéticas, las macroalgas y las plantas acuáticas. Dentro de estos, el fitoplancton, compuesto por microalgas planctónicas y cianobacterias, es el principal responsable de la fotosíntesis en la columna de agua, al captar luz solar y aprovechar los nutrientes disueltos para su crecimiento y desarrollo. Este proceso depende de la presencia de pigmentos fotosintéticos, los cuales permiten la absorción de la luz necesaria para la conversión de energía (Curtis *et al.*, 2008).

Los pigmentos son responsables de colectar la energía radiante en un campo de luz subacuático y tienen la capacidad de absorber la luz. En las algas eucariotas estos pigmentos se encuentran en los cloroplastos y en las algas procariotas, en los tilacoides (Campbell & Reece, 2007). Existen tres tipos de pigmentos: la clorofila, los carotenoides y las biliproteínas (Kirk,

2011). La fotosíntesis es originada por la clorofila, que es un tetrapirrol cíclico con un átomo de magnesio al centro del anillo. Hay cuatro tipos principales de clorofila: *a*, *b*, *c* y *d*, que tienen una ligera variación en su estructura molecular y en su espectro de absorción. La mayoría de las plantas terrestres utilizan clorofila *a* y *b*, en el caso de los organismos acuáticos utilizan los cuatro tipos de clorofila para adaptarse a la luz azul-verde que se encuentra en sistemas profundos (Luoheng & Karen, 2005; Nelson & Cox, 2009; Kirk, 2011; Croce & Amerongen, 2014).

La productividad primaria es un indicador importante para caracterizar el estado del flujo de carbono, porque se utiliza para entender el funcionamiento de las comunidades autótrofas y evaluar el impacto de las actividades humanas. En sistemas con alta productividad es común encontrar una elevada población de organismos de gran tamaño por tratarse de aguas ricas en fósforo y nitrógeno, siendo el caso contrario los sistemas menos productivos. Bajo esta premisa, se evalúan las consecuencias de la eutrofización, así como los resultados de programas de manejo (Squeo & Cardemil, 2006; Montecino & Pizarro, 2006; Filippo *et al.*, 2017).

2.2. Fitoplancton

El fitoplancton se define como un conjunto de microorganismos planctónicos fotosintéticos que habitan en mares, lagos (incluyendo embalses), estanques y aguas fluviales, flotando la columna de agua, donde contribuyen al aporte de carbono orgánico disponible para las redes alimentarias acuáticas (Reynolds, 2006). Está compuesto principalmente por microalgas planctónicas, organismos unicelulares capaces de realizar fotosíntesis, y cianobacterias (también conocidas como algas verdeazules) que, aunque son bacterias, poseen la capacidad de llevar a cabo la fotosíntesis de manera similar a las plantas. Además, incluye otros microorganismos fotosintéticos como las criptomonas, así como ciertas especies de dinoflagelados, haptofitas y euglenofitas. Abarca tanto taxones procariotas (células sin orgánulos unidos a membranas) como eucariotas (células con orgánulos) (Wehr *et al.*, 2003; Reynolds, 2006). La **Tabla 1** muestra los principales grupos de organismos fitoplanctónicos y su tipo de clorofila.

Tabla 1

Principales grupos de organismos fitoplanctónicos y su tipo de clorofila.

División	Clorofila
Cyanobacteria	<i>a</i>
Chlorophyta (algas verdes)	<i>a, b</i>
Euglenophyta	<i>a, b</i>
Chrysophyta	<i>a, c</i>
Dinoflagellata	<i>a, c</i>
Haptophyta	<i>a, c</i>
Heterokontophyta (Stramenopila)	<i>a, c</i>

Fuente: modificado de Wehr *et al.* (2003).

El fitoplancton como indicador de calidad del agua puede brindar una idea acerca de la salud del ecosistema acuático pues discrimina los valores de clorofila-*a* con los parámetros fisicoquímicos y la disponibilidad de nutrientes en un cuerpo de agua (Gharib *et al.*, 2011).

Sobre la presencia de fitoplancton en la Laguna de las Ilusiones, Cruz Rosado (2006) estudió la variación espacial del fitoplancton en seis estaciones de la laguna de las Ilusiones durante el estiaje de abril de 2005. Se identificaron 52 morfoespecies de algas, representadas en 4 divisiones, 9 órdenes, 19 familias y 27 géneros. Los grupos predominantes fueron Cyanobacteria y Chlorophyta. Se encontraron algas propias de ambientes eutróficos, como *Scenedesmus* sp. y otras propias de ambientes hipereutróficos, como *Trachelomonas* sp. También se detectaron algas potencialmente tóxicas, como *Anabaena* sp., *Anabaenopsis* sp., *Planktothrix* sp. y *Pseudanabaena* sp.

En un estudio posterior, el mismo autor identificó 74 morfoespecies en la misma laguna. De estas, 46 pertenecían al grupo Chlorophyceae, 16 a Cyanobacteria, 6 a Euglenophyceae, 4 a Bacillariophyceae y 2 a Xantophyceae. A pesar de que las especies predominantes mostraron variaciones cada mes, las clorofitas y las cianobacterias fueron los grupos taxonómicos que más abundaron durante todo el ciclo de estudio, lo cual coincide con lo observado en 2006 (Cruz Rosado, 2012).

2.3 Luz y temperatura en la fotosíntesis

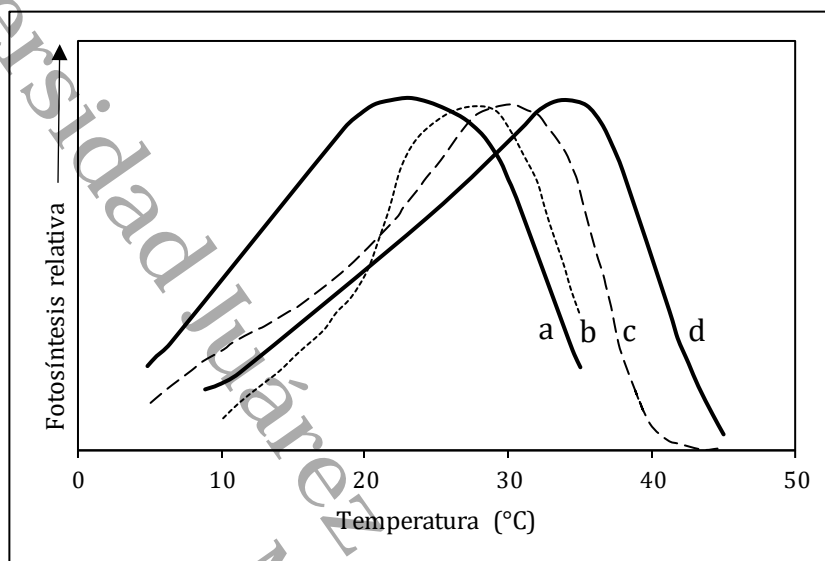
Existen diversos mecanismos evolutivos y procesos ecológicos que regulan las interacciones entre las especies e influyen en su diversidad. Entre estos mecanismos se encuentran la colonización y la permanencia, que dependen de las condiciones ambientales. Por ejemplo, la composición de especies puede verse influenciada por los niveles iónicos del agua, la presencia de parásitos y depredadores, así como por otros factores físicos, químicos y biológicos. Además, los factores climáticos, como las precipitaciones y la sequía, pueden afectar la química del agua, la temperatura y la concentración de oxígeno disuelto, actuando como barreras que limitan la expansión y distribución de las especies (Tundisi & Matsumara-Tundisi, 2012).

Otro de los factores más significativos que influyen en la ecología acuática es la intensidad de luz que incide sobre el cuerpo de agua. La cantidad de luz disponible afecta tanto la tasa de fotosíntesis como el crecimiento de las algas, la cantidad de luz necesaria aumenta en proporción directa a la temperatura del agua (**Figura 1**). Cuando la luz alcanza un nivel de saturación, algunas reacciones enzimáticas (controladas por la temperatura) limitan las tasas de crecimiento. Es decir, una intensidad de luz excesiva puede ser perjudicial para muchas algas, lo que disminuye su tasa de fotosíntesis, fenómeno conocido como fotoinhibición. Esto ocurre cuando hay un exceso de fotones que no pueden ser absorbidos por el proceso de fijación de carbono fotosintético (Wetzel, 2001).

Las células adaptadas a altas radiaciones solares tienen un menor contenido de clorofila-*a* por célula en comparación con aquellas adaptadas a menor radiación. Este fenómeno puede variar según la especie, algunas diatomeas como la *Cyclotella*, son capaces de adaptarse de forma rápida (en menos de 24 h) a los cambios en la intensidad de la luz. Cuando la intensidad de la luz excede el punto de saturación, es común que se produzca una fotoinhibición. La profundidad a la que se alcanzan las tasas máximas de fotosíntesis varía según la transparencia del agua, la cual está influenciada por la concentración de materia orgánica disuelta y particulada (Wetzel, 2001).

Figura 1

Temperaturas óptimas para la fotosíntesis de diferentes algas: a. *Synedra*, b. *Anabaena*, c. *Chlorella* y d. *Scenedesmus*. Fuente: Wetzel (2001).



El efecto ecológico de luz y temperatura en la fotosíntesis y el crecimiento algal son inseparables por la relación entre el metabolismo de las aguas dulces y la saturación de la luz (Wetzel, 2001). Este punto es importante en la teledetección, ya que como se menciona en el siguiente apartado, esta se basa en la energía radiante.

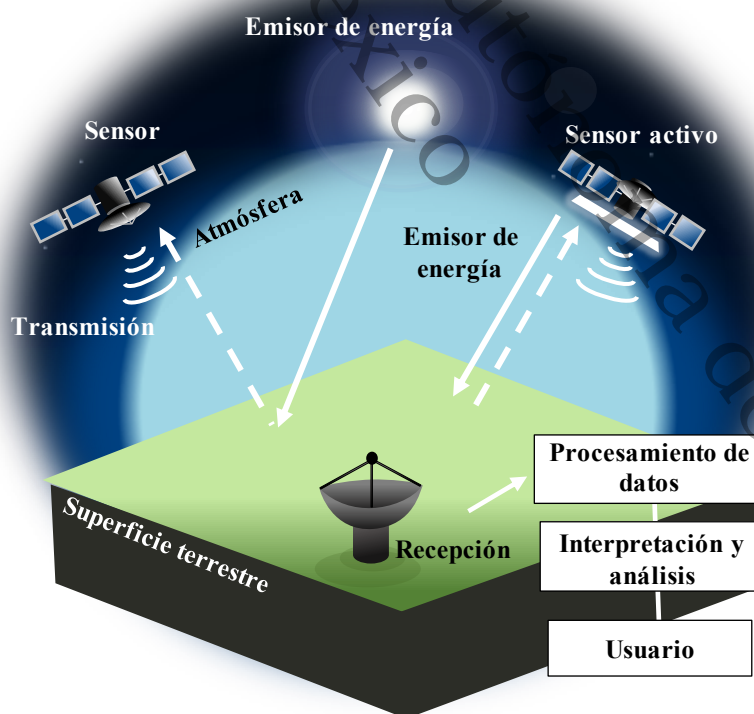
2.4. Teledetección

Teledetección es una acepción utilizada para referirse al término «*remote sensing*», traducido del inglés como «*percepción remota*» y representa la ciencia o técnica de obtener información de un objeto a distancia sin necesidad de un contacto cercano con el mismo. Representa también el procesamiento y la interpretación de esa información (Labrador García *et al.*, 2012). De acuerdo con Chuvieco (2016), esta técnica se utiliza para obtener imágenes de la superficie terrestre a través de sensores aéreos o espaciales debido a la interacción energética radiante existente entre ambos (**Figura 2**). Este sistema de teledetección incluye los siguientes elementos:

1. La fuente de energía radiante. La más importante es el Sol, pero también existen fuentes artificiales como las emitidas por los mismos sensores.
2. La superficie terrestre, que recibe la fuente de energía y la refleja o emite de acuerdo con sus características físicas.
3. El sensor, que capta la energía procedente de la superficie terrestre, la codifica y envía al sistema de recepción. A los sensores que generan su propia fuente de energía hacia la superficie terrestre se les conoce como sensores activos, los que solo captan la energía emitida por el Sol son conocidos como sensores pasivos.
4. El centro de recepción, que obtiene la información transmitida por el sensor.
5. Los datos son examinados utilizando diferentes dispositivos de interpretación tanto visuales como digitales. Esta información es compilada y presentada a los usuarios.

Figura 2

Componentes de un sistema de teledetección. Fuente: Basado en Chuvieco (2016).



2.5. Espectro electromagnético

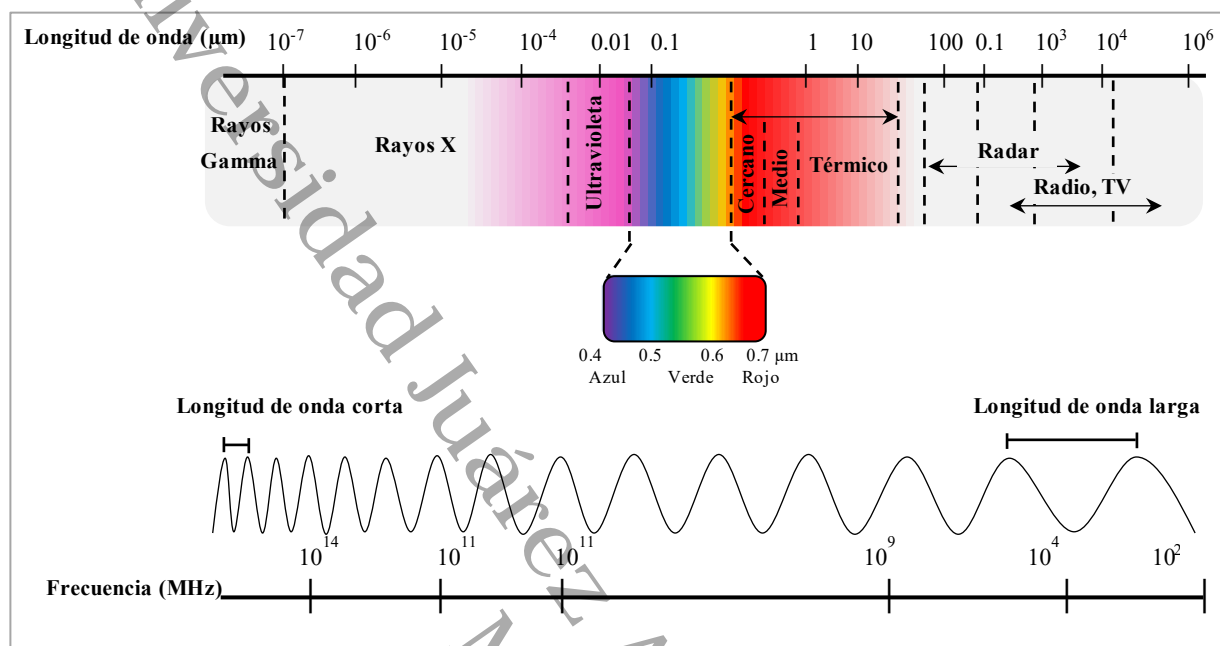
La fuente de energía radiante más importante es el Sol. La radiación emitida por el mismo atraviesa la atmósfera del planeta hacia la superficie terrestre a la velocidad de la luz. Esta interacción genera un impacto en la longitud de onda, la intensidad, la velocidad y la distribución espectral de la radiación a través de los fenómenos de absorción, reflexión y dispersión (Jensen, 2015). Los conceptos más relevantes para este trabajo de investigación son los dos primeros.

La absorción es el proceso mediante el cual la energía radiante se asimila y se transforma en otra forma de energía, lo que provoca una modificación en los niveles energéticos de las moléculas y las partículas que componen el medio. La reflexión es el proceso en el que la radiación incide en la superficie terrestre y «rebota» de este. Cada material refleja la radiación que incide en ellos de manera distinta (Jensen, 2015).

La luz visible, que es la radiación reflejada en una superficie y percibida por el ojo humano, forma parte de una de muchas regiones de energía en el espectro electromagnético. Esta energía se propaga en forma de onda y es categorizada según su ubicación en el espectro (**Figura 3**). La luz visible es una región muy pequeña del espectro porque la sensibilidad del ojo humano solo se extiende desde una longitud de onda de 0.4 μm hasta 0.7 μm . El color azul se encuentra en el rango de 0.4 a 0.5 μm , el verde de 0.5 a 0.6 μm y el rojo de 0.6 a 0.7 μm . La región de energía ultravioleta colinda con el color azul del espectro visible, y más allá del color rojo existen tres diferentes categorías de ondas infrarrojas (IR): IR cercano (0.7 a 1.3 μm) IR medio (1.3 a 3 μm) e IR térmico o lejano (3 a 14 μm) (Chuvieco, 2016).

Figura 3

Espectro electromagnético. Fuente: Basado en Chuvieco (2016).



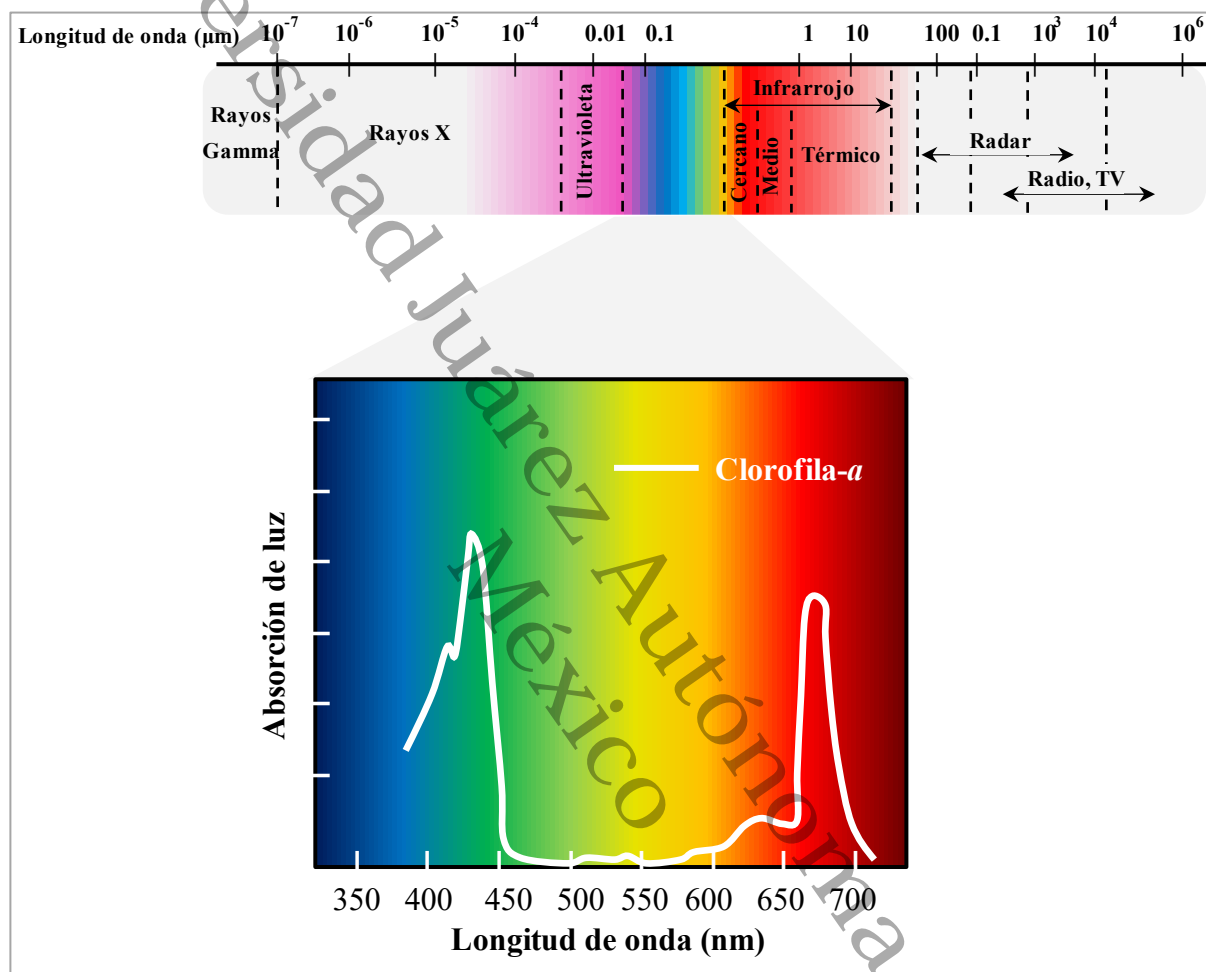
2.6. Firmas espectrales

La proporción de energía incidente que es reflejada o absorbida depende de las propiedades del objeto que se observa. Un objeto es color verde si sus valores de reflexión de energía son más altos en esa longitud de onda que en el resto. Otra forma de decirlo es que la absorción es mayor para los otros colores y menor en el verde. A la reflexión de energía en función de la longitud de onda se le conoce como firma espectral (Chuvieco, 2016).

La firma espectral de las plantas es verde debido a que la clorofila absorbe la luz roja para usarla en la fotosíntesis y refleja la radiación del infrarrojo cercano. Como se observa en la **Figura 4**, la clorofila-*a* tiene una fuerte absorción en las bandas centradas en 450 nm (azul) y a 680 nm (rojo) y una reflectividad máxima a 550 nm (verde), en consecuencia, los ojos humanos perciben la vegetación sana de color verde. En el caso contrario, la concentración de clorofila disminuye, dando como resultado un incremento de la reflectancia espectral en el rojo, por esta razón las hojas se tornan con un tono amarillento (mezcla de verde y rojo) (Luoheng & Karen, 2005; Nelson & Cox, 2009).

Figura 4

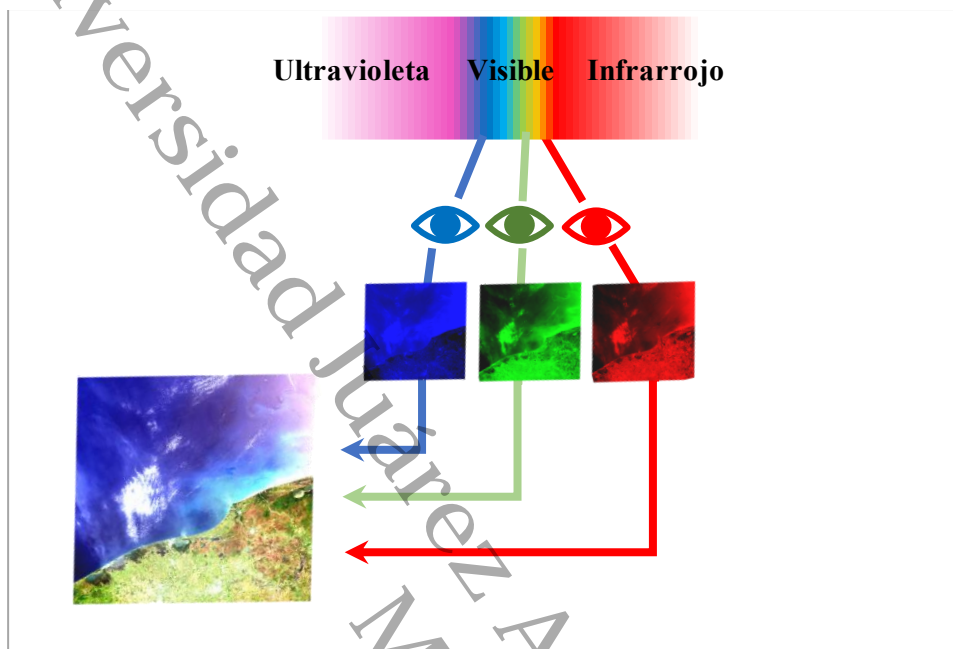
Espectro electromagnético y firma espectral de clorofila-a. Fuente: Basado en OpenStax (2013) y Chuyieco (2016).



De acuerdo con Brown & Harder(2016), los sensores activos o pasivos registran la energía que se refleja o emite desde la cobertura terrestre. Las imágenes multispectrales miden ciertos rangos de frecuencia en el espectro electromagnético, estos rangos son conocidos como bandas e incluyen el rango de luz visible por el ojo humano (azul, verde y rojo), el rango infrarrojo, entre otros (Figura 5).

Figura 5

Bandas del espectro electromagnético. Basado en Brown & Harder (2016).

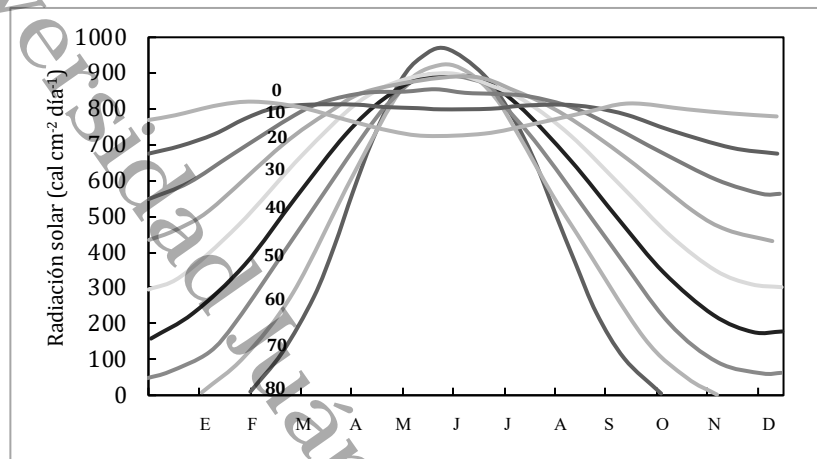


En los cuerpos de agua, la energía recibida está en función del ángulo de la luz solar incidente, la cual varía según la latitud, la estación y la hora del día. No toda la radiación que llega a un cuerpo de agua incide sobre él, ya que una porción significativa es reflejada por la superficie y emerge del sistema. En un día despejado de verano, el porcentaje promedio luz solar incidente que es reflejada es del 5 – 6%, este promedio aumenta hasta 10% durante el verano (Wetzel, 2001).

De acuerdo con Gates (1962) entre menor sea la latitud geográfica de una superficie, esta recibe más radiación solar (**Figura 6**). Por ejemplo, las regiones ecuatorianas con latitudes de 0 son las que más radiación reciben a lo largo del año. La región sureste de México se encuentra en una latitud de entre 17 y 21, y recibe el mayor nivel de radiación en el mes de junio.

Figura 6

Radiación solar recibida en una superficie horizontal para diferentes latitudes geográficas en función de la época del año. Fuente: Gates (1962).



2.7. La clorofila-*a* como indicador ambiental

Los indicadores ambientales son herramientas que permiten obtener información y monitorear la calidad del ambiente con la finalidad de evaluar y definir el uso y aprovechamiento de los recursos (Jiménez-Moreno *et al.*, 2019). En ocasiones, estos indicadores se aplican con un enfoque temporal y espacial que analizan la calidad del agua y su evolución a lo largo del tiempo. Un ejemplo de aplicación es el estudio realizado por Lobato *et al.* (2015), quienes midieron parámetros fisicoquímicos para implementar un Índice de Calidad del Agua en la Presa de Tucuruí durante el periodo de 2009 y 2012. El indicador mostró ser eficaz para detectar las variaciones estacionales en la calidad del agua, provocadas por el ciclo hidrológico en la región.

Además de la evaluación basada en parámetros fisicoquímicos, los indicadores ambientales pueden utilizarse para el monitoreo de organismos acuáticos, como lo demuestra el estudio realizado por Gharib *et al.* (2011), el que se utilizaron especies de fitoplancton como indicadores de calidad del agua de las costas de Matrouh en el periodo de 2009 y 2010. Como se mencionó en los apartados anteriores, la clorofila-*a* es el pigmento que se encuentra en los productores primarios, como el fitoplancton, lo que la relaciona de forma directa con la productividad primaria y funciona como indicador en los ecosistemas acuáticos.

En la **Tabla 2** se presentan diversos estudios de las últimas décadas, en los que se ha reportado que la medición de la reflectancia emergente en los cuerpos de agua dulces y salinos permite estimar la concentración de clorofila-*a*. Esto ha sido posible a través de relaciones empíricas de las bandas espectrales y modelos de diversas plataformas satelitales con diferentes resoluciones, como Landsat, MODIS, Quickbird y Sentinel. En estos estudios se han registrado valores de clorofila-*a* de hasta 24.92 $\mu\text{g/L}$ con variaciones estacionales. También, autores como El-Amier *et al.* (2016) y Nas *et al.* (2009) relacionaron la concentración clorofílica con valores de fósforo y transparencia de Secchi para determinar la categoría trófica de los cuerpos de agua con base en lo propuesto por Vollenweider & Kerekes (1982).

Tabla 2

*Estudios en los que se ha determinado los niveles concentración de clorofila-*a* con el uso de teledetección.*

Estudio	Sistema	Periodo	Intervalo de concentración de clorofila- <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$)
Estruch Benito (2010)	Costa	Jul 2009	0.2 – 4.3
Andreo (2015)	Costa	2003 - 2013	0.2 – 4.8
Cao (2018)	Costa	May 2014	0.1 – 7.3
Brivio <i>et al.</i> (2001)	Lago	Mar 1993	0.1 – 4.2
Luoheng & Karen (2005)	Lago	May 2002	0.9 – 24.9
Montecino & Pizarro (2006)	Lago	Ago 1995 - oct 1998	0.3 – 10.0
Nas <i>et al.</i> (2009)	Lago	Jun 2005	0.4 – 4.1
El-Amier <i>et al.</i> (2016)	Lago	ND	0.8 – 21.1
Trent <i>et al.</i> (2017)	Lago	Abr - ago 2011	0.5 – 5.0
Callisaya Machaca (2018)	Lago	Abr 2018	1.8 – 7.6
Morillo Díaz <i>et al.</i> (2018)	Lago	2011 - 2016	0.0 – 20.3

2.8 Legislación ambiental de la clorofila-*a*

La estandarización de la calidad del agua es otro factor importante ya que regula los niveles adecuados de concentración clorofílica en los cuerpos acuáticos. En el continente americano, cuatro países han establecido normativas para regular los niveles de clorofila-*a* en aguas superficiales. Chile y Estados Unidos destacan por tener legislaciones más detalladas, definiendo los valores adecuados según las cuencas o regiones del país. En contraste, en México no existe una legislación que haga referencia a valores permisibles en cuerpos acuáticos. La **Tabla 3** resalta la diversidad en los enfoques regulatorios adoptados por distintos países para controlar la presencia de clorofila-*a* en cuerpos de agua.

Tabla 3

*Países que cuentan con estándares que regulan la clorofila-*a* en cuerpos de agua superficial.*

País	Ley	Valor de referencia de clorofila- <i>a</i> (µg/L)
Brasil	Resolución del Consejo Nacional del Medio Ambiente no. 357 de 2005.	30
Chile	Normas secundarias de protección de las aguas continentales superficiales en la cuenca.	≤ 10
Perú	Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM.	8
Estados Unidos	Ambient Water Quality Criteria Recommendations Information Supporting the Development of State and Tribal Nutrient Criteria, Lakes and Reservoirs in Nutrient Ecoregion 14.	2.1 - 6

3. Justificación

Para evaluar la salud de los ecosistemas acuáticos se utilizan diversas técnicas, desde simples observaciones de materia flotante hasta métodos más precisos que requieren equipo especializado. Los programas de monitoreo, mediante teledetección y Sistemas de Información Geográfica (SIG), ofrecen alternativas efectivas, económicas y válidas en comparación con las mediciones *in situ*, que están limitadas a puntos específicos del cuerpo de agua.

En la actualidad existen estudios en los que se han utilizado los SIG para evaluar la productividad primaria en cuerpos de agua, no obstante, en este estudio se resalta la importancia de su aplicación en un entorno urbano de alta relevancia ecológica: la Laguna de las Ilusiones, un Área Natural Protegida estatal y hábitat de diversas especies protegidas. También, se busca cuantificar las variaciones espaciales y temporales de la productividad primaria, ocasionadas a partir del desarrollo industrial y de las actividades humanas.

Una de las ventajas más importantes de la teledetección sobre los análisis convencionales, es que puede generar información espacial y temporal de manera ininterrumpida, proporcionando un análisis más sinóptico del medio acuático porque no depende de puntos de muestreos seleccionados, posibilitando el análisis de dinámicas a gran escala y con más frecuencia temporal (Usali e Ismail, 2010).

Por último, la incorporación del análisis de comunidades microalgales en estudios hidrológicos fortalece el diagnóstico de la calidad del agua. Las microalgas son fundamentales en la red trófica, ya que como productores primarios son esenciales en la oxigenación del medio acuático. En este sentido, el objetivo de la presente investigación es determinar si la teledetección puede ser utilizada para estimar, como un indicador indirecto de la productividad primaria, la concentración de clorofila-*a*. Esto con el fin de establecer su utilidad como indicador de calidad del agua en cuerpos de agua de Villahermosa y así poder detectar fuentes puntuales de contaminación.



4. Pregunta de investigación

¿Cómo los valores de clorofila-*a* obtenidos mediante un análisis de teledetección espacio-temporal reflejan los valores *in situ* de clorofila-*a* y su relación entre la composición de la comunidad microalgal y las condiciones fisicoquímicas en la Laguna de las Ilusiones, Villahermosa?

5. Hipótesis

Los valores de clorofila-*a* obtenidos mediante teledetección reflejan de manera cercana las variaciones espaciales y temporales de su concentración y las comunidades microalgales medidas en campo en un cuerpo de agua urbano de Villahermosa, Tabasco.

6. Objetivos

6.1. Objetivo general

Evaluar la dinámica espacio-temporal de los efectos acumulativos de bioindicadores en la calidad del agua superficial de la ciudad de Villahermosa, Tabasco.

6.2. Objetivos específicos

- Delimitar las nanocuenca circunscritas a la laguna de las Ilusiones con el uso de un Modelo Digital de Elevación LiDAR.
- Estimar la variación de la concentración de clorofila-*a* en la nanocuenca con imágenes satelitales Landsat para el periodo 1988 – 2022.
- Determinar parámetros fisicoquímicos de calidad de agua y la concentración de clorofila-*a* en la laguna de las Ilusiones en el periodo de estiaje.
- Identificar taxonómicamente las comunidades microalgales presentes en la laguna.
- Analizar la estructura de la comunidad microalgal y su relación con los parámetros fisicoquímicos del agua.
- Modelar geoespacialmente los efectos acumulativos en la nanocuenca para la evaluación de la dinámica de productividad a través de un análisis de tendencias de cambio.

7. Metodología

7.1. Área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en la ciudad de Villahermosa, ubicada en la cuenca hidrográfica Río Grijalva-Usumacinta, correspondiente a la Región Hidrográfica 30. Según datos del INEGI (2017), la ciudad se encuentra dentro de cuatro subcuencas: Río Carrizal, Río Grijalva, Río Samaria y Río Viejo Mezcalapa. Esta área está atravesada por tres ríos principales: Grijalva, Carrizal y Viejo Mezcalapa y alberga un total de 19 lagunas permanentes y 6 temporales, como señala Rodríguez Rodríguez (2002).

De acuerdo con las normales climatológicas ofrecidas por el Servicio Meteorológico Nacional, la temperatura media anual en Villahermosa es de 27.4°C, con valores extremos que oscilan entre 11.3 °C y 43.5 °C, siendo el periodo más cálido entre los meses de marzo y mayo.

El sitio de estudio corresponde a la Laguna de las Ilusiones, una laguna urbana continental que abarca una superficie aproximada de 260 hectáreas (Rodríguez Rodríguez, 2002) (**Figura 7**). Es relevante destacar que, en el año 1995, la Laguna de las Ilusiones fue designada como Área Natural Protegida, bajo la categoría de Reserva Ecológica, según lo publicado en el Periódico Oficial del Gobierno del estado de Tabasco.

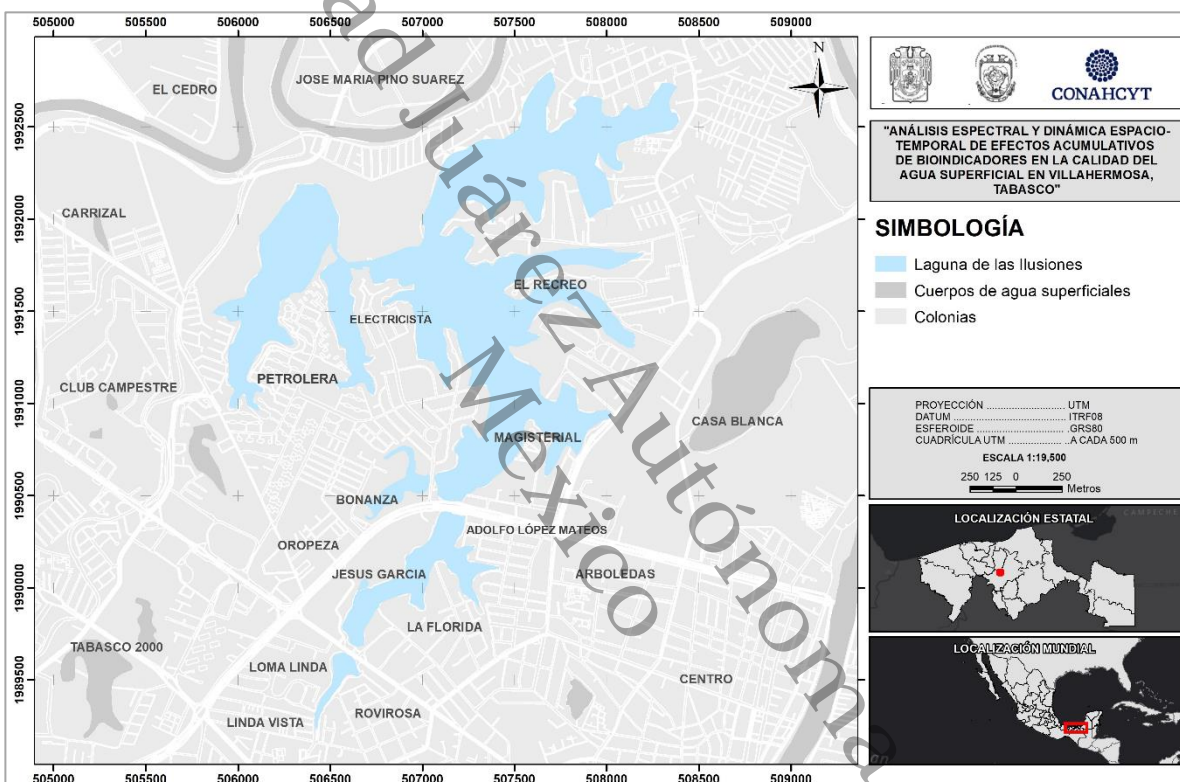
La laguna es un sistema léntico que ha recibido afectaciones como pesca clandestina, descargas de aguas residuales sin tratamiento, deforestación, incendios, caza furtiva y residuos procedentes de las colonias circundantes. Estas actividades han generado una alta contaminación y desequilibrio ecológico, como lo señala el Programa de Manejo de la Reserva Ecológica Laguna de las Ilusiones (BIENESTAR, 2019). En este mismo programa, se destaca que existen diez colonias aledañas a la laguna: Adolfo López Mateos, Bonanza, El recreo, Electricista, Jesús García, Linda Vista, José Narciso Rovirosa, Tierra Colorada, Petrolera y Magisterial.

De acuerdo con el programa de manejo (BIENESTAR, 2019) la zona del Vaso Cencali (aledaña a la colonia José Narciso Rovirosa) es la zona más contaminada porque presenta condiciones anóxicas y elevada mortandad de peces. La zona del parque Tomás Garrido (colonia Jesús García) presenta altos valores de sedimentación atribuibles a los aportes del Vaso Cencali.

Es relevante destacar que en la zona de las colonias Magisterial y José María Pino Suárez se detectaron afectaciones consecuentes de la aplicación de sustancias herbicidas para el control de plagas (lirio acuático). Caso contrario de las zonas de las colonias Electricistas y Petrolera, que además de ser las zonas más alejadas de la mancha urbana, el control de lirio acuático se realiza de manera mecánica.

Figura 7

Localización geográfica del área de estudio.



En la actualidad, la laguna forma parte de la Red Nacional de Medición de la Calidad del Agua, en donde se monitorean los parámetros de Sólidos Suspendidos Totales (SST), Coliformes Totales, Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Bioquímica de Oxígeno a cinco días (DBO_5). Sin embargo, y como se mencionó con anterioridad, esta red de monitoreo presenta una frecuencia irregular.

7.2. Delimitación de nanocuenca

De acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (2010), la división hidrográfica en México está compuesta por tres niveles de desagregación: 37 Regiones Hidrográficas, 158 Cuencas Hidrográficas y 976 Subcuencas Hidrográficas.

La cuenca es un área fisiográfica delimitada por un parteaguas en donde la topografía y la precipitación pluvial forman un sistema de corrientes que confluyen y desembocan a una misma dirección para finalmente drenar en un río o arroyo principal hacia el punto de salida que puede ser un lago o el mar. La importancia de su delimitación radica en que los procesos socioecológicos (como la agricultura, urbanización o el transporte de contaminantes) tienen efectos acumulativos sobre la red hidrológica. Esto puede afectar de forma positiva o negativa la calidad y cantidad del agua, el equilibrio del ecosistema y la calidad de vida de las personas (Cotler Ávalos *et al.*, 2013).

Dado que las microcuencas comprenden una extensión mayor al área de este estudio, se optó por la delimitación de nanocuenas, que permiten dividir el comportamiento hidrológico dentro de una microcuenca. Para ello, se utilizó un Modelo Digital de Superficie con una resolución espacial de 30 metros, obtenido desde el portal *EarthExplorer* del Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS). El software empleado fue QGIS versión 3.20.3, y se empleó la metodología establecida por el equipo desarrollador de GRASS GIS (2022), que también han utilizado autores como Pandav *et al.* (2019) y Acosta *et al.* (2016). Todos los datos fueron manejados en el sistema de coordenadas UTM Zona 15N con datum ITRF-08.

7.3. Medición satelital de clorofila-*a*

Para la medición satelital de la concentración de clorofila-*a* en la Laguna de las Ilusiones, se desarrolló un código en la plataforma *Google Earth Engine*. Sin embargo, para validar estos valores fue necesario compararlos con un procedimiento estandarizado en otro software (QGIS) y con mediciones experimentales obtenidas en campo.

Los registros de monitoreo de calidad del agua en la Laguna de las Ilusiones no incluyen datos de clorofila-*a*, ya que esta variable no forma parte de la Red de Monitoreo. No obstante, su medición resulta fundamental para la estimación y validación de los cálculos satelitales. Debido a

limitaciones logísticas, el muestreo en este estudio debía esperar para realizarse durante el periodo de estiaje. Para avanzar con la investigación, se utilizaron las mediciones de clorofila-*a* reportadas por Cruz Ramírez (2019) en la Laguna Chaschoc, ubicada en el municipio de Emiliano Zapata, Tabasco, dentro de la misma cuenca hidrológica y bajo condiciones climáticas y ecológicas similares. Los resultados obtenidos revelaron que los valores de clorofila-*a* fueron más elevados en los meses de marzo y mayo (**Tabla 4**). Esta tendencia se atribuyó a que estos meses son los más cálidos, lo que propicia un aumento en la productividad del sistema acuático.

Tabla 4

*Valores de clorofila-*a* en mg/m³ obtenidos en el estudio de Cruz Ramírez (2019) para la laguna Chaschoc (agosto 2013-mayo 2014).*

Chaschoc	Agosto 2013	Noviembre 2013	Marzo 2014	Mayo 2014
Min	3.2	4.9	3.7	4.2
Max	5.5	7.9	30.1	50.6
Media	3.8	6.1	18.9	18.5

Los valores de clorofila-*a* registrados en la **Tabla 4** se utilizaron como puntos de referencia preliminares en la metodología para la estimación satelital. Esta aproximación inicial se replicó luego en el área de estudio de la investigación: la Laguna de las Ilusiones.

7.3.1. Obtención de imágenes satelitales

Las imágenes satelitales se obtuvieron de forma gratuita en el servidor del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS). Se seleccionaron las imágenes Landsat porque esta misión tiene una amplia cobertura temporal. Desde el año 1972 al presente se han puesto en órbita nueve diferentes satélites (Wulder *et al.*, 2019):

- Landsat 1 (1972 – 1978)
- Landsat 2 (1975 – 1982)
- Landsat 3 (1978 – 1983)
- Landsat 4 (1982 – 1993)
- Landsat 5 (1984 – 2013)

- Landsat 7 (1999 – presente)
- Landsat 8 (2013 – presente)
- Landsat 9 (2021 – presente)

Para la búsqueda de imágenes en el portal, se seleccionó el área y el periodo de interés y se obtuvo una lista de imágenes satelitales disponibles capturadas por los diferentes satélites. Se seleccionaron las imágenes que mostraban con claridad la superficie de la laguna y sus alrededores sin interferencias significativas. Se priorizaron aquellas imágenes con una cobertura de nubosidad menor al 10%, para asegurar resultados confiables en la estimación espectral.

Como un caso particular, en mayo del 2003 el satélite Landsat 7 presentó un fallo que ocasionó error de bandeo en las imágenes. Este error se arregló utilizando el proceso de corrección que se describe en el apartado 7.3.3.1. Desarrollo y validación del código.

Para la estimación satelital preliminar de la laguna Chaschoc, se seleccionó la imagen satelital obtenida el 17 de noviembre de 2013 por el satélite Landsat 7 a través del servidor del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS). Esta imagen presentó la menor cantidad de nubosidad en comparación a otras tomadas en fechas cercanas, de esta manera se garantizaron las condiciones óptimas para la comparación y validación de los datos obtenidos.

Después de la estimación preliminar y la validación del código en la laguna Chaschoc, se procedió a la búsqueda de imágenes en la Laguna de las Ilusiones para la estimación de la variación espacio temporal. Se examinaron todas las imágenes satelitales entre el periodo de 1988 a 2022 con el proceso de selección descrito anteriormente. Al final, se procesaron 190 imágenes en total, divididas como se menciona a continuación:

- 4 de Landsat 4 TM (*Thematic Mapper*)
- 80 de Landsat 5 TM (*Thematic Mapper*)
- 22 de Landsat 7 ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper Plus*)
- 76 de Landsat 8 OLI (*Operative Land Imager*)
- 8 de Landsat 9 OLI (*Operative Land Imager*)

7.3.2. Procedimiento en QGIS

En este apartado se describe el procedimiento realizado exclusivamente para la imagen satelital de la laguna Chaschoc, utilizada como prueba preliminar para la validación del método. Esta metodología no se aplicó a las imágenes satelitales de la Laguna de las Ilusiones, como se detalló en el apartado anterior.

7.3.2.1. Corrección radiométrica y atmosférica

La calibración radiométrica y atmosférica permite obtener valores de reflectancia más representativos de la superficie terrestre porque corrige las alteraciones ocasionadas por las partículas presentes en la atmósfera (como los aerosoles o las moléculas). Para aplicar esta calibración en las imágenes Landsat utilizadas, se aplicó la Reflectancia al Tope de la Atmósfera (TOA) y una corrección atmosférica mediante el método DOS1, de acuerdo con la metodología establecida por el USGS (s.f.). Estos dos procesos están incorporados en el Sistema de Información Geográfica QGIS.

Cabe mencionar que esta parte de la metodología solo fue realizada en QGIS para la validación preliminar en la laguna Chaschoc, ya que el objetivo de esta era comparar los resultados entre el software y la plataforma *Google Earth Engine*. La corrección radiométrica y atmosférica de las 190 imágenes satelitales de la Laguna de las Ilusiones se procesaron en el código de la plataforma descrito en el apartado 7.3.3.1. Desarrollo y validación del código.

7.3.2.2. Estimación de la distribución de clorofila-a mediante índices espectrales en QGIS

Con el uso de las propiedades espectrales de los cuerpos de agua, es posible la estimación de la concentración de la clorofila-a empleando la porción óptica infrarroja del espectro electromagnético. Por ejemplo, las bandas 1 a 4 del satélite Landsat 7 se encuentran en el rango espectral (de 450 nm a 900 nm) donde la luz penetra el agua a una suficiente profundidad para adquirir detalles acerca de su calidad (Land & Water Consulting, 2004; El-Amier *et al.*, 2016).

Para estimar la concentración de clorofila-*a*, se utilizó el modelo sugerido por Brivio *et al.* (2001) que también ha sido usado por Farag & El-Gamal (2012) y El-Amier *et al.* (2016). La presencia de clorofila-*a* se determina con las reflectancias atmosféricamente corregidas de las bandas 1 (azul) y 3 (rojo) y son normalizadas por la reflectancia en la banda 2 (verde). Las bandas se seleccionan de acuerdo con la correspondencia espectral para cada satélite, considerando las longitudes de onda de azul, verde y rojo.

En los sensores de los satélites Landsat el orden de las bandas espectrales es el mismo hasta el satélite Landsat 7, en el que la banda 1 representa el rango espectral del azul, mientras que a partir de las misiones Landsat 8 y 9, el azul se representa en la banda 2 (Bravo Morales, 2017). En la **Tabla 5** se presenta un cuadro comparativo con el ajuste de la fórmula para cada sensor.

Tabla 5

*Fórmulas para el cálculo de clorofila-*a* ajustadas según el sensor satelital Landsat.*

	Landsat 4, 5 y 7	Landsat 8 y 9
$chl \left(\frac{mg}{m^3} \right) =$	$9.82 \cdot \frac{Banda\ 1 - Banda\ 3}{Banda\ 2}$	$9.82 \cdot \frac{Banda\ 2 - Banda\ 4}{Banda\ 3}$

La aplicación de esta fórmula utilizando la calculadora ráster en QGIS, solo se realizó para la validación preliminar en la laguna Chaschoc, en la que se escribió la ecuación seleccionando las banda azul, verde y roja correspondientes al satélite Landsat 7 (de donde procedía la imagen satelital de noviembre de 2013). Una vez validada la fórmula en QGIS con la imagen satelital de noviembre de 2013, se procedió a replicar el cálculo en la plataforma *Google Earth Engine* para la laguna Chaschoc y para las 190 imágenes satelitales de la Laguna de las Ilusiones. Este procedimiento se describe a continuación.

7.3.3. Procedimiento en Google Earth Engine

7.3.3.1. Desarrollo y validación del código.

La metodología implementada en *Google Earth Engine* consistió en el desarrollo de un código que permitiera replicar los resultados obtenidos en QGIS. La plataforma de Google cuenta

con líneas de código preestablecidas según la tarea que se requiera, por lo que el código de programación se estructuró de la siguiente manera:

- Se importó la imagen satelital a través de su código de identificación.
- Se aplicó la corrección atmosférica mediante el algoritmo «*ee.Algorithms.Landsat.TOA(input)*».
- Se calculó la concentración de clorofila-*a* según las ecuaciones descritas en la **Tabla 5**.
- Se centró la vista hacia el área de estudio.
- Se realizó un recorte espacial de la imagen usando un shapefile vectorial del cuerpo de agua.
- Se visualizaron los resultados gráficos sobre el mapa.

7.3.3.2. Aplicación del código al área de estudio.

Una vez validado el código con la imagen de la laguna Chaschoc, se desarrolló una versión más robusta para su aplicación en la Laguna de las Ilusiones. Esta versión incluyó la identificación automática de cada imagen, la asignación de bandas específicas según el sensor y un condicional que permitió el procesamiento iterativo sobre cada imagen. Además, se automatizó la exportación, asignando como nombre el valor de la fecha de adquisición, y se personalizó el recorte espacial utilizando un polígono correspondiente al contorno de la laguna. Este código se aplicó a todas las imágenes satelitales seleccionadas desde 1988 a 2022 mencionadas en el apartado 7.3.1.

Con el uso de la instrucción en bucle *for* se calculó la distribución espacial de la clorofila-*a* en cada imagen y, por último, *Google Earth Engine* permitió guardar cada mapa de manera individual en formato *raster* (.TIF).

7.3.4. Álgebra de mapas

Los mapas obtenidos del código aplicado a las imágenes satelitales de laguna de las Ilusiones se procesaron en la calculadora ráster del software QGIS. Se calculó el promedio mensual de la concentración de clorofila para todos los años sumando todas las imágenes satelitales del mismo mes y dividiéndolas entre el total de imágenes por mes. También se calculó el promedio

total de todas las imágenes satelitales para obtener una sola imagen o capa ráster final que representó el efecto acumulado del comportamiento espacial de la clorofila-*a* en la laguna durante el periodo 1988–2022.

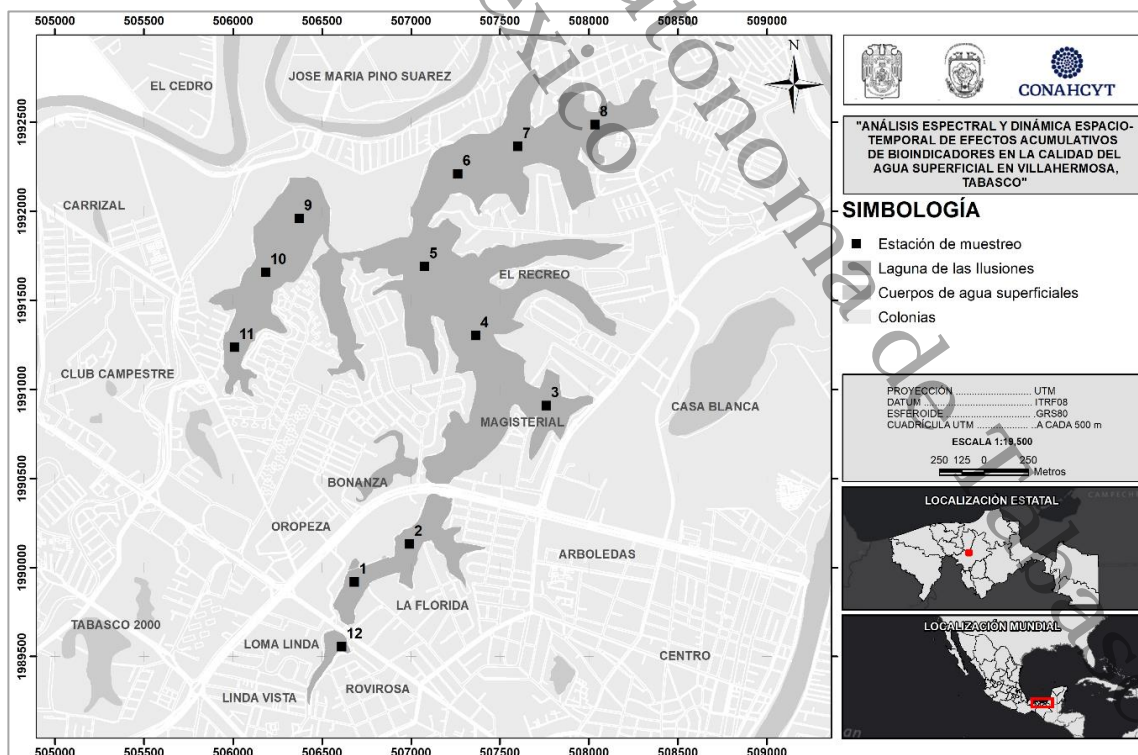
7.4. Muestreo

7.4.1. Estaciones de muestreo

El muestreo en la Laguna de las Ilusiones se realizó en los meses de estiaje (marzo, abril y mayo del 2023). La ubicación de la toma de muestras se basó en lo establecido por Margalef (2005), quien menciona que las muestras se pueden disponer al azar o siguiendo una pauta regular, ya que los censos se basan en la superposición o intersección de las distribuciones de los organismos con las áreas de muestreo, que pueden ser iguales en este caso, por lo tanto, se optó por utilizar una red regular en cada sección de interés (**Figura 8**).

Figura 8

Ubicación de las estaciones de muestreo en la Laguna de las Ilusiones.



7.4.2. Descripción de la toma de muestra

En cada estación se tomó una muestra a profundidad total y otra a profundidad media con una botella de van Dorn, colocando las muestras en botellas de vidrio color ámbar para su almacenamiento, previo su fijación con solución de Lugol. En el caso de la clorofila-*a*, solo se tomó a profundidad media. El análisis *in situ* incluyó los parámetros fisicoquímicos de pH, temperatura, conductividad eléctrica y sólidos disueltos medidos con el equipo HANNA HI98130, también incluyó parámetros de transparencia del agua como la turbiedad, sólidos suspendidos totales y color aparente medidos con un colorímetro HANNA DR900. El oxígeno disuelto fue medido con un detector de oxígeno DO9100 y el fósforo, nitrógeno y potasio se midieron con tiras reactivas cualitativas HANNA HI3896.

7.5. Medición experimental de clorofila-*a*

La determinación de clorofila-*a* en las muestras se basó en la recomendada por Trent *et al.* (2017), quienes utilizaron el equipo portátil CCM-200 plus, diseñado para la determinación instantánea del contenido de clorofila en hojas. Este equipo emplea la transmitancia en dos longitudes de onda (931 nm y 653 nm) para calcular un índice adimensional de contenido de clorofila (CCI), relativo a la cantidad de pigmento presente en la muestra. El índice de contenido de clorofila (CCI) obtenido debe ajustarse con la siguiente ecuación:

$$ACCI = \frac{CCI - 1.0}{\left(\frac{mL \text{ agua filtrada}}{1000}\right)}$$

El valor 1.0 se debe a que el CCM-200 plus establece los valores en blanco como 1.0, para indicar un contenido de clorofila de cero. Por lo tanto, para establecer una base inicial de cero, se le resta este valor. El valor de 1000 permite la conversión de los valores ajustados a mg/L.

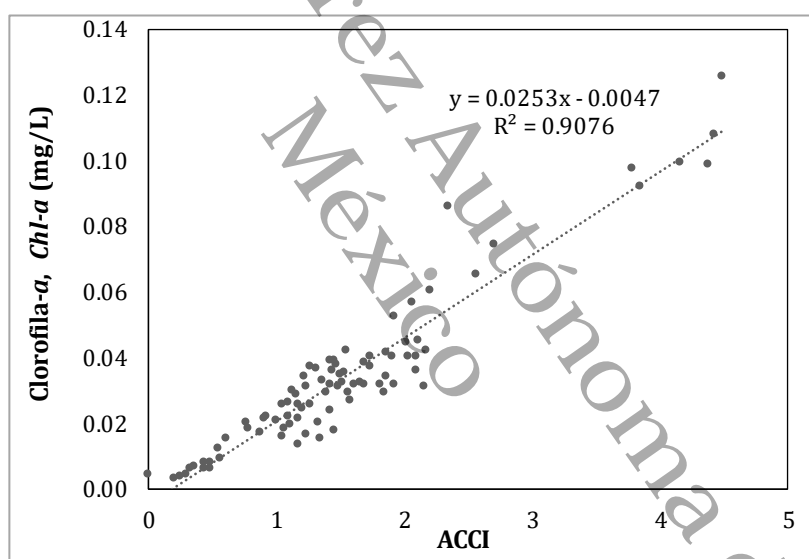
Las muestras de aguas se hicieron pasar por un filtro de microfibras de vidrio marca Whatman de 1.2 µm de tamaño y 47 mm de diámetro (CAT No. 1822-047). El filtro fue colocado en un embudo de filtración sostenido por un matraz Kitasato y una bomba de vacío hasta que el

filtro se saturó y fue colocado de manera cuidadosa en la cámara del equipo CCM-200 plus para obtener el registro del índice de contenido de clorofila.

El valor de clorofila-*a* en mg/L se determinó utilizando la relación propuesta por Trent *et al.* (2017). Estos investigadores desarrollaron una ecuación polinómica según la gráfica de la **Figura 9**, que establece la correspondencia entre los valores reales de clorofila-*a* y el índice de clorofila. Esta correlación permitió una estimación de los niveles de clorofila-*a* en función de los datos del índice de clorofila, lo que facilitó la interpretación y cuantificación de la concentración de clorofila-*a* en las muestras analizadas.

Figura 9

*Relación entre los valores del índice de clorofila-*a* y los valores de clorofila obtenidos por laboratorio en un estudio de Trent et al. (2017).*



Al obtener los valores de clorofila-*a* para cada estación por cada mes, se empleó el software *Surfer* para crear mapas de isoconcentraciones. Los tres mapas obtenidos (uno de cada mes) se procesaron en QGIS para su conversión a formato ráster y, de forma posterior, se empleó la calculadora ráster para generar un último mapa del promedio de los valores de clorofila-*a* de los tres meses.

7.6. Modelo de efectos acumulativos

Para modelar los efectos acumulativos se siguió la metodología de Eastman (2012). Se empleó el Sistema de Información Geográfica IDRISI Selva 17.0 mediante su módulo Modelador de Cambios en el Terreno para el Sustento Ecológico, que modela el potencial para transiciones en el terreno, determinando cómo las variables influyen en los cambios futuros, estimando cuántos cambios sucedieron y calculando una cantidad relativa de transición a la fecha futura. Después, se aplicó el modelo de transición de Markov para predecir la evolución de la distribución espacial del sistema a lo largo del tiempo, dado el estado inicial y con la matriz de probabilidades de transición obtenidas en el Modelador de Cambios.

Se realizaron dos instancias de este proceso. En la primera, se empleó el promedio de las imágenes satelitales procesadas en *Google Earth Engine* correspondientes a las fechas 30/03/1990 y 13/08/2022. En la segunda instancia, se utilizó el mapa del promedio de los valores de clorofila-*a* medidos *in situ*.

Para homogeneizar la información cuantitativa de los mapas, se llevó a cabo una reclasificación utilizando el complemento *r.reclass* en QGIS. Con el fin de facilitar el procesamiento en IDRISI, estos datos reclasificados, expresados en valores enteros, fueron convertidos a formato binario mediante la herramienta *CONVERT* de IDRISI.

Luego, se aplicó el modelo de cambio en IDRISI, cargando el mapa inicial (el promedio de las imágenes satelitales de *Google Earth Engine*) y final (provenientes del promedio de los tres muestreos), especificando el intervalo temporal entre ambas fechas. En este mismo modelo se generaron matrices que contenían valores de persistencia y transición. Estas matrices se utilizaron posteriormente en el complemento *CA MARKOV* dentro de IDRISI, donde se especificaron los años de proyección para modelar la predicción de cambios, pérdidas y ganancias, que se consideró en 10 años.

7.7. Identificación de fitoplancton

Con el objetivo de analizar el comportamiento espacio-temporal del fitoplancton en la laguna, se seleccionaron 20 muestras para su observación microscópica, distribuidas de la siguiente manera: 17 muestras en las estaciones E1, E2, E3, E6, E8 y E11 (tres muestras por estación, una por cada mes de muestreo), y dos muestras de la estación E12 (una de abril y otra de mayo). La selección de las muestras se realizó con base en una ponderación de los valores de clorofila-*a* obtenidos en los tres muestreos, cubriendo el rango completo desde los valores más bajos hasta los más altos y dando prioridad a las estaciones con las concentraciones más altas.

Antes del análisis, cada muestra fue homogenizada. Se extrajo una alícuota utilizando una pipeta y se depositó en una cámara de Sedgwick Rafter cuadrículada con capacidad de 1 mL. Su análisis se llevó a cabo con un microscopio invertido y objetivo de 40X (Primovert de la marca Zeiss).

El conteo y la identificación taxonómica de los organismos se realizó con base en literatura especializada como Philipose (1967), Belcher & Swale (1976), Compère (1977), Ortega (1984), Caljon (1983), Komárková-Legnerová y Tavera (1996), López-Adrián & Medina (2005), Wehr *et al.* (2003), Komárková & Tavera (2003), Komárek (2005), Komárek (2005), František (2006), Komárek & Zapomělová (2007), Rai & Misra (2012), Kim Y. J. (2013), Kim H. S. (2013), Felisberto & Souza (2014), Esqueda-Lara *et al.* (2016), entre otras. Se contaron 400 cuadrantes que a través de la metodología implementada por Reguera *et al.* (2011) permitieron estimar la densidad celular representativa del fitoplancton en las muestras seleccionadas.

La densidad celular se calculó a través de la siguiente fórmula, propuesta por Reguera *et al.* (2011):

$$D \left(\frac{cel}{mL} \right) = \frac{n^{\circ} \text{ de cel contadas}}{n^{\circ} \text{ cuadrillos barridos}} \times \frac{1000 \text{ cuadrillos}}{1 \text{ mL}}$$

En la que:

D: densidad celular (cél/mL)

7.8. Análisis estadístico

Para evaluar las diferencias en las variables fisicoquímicas entre los meses de muestreo, se verificó la normalidad de los datos utilizando la prueba de Shapiro-Wilk utilizando el software SigmaPlot versión 11.0. Dado el tamaño reducido de la muestra, se utilizó la prueba no paramétrica de Mann-Whitney (prueba U de Mann-Whitney) para realizar comparaciones pareadas entre los meses de marzo, abril y mayo.

En términos de los valores de clorofila-*a*, se realizó un análisis de correlación entre los valores obtenidos mediante teledetección y los medidos *in situ*. Se utilizaron los dos conjuntos de datos ráster: el obtenido a través del código de *Google Earth Engine* (método de teledetección) y el generado a partir de las isoconcentraciones (método experimental). En primer lugar, ambos archivos ráster fueron ajustados a la misma resolución espacial utilizando la función *resample* del paquete ráster en R. Después, se extrajeron los valores de cada píxel de ambos archivos para crear una base de datos conjunta. Para determinar si los datos seguían una distribución normal, se aplicó la prueba de Shapiro-Wilk. Como no fueron normales, se seleccionó la prueba t de Student para comparar los valores de clorofila entre los dos métodos.

Para analizar las relaciones entre los parámetros fisicoquímicos y la composición de la comunidad microalgal de las 20 estaciones de muestreo analizadas, se realizó un análisis multivariado utilizando el software R que consistió en el cálculo de matrices de correlación, cálculo de índices de diversidad y un Análisis de Componentes Principales (PCA).

Los índices de diversidad fueron calculados empleando el paquete *vegan* en R, consistieron en el Índice de Shannon (H'), Índice de Simpson (D) y la Riqueza específica (S) (**Tabla 6**), siendo importantes para caracterizar la estructura de la comunidad microalgal. Estos índices se calcularon para cada estación de muestreo y mes, lo que permitió comparar patrones espaciales y temporales. Una vez obtenidos los índices, se evaluó su relación con los parámetros ambientales mediante el cálculo de matrices de correlación utilizando el coeficiente de correlación de Spearman.

Tabla 6

Fórmulas para el cálculo de los índices de diversidad y riqueza específica.

Índice de Shannon (H')	Índice de Simpson (D)	Riqueza Específica (S)
$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i)$	$D = \sum_{i=1}^S p_i^2$	<i>S = Número total de especies presentes en la muestra</i>

Donde:

p_i : proporción de individuos de la especie i en la muestra

S : número total de especies

Por último, se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA) para visualizar las relaciones entre las variables ambientales y la distribución de los principales grupos taxonómicos del fitoplancton. El análisis se realizó sobre la matriz de correlación de Pearson entre las variables fisicoquímicas, lo cual fue implementado mediante la estandarización de los datos (scale.unit = TRUE) en la función PCA del paquete FactoMineR en R. Asegurando que todas las variables contribuyeran de forma equitativa al análisis independientemente de sus unidades de medida o magnitudes.

El PCA global integró tanto los parámetros fisicoquímicos (temperatura, pH, turbiedad, sólidos suspendidos totales y clorofila- a) como la abundancia de los principales grupos taxonómicos (Cyanobacteria, Chlorophyta, Dinoflagellata, Heterokontophyta y Euglenophyta) registrados durante el período de estudio (marzo, abril y mayo) en las diferentes estaciones de muestreo.

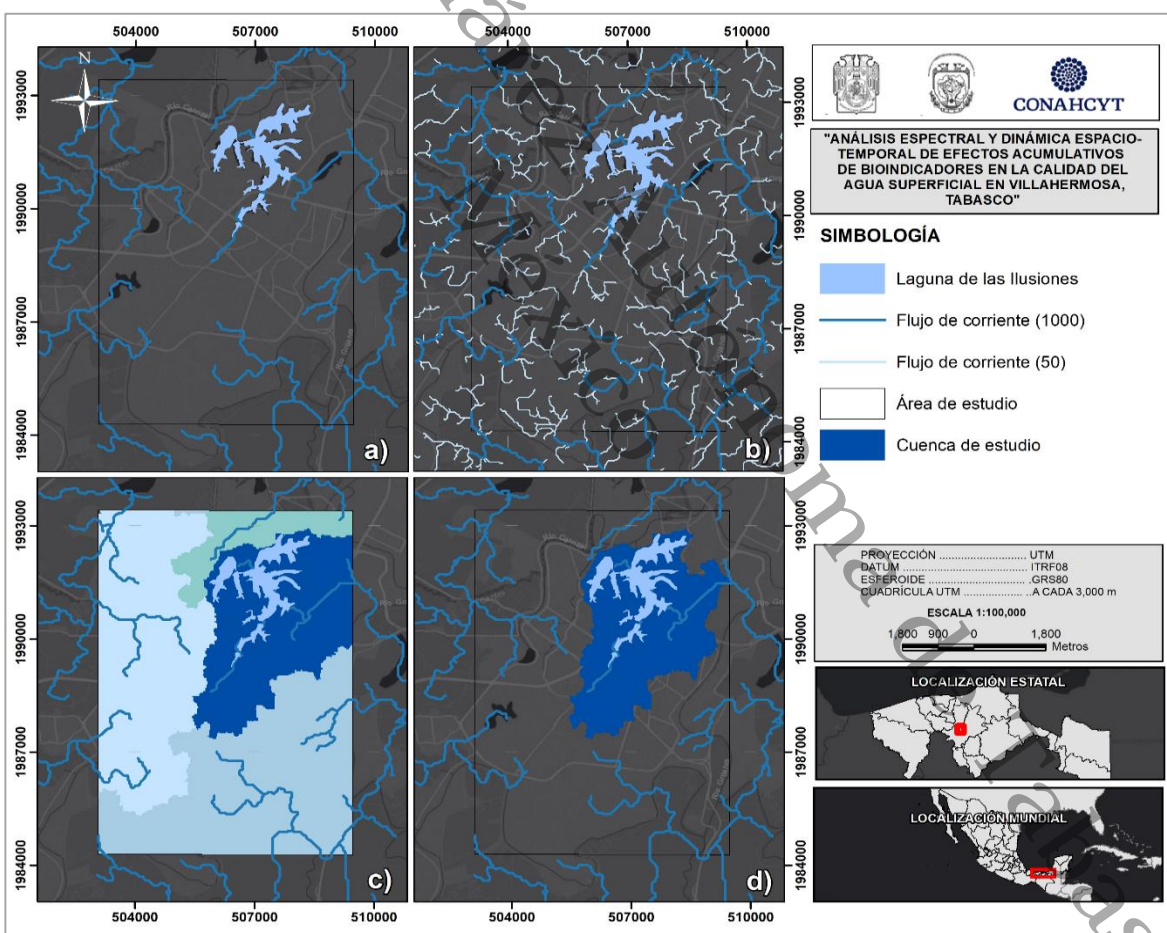
8. Resultados

8.1. Delimitación de nanocuenas

En el análisis de cuencas realizado en QGIS a través del Modelo Digital de Elevación se determinó que en el área de estudio se localizan cuatro corrientes principales de escurrimiento con forma dendrítica. El resultado obtenido fue la delimitación de cuatro nanocuenas según las corrientes principales. La cuenca de interés, que contiene la laguna de las ilusiones comprendió un área de 13.08 km² y puede ser visualizada en la **Figura 10**.

Figura 10

Delimitación de nanocuenca para el área de estudio.



Nota: a) Área de estudio con el flujo de corrientes principales. b) Área de estudio con ramificaciones más detalladas. c) Delimitación de las nanocuenas según las corrientes de escurrimiento. d) Cuenas dentro del área de estudio, la cuenca de interés es la de color azul rey.

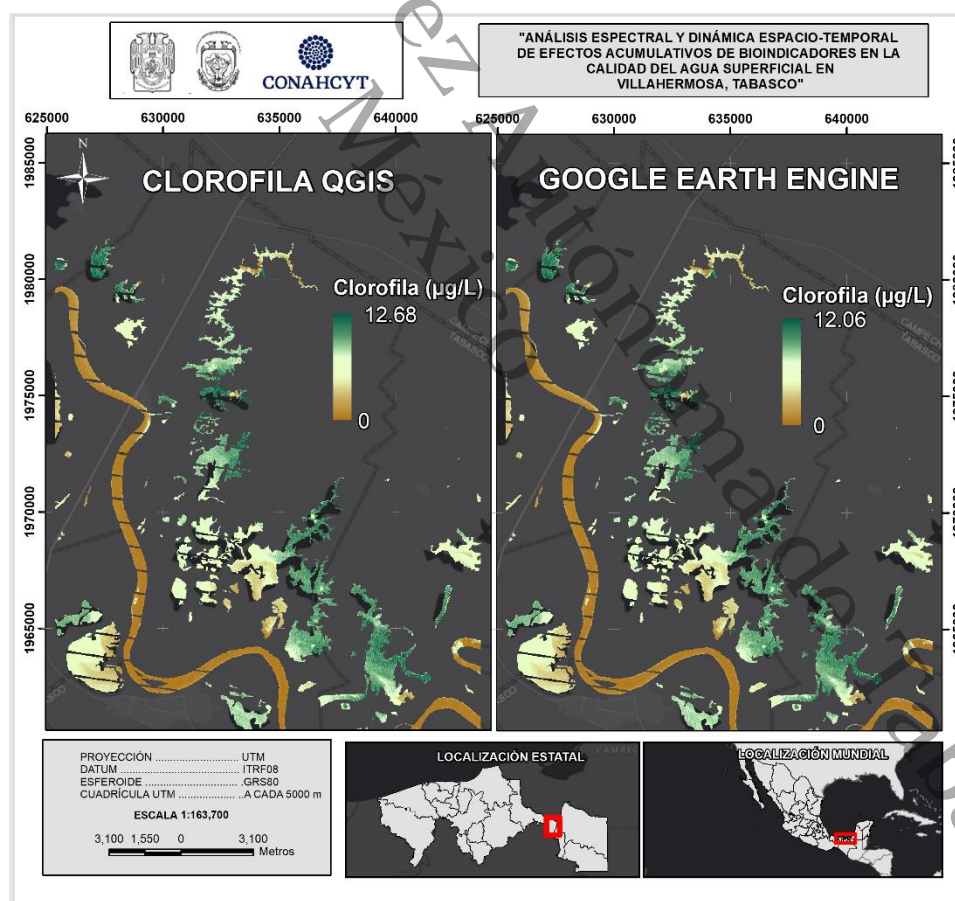
8.2. Cálculo de concentración de clorofila-a

8.2.1. Validación preliminar del código

En el análisis realizado en la laguna Chaschoc con el software QGIS se obtuvo una concentración de clorofila que osciló entre 0 y 12.68 $\mu\text{g/L}$, resultado similar al obtenido con el código desarrollado en *Google Earth Engine*, en el cual la medición máxima fue de 12.06 $\mu\text{g/L}$ (Figura 11). Este análisis permitió validar el código para aplicarlo posteriormente a la Laguna de las Ilusiones.

Figura 11

Comparación de los mapas de clorofila en la laguna Chaschoc a través del software QGIS (izquierda) y GEE (derecha) que permitió validar el código creado.

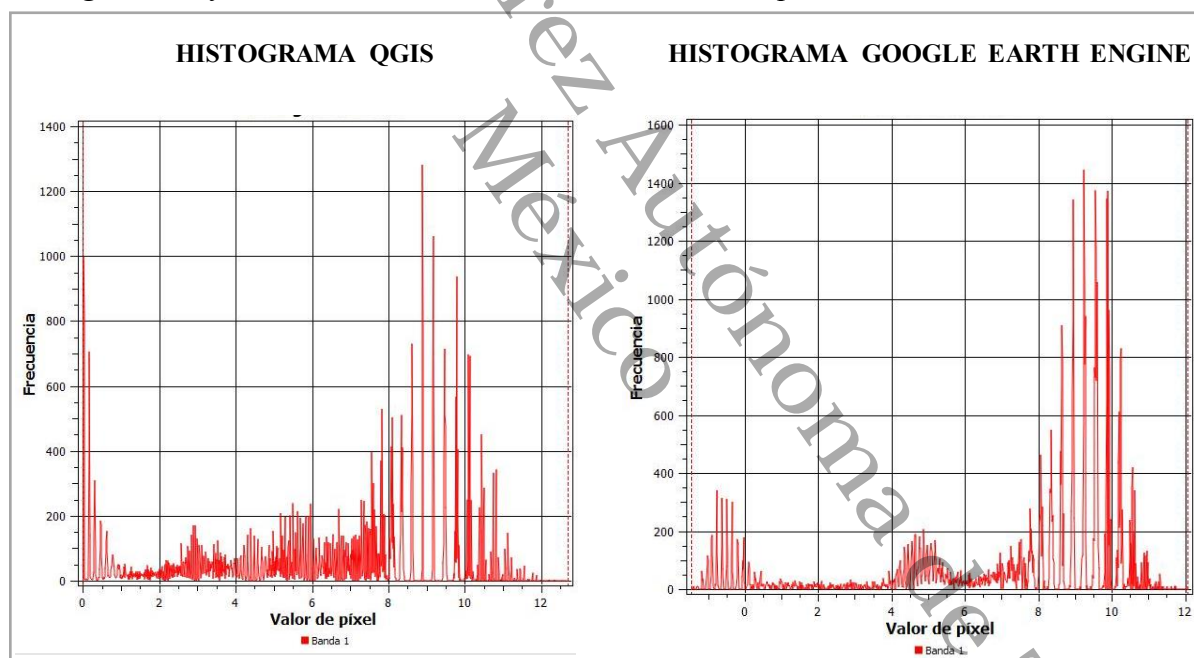


El comportamiento de los datos según el histograma de frecuencias se presenta en la **Figura 12**. El cambio entre ambos procedimientos puede deberse a factores como:

- La plataforma de *Google Earth Engine* aplica un pre-procesamiento a las imágenes satelitales disponibles, el cual no se implementa descargando la imagen directamente.
- La imagen satelital de QGIS fue corregida por números negativos, un proceso que no se implementó de forma manual en *Google Earth Engine*, pues forma parte de lo mencionado en el punto anterior.
- La corrección radiométrica y atmosférica en *Google Earth Engine* y en QGIS podrían generar pequeñas variaciones.

Figura 12

Histograma de frecuencia de los datos obtenidos en ambos procedimientos.



En el estudio realizado por Cruz Ramírez (2019) se encontró que la concentración *in-situ* de clorofila-*a* en la laguna Chaschoc del mes de noviembre de 2013 tuvo un mínimo de 4.9 y un máximo de 7 $\mu\text{g/L}$, medidos a una distancia media de la profundidad de la columna de agua registrada en cada estación. Si bien no es exactamente el valor presente en los cálculos realizados, se debe tener en cuenta que la medición de la clorofila-*a* no se hizo de manera superficial como lo

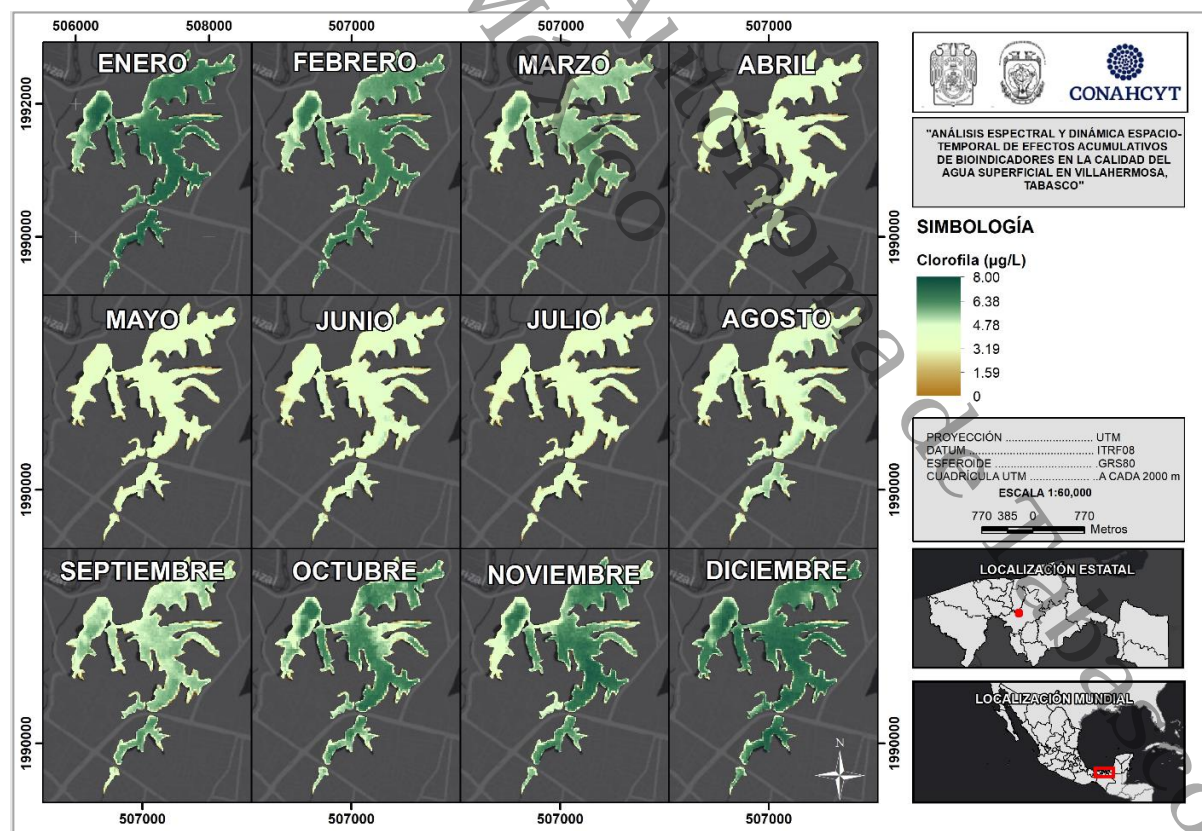
representa la reflectancia de las imágenes satelitales, puntualizando que el valor máximo es el obtenido en la distribución de toda la laguna, a diferencia del estudio que consistió en muestras precisas.

8.2.2. Aplicación del código

El código en *Google Earth Engine* validado en el apartado anterior, se aplicó al total de 190 imágenes satelitales del área de estudio provenientes de diferentes sensores satelitales. La **Figura 13** presenta el promedio mensual de los valores de clorofila-*a* obtenidos a partir de las 190 imágenes satelitales analizadas. Los promedios mensuales más altos de clorofila-*a* se registraron entre septiembre y marzo, alcanzando hasta 7.7 $\mu\text{g/L}$. En contraste, de marzo a agosto, los valores descendieron, llegando a un mínimo de 5.6 $\mu\text{g/L}$.

Figura 13

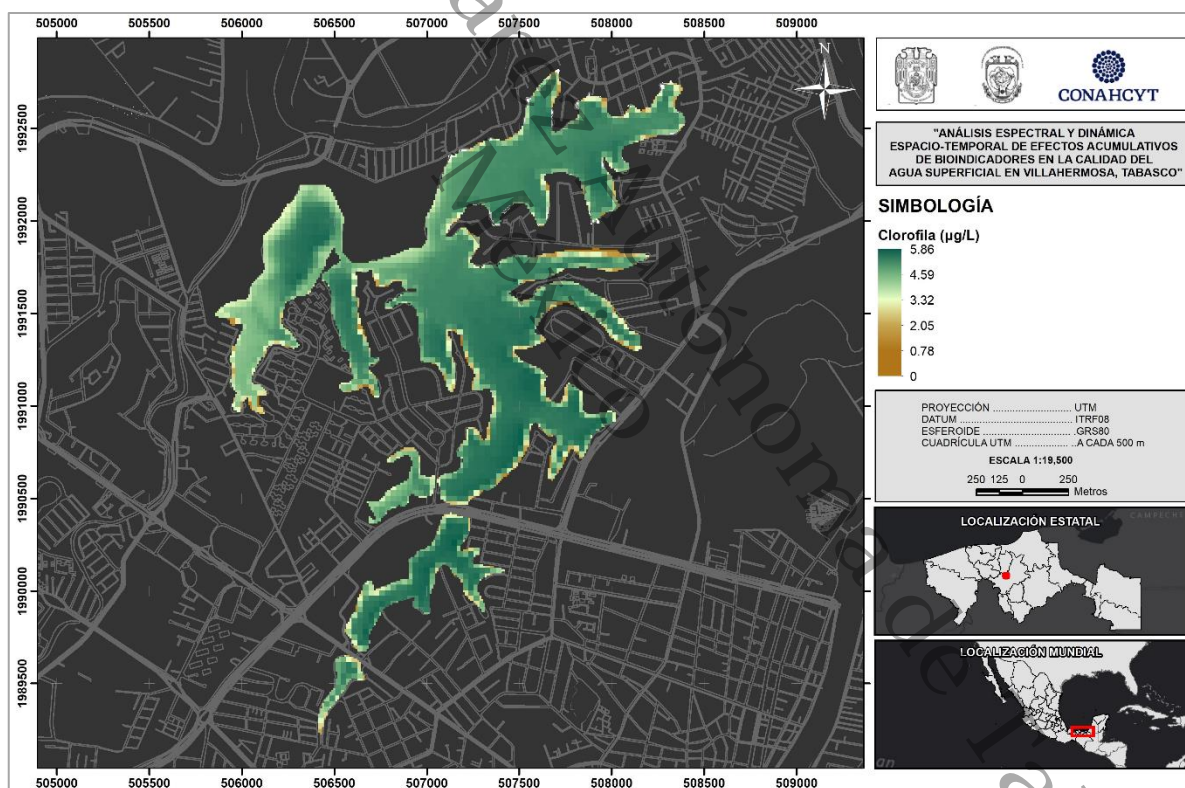
*Valores promedio mensuales de clorofila-*a* en las imágenes satelitales del periodo 1988 - 2022.*



En el análisis espacial, se generó una imagen consolidada que contiene los promedios de concentración de clorofila-*a* obtenidos de todas las imágenes satelitales (**Figura 14**). Este proceso se realizó mediante el comando *r.report* perteneciente a GRASS (un software integrado a QGIS) que permitió generar un informe estadístico del ráster clasificado en siete rangos de concentración. La mayor parte de la superficie de la laguna presentó concentraciones de clorofila-*a* entre 5 y 5.83 $\mu\text{g/L}$, abarcando 126 de 211 hectáreas totales (correspondientes al polígono del archivo vectorial), lo cual que representó un 60% del área analizada.

Figura 14

Concentración promedio de clórofila a partir de las 190 imágenes satelitales disponibles de la Laguna de las Ilusiones para el periodo 1988 – 2022.



8.3. Análisis de parámetros fisicoquímicos y clorofila-*a* *in situ*

Los parámetros fisicoquímicos mostraron variaciones mensuales que reflejan cambios en las condiciones ambientales de la laguna durante los meses analizados. En la **Tabla A1** del **Anexo**

1, se presentan los valores promedio, desviaciones estándar y rangos mínimos y máximos de los parámetros fisicoquímicos durante los meses de marzo, abril y mayo, diferenciando entre la columna de agua en la media y el fondo. Cabe mencionar que los nutrientes medidos con tiras cualitativas obtuvieron valores traza. Los resultados de la prueba estadística Mann-Whitney U se presentan en la **Tabla 7**, mientras que el comportamiento de estos parámetros por estación de muestreo se puede visualizar en la **Figura 15**.

Entre los resultados más relevantes de las medias mensuales, se encontró que el pH se mantuvo constante durante los tres meses, con valores que fueron de 8.3 a 8.5 y desviaciones estándar bajas (± 0.5 a ± 0.7). Los valores extremos oscilaron entre 6.7, registrado en abril en la estación E12 (Vaso Cencali) y 9.7, registrado en marzo en la estación E1. En todas las comparaciones, el valor de p fue superior a 0.05, por lo que no mostraron diferencias significativas destacables en este parámetro.

La temperatura del agua aumentó de forma progresiva de marzo a mayo. En marzo, el promedio mensual fue de $28.2\text{ }^{\circ}\text{C}$ (± 0.7), incrementándose a $30.8\text{ }^{\circ}\text{C}$ (± 1.2) en abril ($p < 0.001$) y a $31.1\text{ }^{\circ}\text{C}$ (± 0.6) en mayo, aunque este último cambio no fue estadísticamente significativo ($p = 0.149$). Los valores máximos alcanzaron $35.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ en abril. Los niveles de oxígeno disuelto disminuyeron de forma significativa. En marzo, el promedio mensual fue de 6.3 ppm (± 1.9), reduciéndose a 2.3 ppm (± 2.6) en abril ($p = 0.002$) y a 0.7 ppm (± 0.9) en mayo ($p < 0.001$). Cabe mencionar que en los meses de abril y mayo se registraron valores anóxicos (0 ppm).

En todas las comparaciones, la conductividad eléctrica incrementó: abril en comparación con marzo ($p = 0.002$), mayo en comparación con marzo ($p < 0.001$) y mayo en comparación con abril ($p = 0.005$). La turbiedad disminuyó entre los meses de marzo y abril ($p = 0.013$) y entre abril y mayo ($p = 0.003$), aunque no mostró diferencias significativas entre marzo y mayo ($p = 0.224$). Los SST mostraron un comportamiento similar, con reducciones notables entre los meses de marzo y abril ($p = 0.033$) y entre abril y mayo ($p = 0.002$), aunque no hubo cambios entre marzo y mayo ($p = 0.183$). La clorofila-*a* medida *in situ* aumentó de 30.9 (marzo) a 32.7 $\mu\text{g/L}$ (mayo) sin diferencias significativas ($p > 0.4$ en todos los pares). Sin embargo, el aumento sí es constante y notable de forma visual. El valor máximo fue en mayo de 83.5 $\mu\text{g/L}$.

Figura 15

Variación de parámetros medidos en la Laguna de las Ilusiones en los meses de marzo, abril y mayo de 2023.

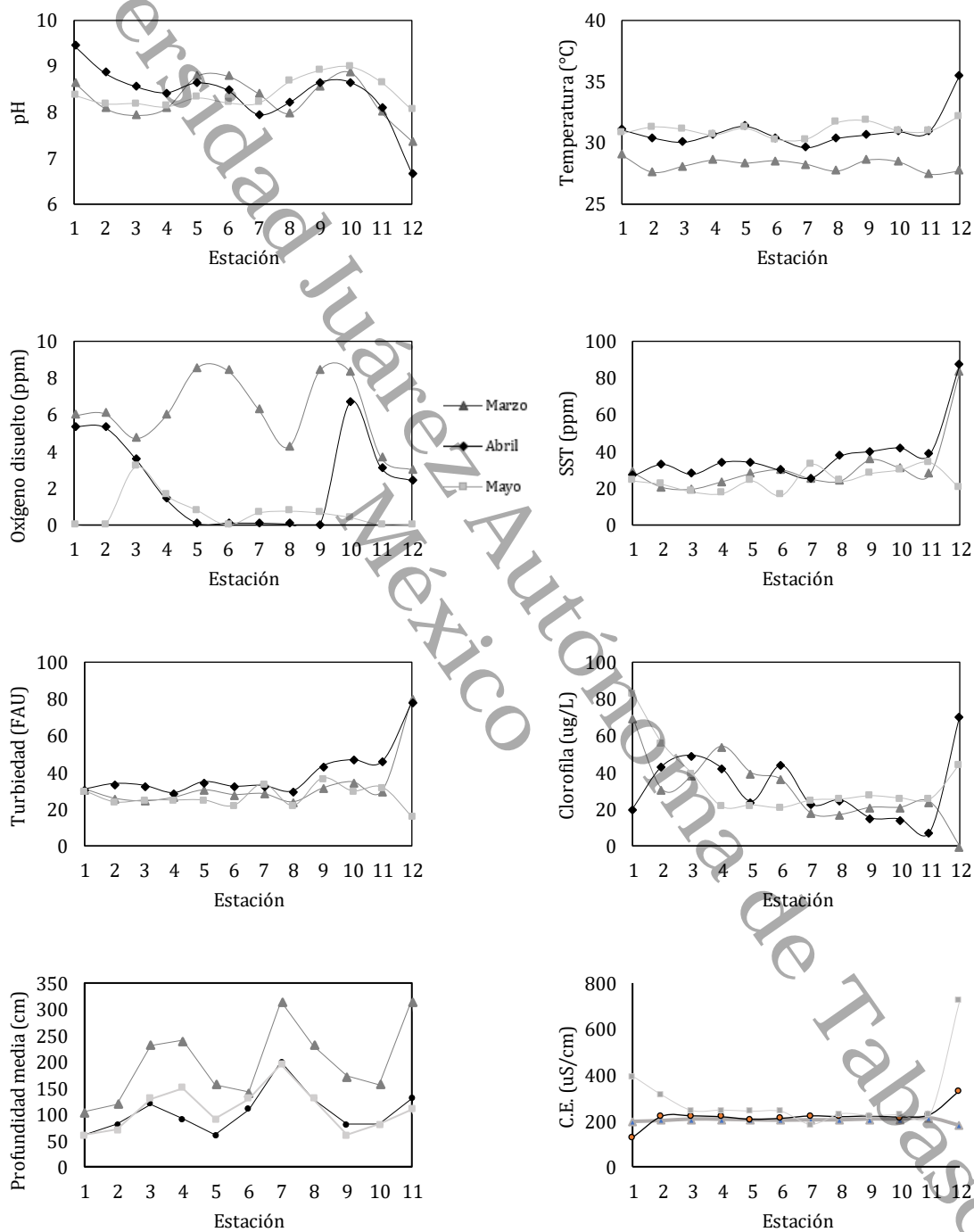


Tabla 7

Resultados de la prueba de Mann-Whitney U sobre los parámetros medidos en campo.

	Marzo-abril			Marzo -Mayo			Marzo-abril		
	U	p-value	Suma de rangos	U	p-value	Suma de rangos	U	p-value	Suma de rangos
pH	61	0.544	139	56	0.371	134	72	0.977	150
Temperatura (°C)	0	<0.001	78	0	<0.001	78	46.5	0.149	124.5
C.E. (µS/cm)	18	0.002	96	11	<0.001	89	23	0.005	101
Oxígeno disuelto (ppm)	18	0.002	204	1	<0.001	221	41.5	0.081	180.5
Turbiedad (FAU)	28.5	0.013	106.5	50.5	0.224	172	20.5	0.003	201.5
Color (pt-Co)	44	0.112	122	50	0.214	172	36	0.04	186
SST (ppm)	34.5	0.033	112.5	48.5	0.183	174	17.5	0.002	204.5
Clorofila (µg/L)	69	0.885	147	59	0.47	137	58	0.436	136

El análisis de correlación de Pearson (**Figura 16**) reveló interacciones significativas entre las variables ambientales. La temperatura mostró correlaciones positivas fuertes con la conductividad eléctrica ($r = 0.80$) y con la clorofila-*a* ($r = 0.67$), mientras presentó una correlación negativa con el oxígeno disuelto ($r = -0.69$). Esta última relación explica la disminución progresiva del oxígeno disuelto observada durante el período de estudio.

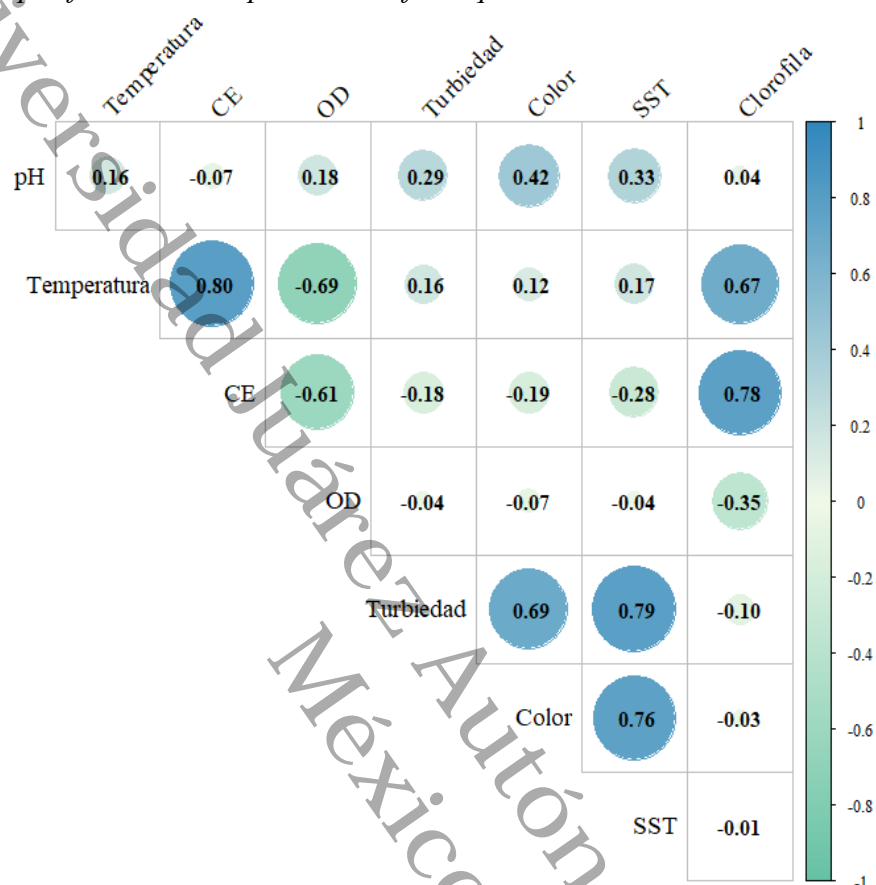
La conductividad eléctrica presentó una correlación negativa con el oxígeno disuelto ($r = -0.61$) y una correlación positiva con la clorofila-*a* ($r = 0.78$), lo que sugiere que en condiciones de mayor mineralización coinciden con mayor abundancia de fitoplancton.

Los parámetros de transparencia del agua mostraron fuertes asociaciones entre sí: ($r = 0.79$), turbiedad-color ($r = 0.69$) y color-SST ($r = 0.76$). El pH mostró correlaciones positivas débiles a moderadas con la turbiedad ($r = 0.29$), los SST ($r = 0.33$) y el color ($r = 0.42$).

La clorofila-*a* presentó correlaciones negativas débiles con el oxígeno disuelto ($r = -0.35$) lo que indica que, en condiciones de mayor concentración de clorofila, el oxígeno disuelto tiende a disminuir. Sus fuertes correlaciones positivas con la temperatura y la conductividad eléctrica indican que las condiciones de mayor temperatura y mineralización favorecen la proliferación del fitoplancton en este ecosistema.

Figura 16

Correlación específica entre los parámetros fisicoquímicos.

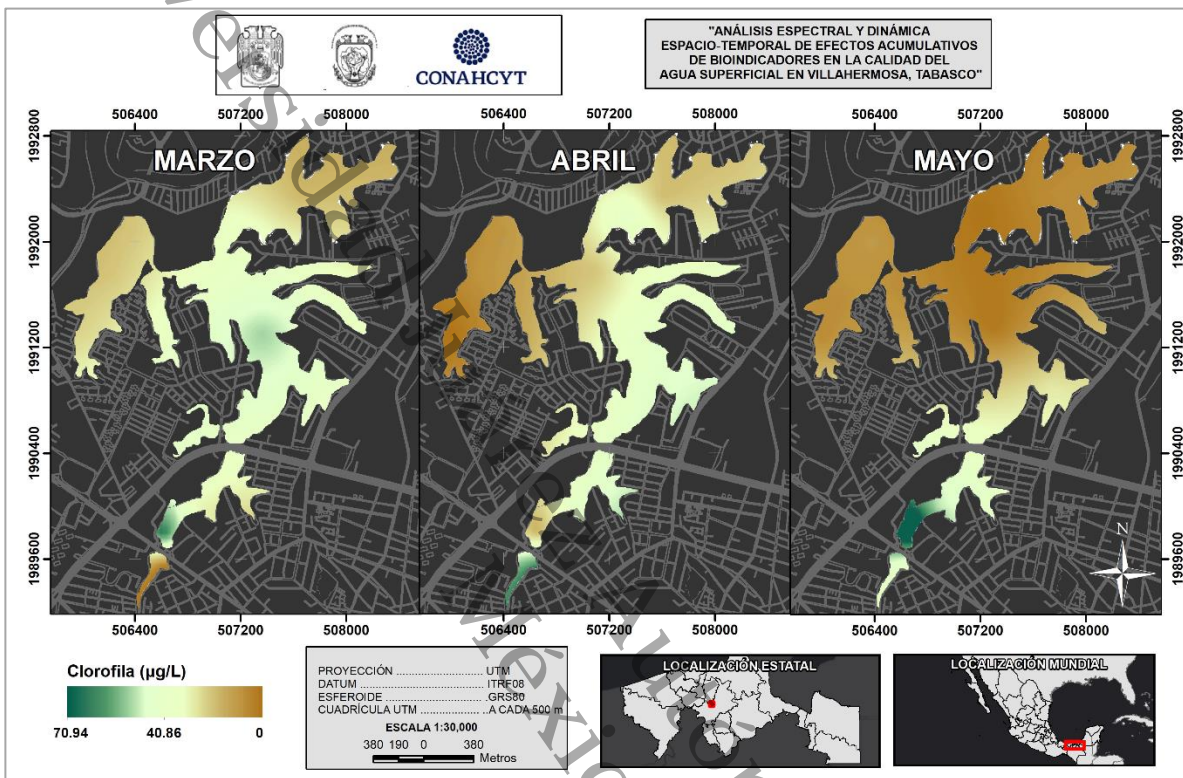


8.4. Comparación de métodos de obtención de clorofila-*a*.

Los valores de clorofila-*a* en los tres meses de muestreo se presentan en la **Figura 17**. Estos mapas fueron los obtenidos de las isoconcentraciones. Se observó que el valor mínimo de clorofila-*a* fue de 7.70 µg/L en abril, mientras que el máximo fue de 70.94 µg/L en mayo. Las zonas con menor productividad fueron aquellas al norte de la laguna.

Figura 17

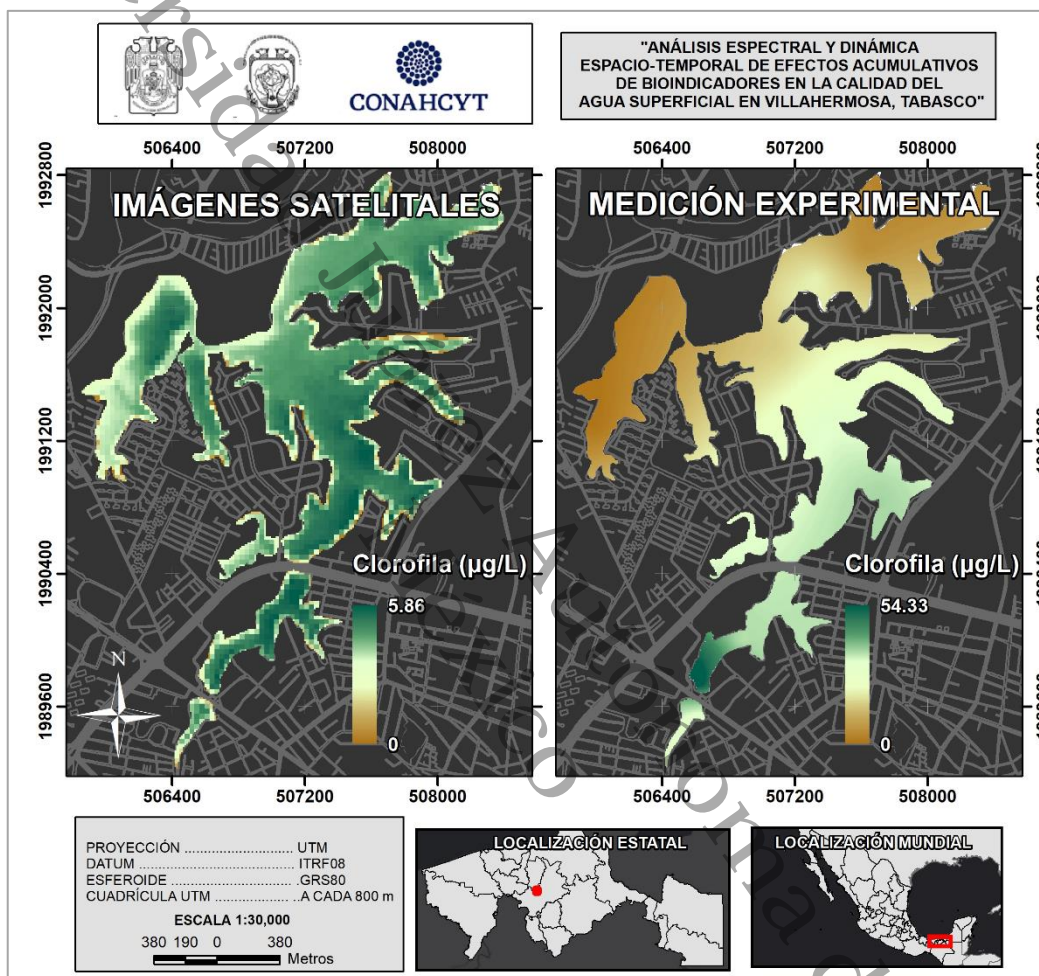
Concentración de clorofila-a en los tres meses de muestreo.



La **Figura 18** presenta una comparación entre los valores promediados de clorofila obtenidos utilizando las 190 imágenes satelitales procesadas en *Google Earth Engine* y las mediciones experimentales de clorofila realizadas en los tres muestreos. Se observó una variación en el comportamiento, donde la clorofila-a en el promedio de las imágenes satelitales refleja valores de hasta 5.86 $\mu\text{g/L}$ y en el promedio de la medición experimental hasta de 54.33 $\mu\text{g/L}$.

Figura 18

Comparación de los valores promediados de clorofila obtenidos por los dos métodos: teledetección (izquierda) y medición experimental (derecha).



8.5. Análisis estadístico de la prueba de hipótesis

Los resultados del análisis estadístico mostraron que los datos de clorofila-*a* obtenidos mediante las imágenes satelitales y la medición experimental, presentaron diferencias significativas ($p < 2.2 \times 10^{-16}$) según la prueba *t* de Student. Esta prueba es particularmente útil en este estudio porque permite comparar medias de dos grupos incluso cuando presentan tamaños de muestra diferentes, lo cual fue el caso al contrastar las estimaciones satelitales (más numerosas)

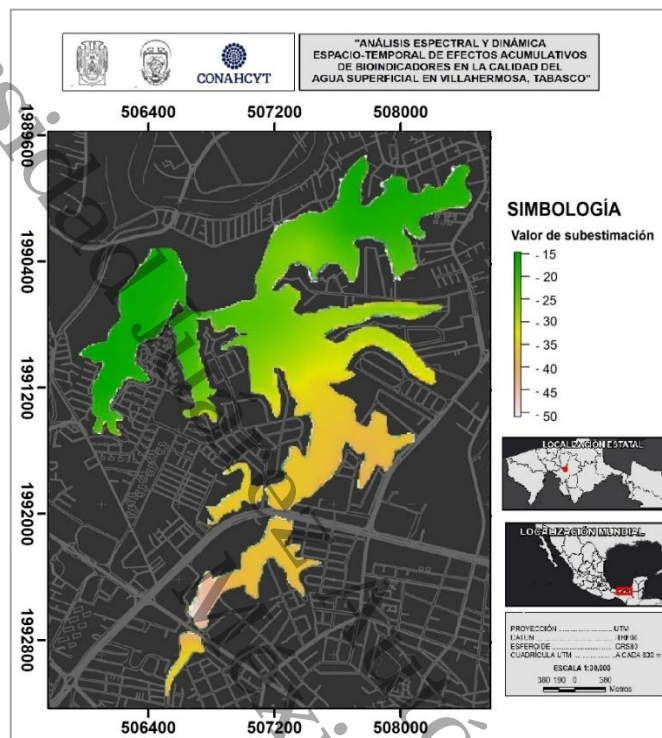
con los datos *in situ* (más limitados). Además, la correlación de Spearman indicó una relación positiva moderada entre ambos conjuntos de datos, con un coeficiente rho de 0.326 ($p < 2.2 \times 10^{-16}$). Esto sugiere que, aunque existe cierta correspondencia entre los valores de clorofila-*a* obtenidos por teledetección y los medidos *in situ*, hay variaciones considerables en algunas zonas.

La **Figura 19** muestra la distribución espacial de las diferencias entre los dos métodos de medición, destacando áreas donde las discrepancias fueron más pronunciadas e identificando las áreas donde uno de los métodos puede estar proporcionando estimaciones más precisas que el otro. En el gráfico, los colores indican el grado de discrepancia entre los métodos, donde el naranja señala una subestimación mayor y el verde una subestimación menor. La ausencia de valores positivos indica que, en todas las áreas analizadas, el método de teledetección está proporcionando una estimación más baja de la concentración de clorofila-*a* que lo que realmente se está midiendo en el campo. Los valores en verde representan las áreas donde esta subestimación es menor (son datos con mayor correspondencia entre sí) y los valores en rojo-amarillo indican las áreas donde la subestimación es más pronunciada (menor correspondencia).

En las estaciones E1 a E3, ubicadas al norte, los valores bajos de clorofila-*a* obtenidos tanto por medición directa como por teledetección coincidieron, lo que sugiere una mejor estimación en zonas de baja productividad. En contraste, estaciones como E11 y E12 presentaron las mayores discrepancias, con subestimaciones importantes por parte del modelo satelital, lo que indica una menor precisión en áreas con alta concentración de clorofila-*a*.

Figura 19

Distribución espacial de las diferencias entre las mediciones en campo y por teledetección.



8.6. Análisis de cambio y modelo de efectos acumulativos

8.6.1. Análisis de cambio en imágenes satelitales

El modelo de efectos acumulativos en IDRISI generó tres productos: en primer lugar, un ráster final representado en la **Figura 20** compuesto por un conjunto de siete categorías que representan las concentraciones de clorofila-*a* en valores enteros. Por ejemplo, la categoría 1 equivale a todas las zonas de la laguna con una concentración de clorofila-*a* entre 0 y 1 $\mu\text{g/L}$ de acuerdo con las imágenes satelitales.

En segundo lugar, un conjunto de mapas y gráficos que permitieron visualizar la probabilidad de transición de una categoría a otra (**Figura 21** y **Figura 22**). Es decir, la

probabilidad de que una zona con baja concentración de clorofila cambie a una categoría superior en el futuro.

En tercer lugar, las contribuciones de cada categoría al cambio total, que indica cuánto aportó cada categoría al cambio global observado entre los dos momentos de análisis (mapa de *Google Earth Engine* y el mapa del muestreo). Es como ver quién fue más responsable del cambio observado en la imagen final (**Figura 23**).

En la **Figura 20** se muestra cómo podría evolucionar la concentración de clorofila-*a* en la Laguna de las Ilusiones durante los próximos 10 años si se mantienen las condiciones actuales. Al observar los mapas y patrones de cambio, se identificaron tres zonas clave con diferentes dinámicas:

La zona noroeste, que implica las estaciones E9 - E11, y colinda con las colonias Carrizal, Petrolera y José María Pino Suárez. Muestra menores cambios hacia concentraciones más altas y se mantiene estable, aunque algunas áreas cercanas al centro también presentan incremento.

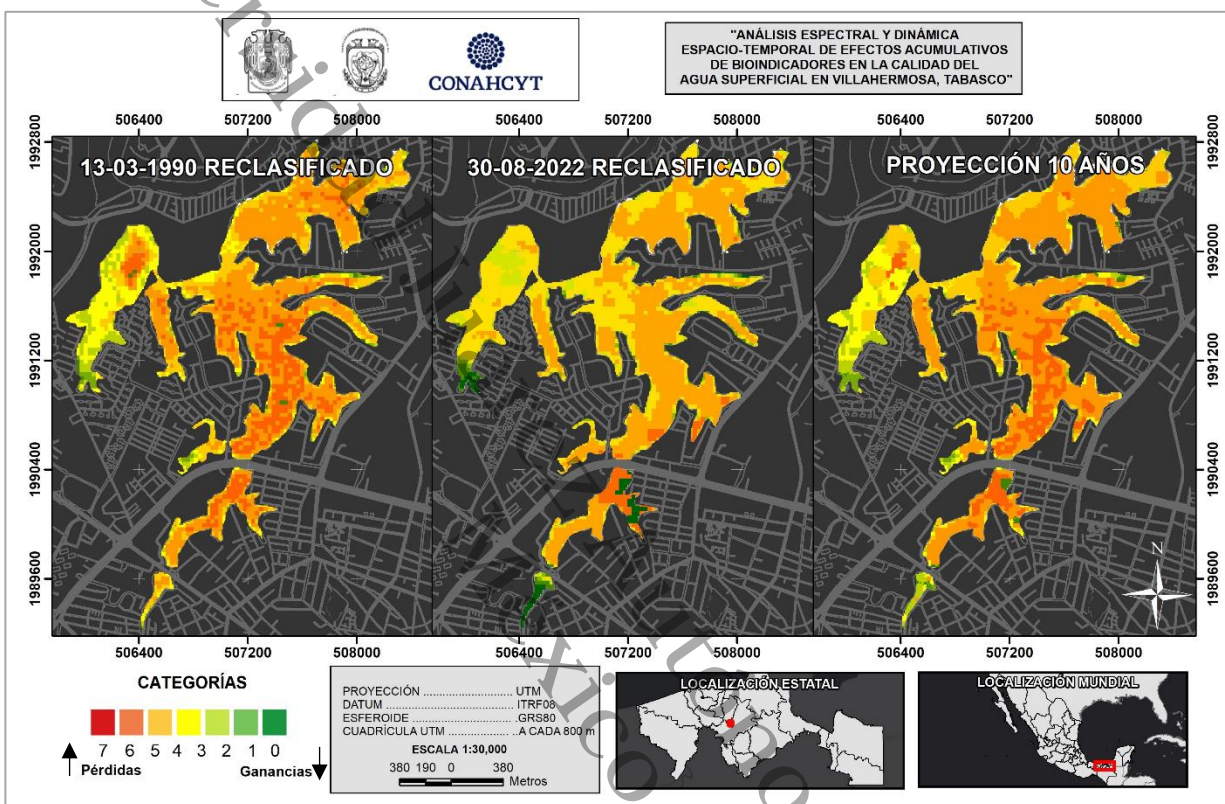
La zona noreste y central, que implica las estaciones E3 – E8 colindando con las colonias Magisterial, El Recreo, Prados de Villahermosa y José María Pino Suárez, fue la zona que implicó más cambios de categoría 5 a 6, lo que sugiere un incremento progresivo de valores de clorofila en esta área.

Y, por último, la zona sur, que implica las estaciones E1, E2 y E12 y colinda con las colonias Linda Vista, Rovirosa, Loma Linda, La Florida, Oropeza y Bonanza. Muestra una clara tendencia al aumento de las concentraciones de clorofila-*a*. En la imagen, varias áreas que antes estaban en categoría 3 o 4 ahora se proyectan en 5 y 6.

La proyección muestra una intensificación de los valores de clorofila-*a* en la mayoría de la laguna, especialmente en el norte y sur. El centro y noreste son las zonas que menos cambian, pero podrían estar en riesgo si la tendencia continúa.

Figura 20

Mapas reclasificados de las imágenes satelitales correspondientes a las fechas indicadas. Las categorías son equivalentes a los valores de clorofila obtenidos previamente, pero redondeados.



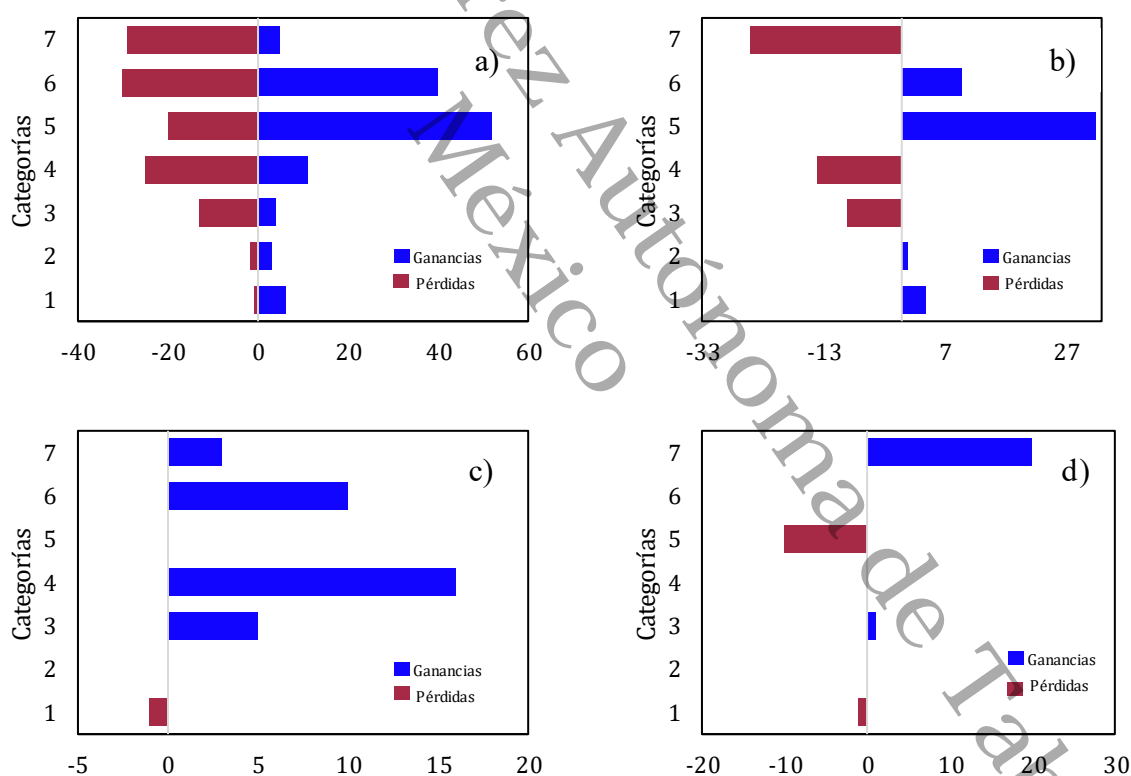
En la **Figura 21** se presenta el análisis de pérdidas y ganancias de clorofila-*a* entre 1990 y 2022. Esto muestra cuánto se ganó (en azul) y cuánto se perdió (en carmín) para cada categoría. Las mayores ganancias se esperan en las categorías 5 y 6, que representan altas concentraciones de clorofila-*a*. Las categorías intermedias (3 y 4) van a perder extensión, migrando hacia categorías superiores porque la mayoría de las áreas que se convertirán en categoría 5 provienen de categorías 4 y 3. Eso indica que hay un desplazamiento paulatino de concentraciones medias hacia concentraciones más elevadas. La categoría más alta (6) va a recibir áreas que eran principalmente categoría 5, lo que refuerza el patrón de incremento progresivo. Casi no hay pérdidas, lo que sugiere que una vez que un área alcanza una concentración alta, es difícil que retroceda. Si las

condiciones actuales se mantienen, se proyecta una expansión de las concentraciones más altas de clorofila-*a* para 2032.

Considerando que las categorías 5 y 6 son las que experimentaron cambios más significativos, el análisis también reveló las zonas puntuales que más contribuyeron a esta transición. Como se observa en la **Figura 22**, las ganancias en la categoría 5 provienen de zonas ubicadas en el centro y noreste de la laguna, asociadas con las estaciones E4, E5, E6 y E7. Por su parte, las ganancias en la categoría 6 se concentran en áreas del centro y sur, implicando un aporte relevante de las estaciones E2, E6, E8 y E12.

Figura 21

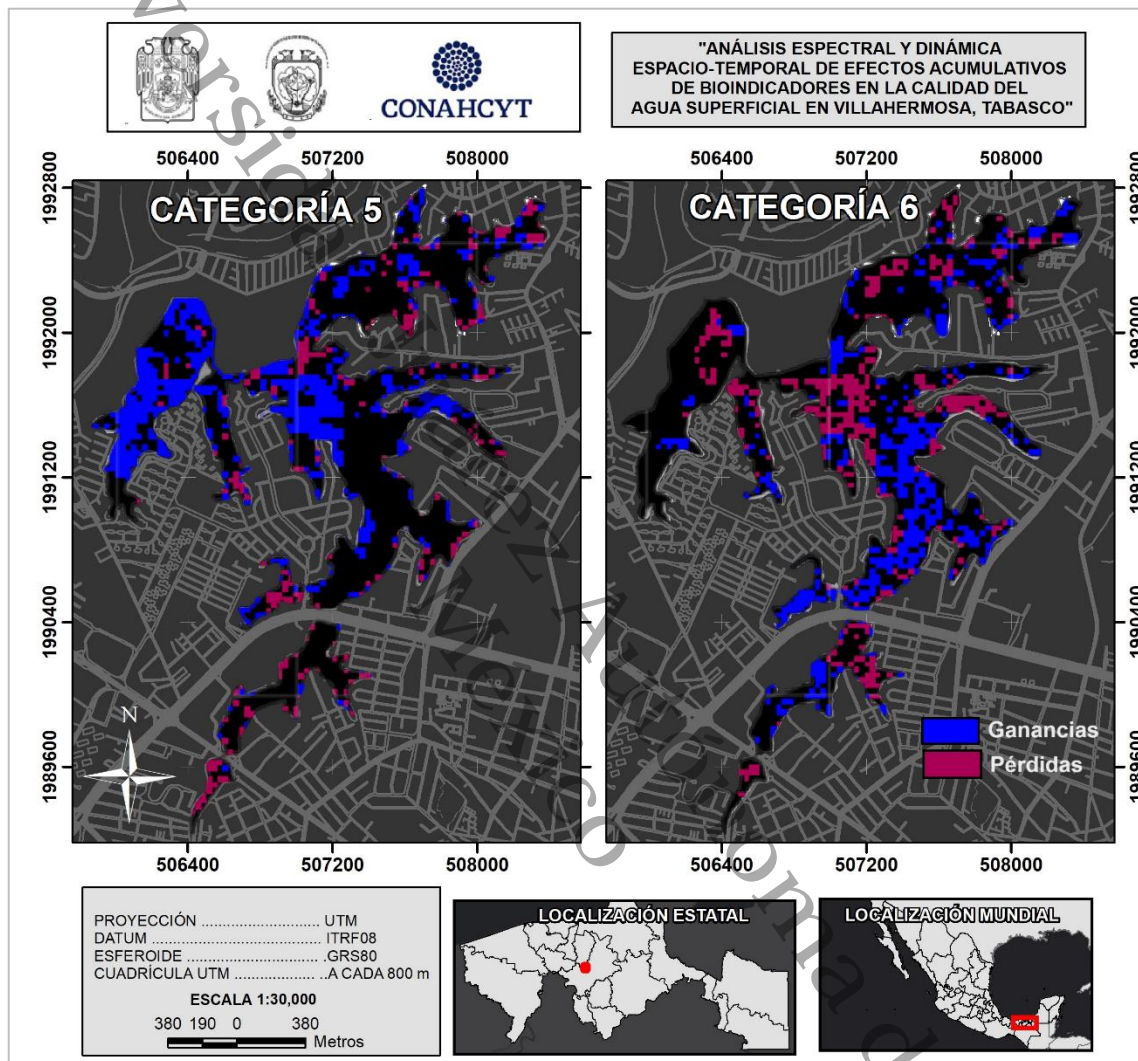
Gráficos obtenidos en el análisis de cambio en IDRISI.



*Nota: a) Pérdidas y ganancias de clorofila-*a* entre 1990 y 2022. b) Cambio neto de clorofila-*a* entre 1990 y 2022. c) Categorías que contribuyen al cambio neto de las zonas con concentraciones de 5. d) Categorías que contribuyen al cambio neto de las zonas con concentraciones de 6.*

Figura 22

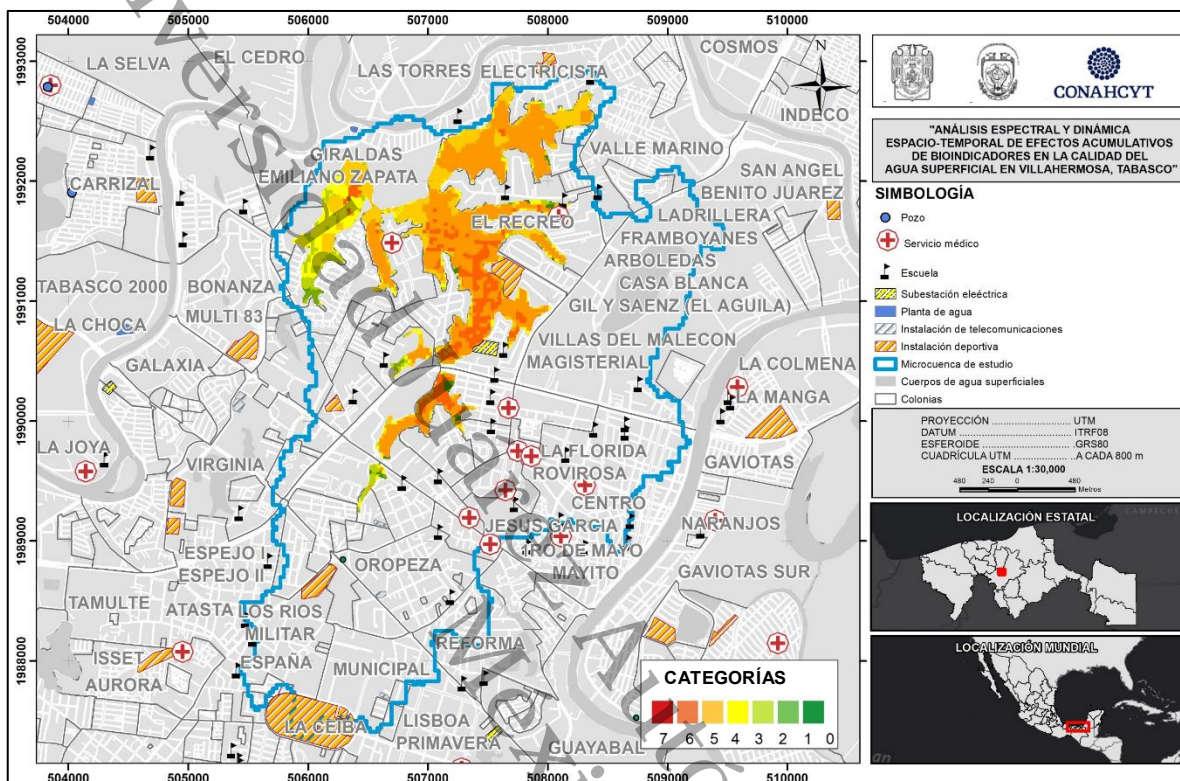
Mapa de pérdidas y ganancias en las zonas con categorías 5 (izquierda) y 6 (derecha).



La proyección a 10 años se muestra en la **Figura 23**. De acuerdo con estos resultados y el análisis de pérdidas y ganancias, al pasar este periodo de tiempo los valores de clorofila se estabilizarían en valores entre 5 y 6 $\mu\text{g/L}$. Esto considerando que la actividad ecológica y aledaña a la laguna se mantengan en las mismas condiciones.

Figura 23

Mapa de la proyección a 10 años del análisis de cambio delimitada con la nanocuenca de estudio.



8.7. Análisis taxonómico

El análisis taxonómico del fitoplancton en la Laguna de las Ilusiones reveló la presencia de cinco grupos taxonómicos a nivel de divisiones o phylum: Cyanobacteria, Chlorophyta, Dinoflagellata, Heterokontophyta y Euglenophyta (ver **Tabla A2** en el **Anexo A**). Se identificaron un total de 64 taxones distribuidos de la siguiente manera: Chlorophyta con 32 especies, seguida de Cyanobacteria con 19, Heterokontophyta con diez, Euglenophyta con dos y por último Dinoflagellata con una sola especie (**Figura 24** y **Figura 25**).

Figura 24

Especies de *Cyanobacteria*. a) *Microcystis* sp. b) *Limnococcus limneticus*, c) *Merismopedia* sp., 1839. d) *Anabaena circinalis*. e) *Anabaenopsis* sp. 1. f) *Raphidiopsis* sp. 1. g) *Oscillatoriaceae* sp. 1.

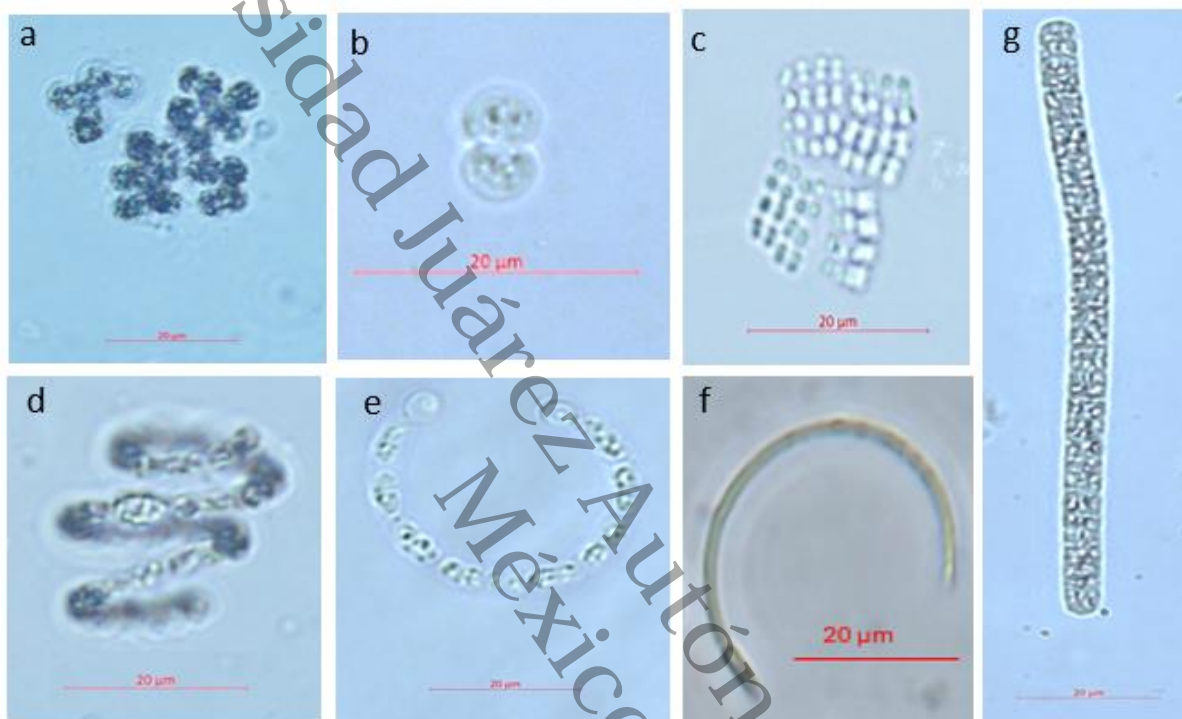
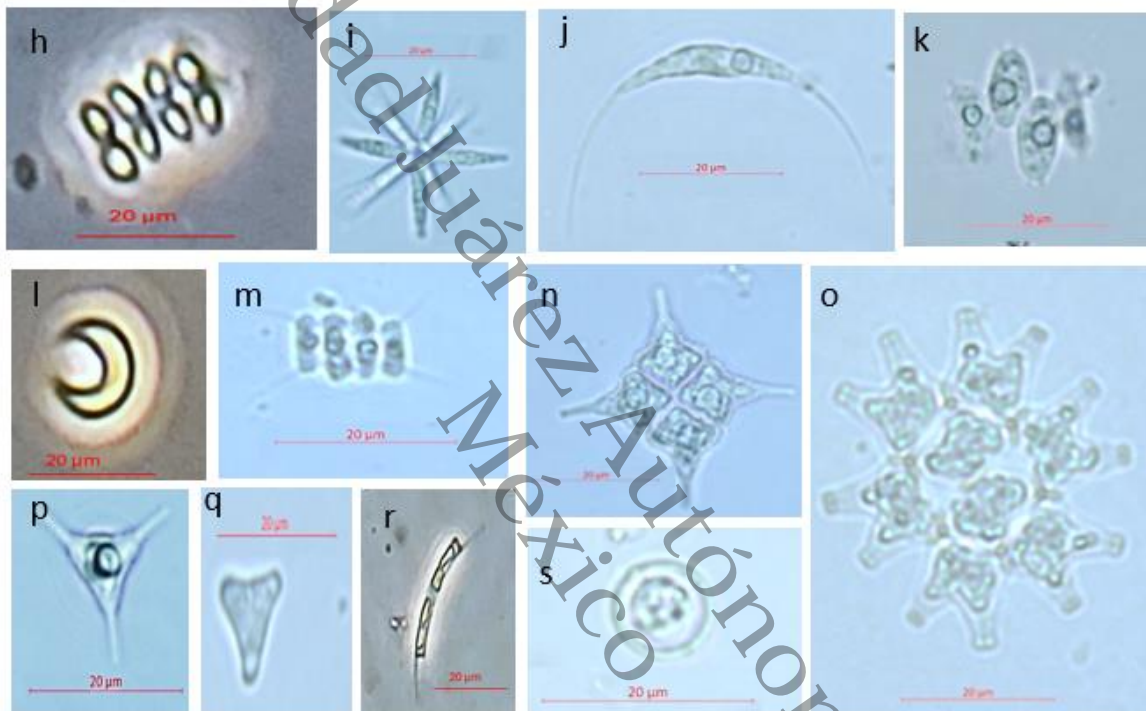


Figura 25

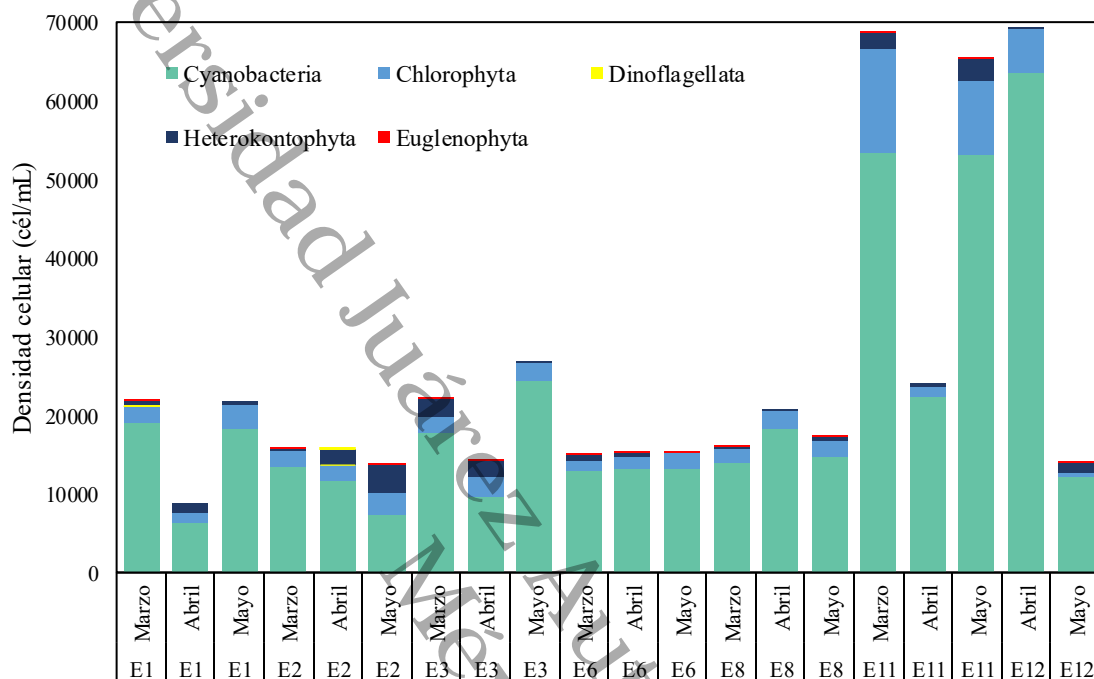
Especies de **Chlorophyta**. a) *Microcystis* sp. b) *Limnococcus limneticus*, c) *Merismopedia*, d) *Anabaena circinalis*, e) *Anabaenopsis* sp. 1. f) *Raphidiopsis* sp. 1. g) *Oscillatoriaceae* sp. 1. h) *Willea* sp. i) *Actinastrum hantzschii* Lagerheim. j) *Keratococcus* sp. k) *Desmodesmus denticulatus*, l) *Kirchneriella lunaris*, m) *Desmodesmus spinulatus*, n) *Monactinus simplex*, o) *Pediastrum duplex*, p) *Tetraëdron trigonum*, q) *Tetraëdron tumidulum*. Especies de **Heterokontophyta Moestrup**, r) *Aulacoseira granulata*, s) *Cyclotella* sp.

**8.8. Densidad celular del fitoplancton**

Las cianobacterias fueron el grupo dominante en términos de densidad celular en todas las estaciones y periodos de muestreo, representaron entre el 60.6% y el 95.9% de la abundancia total del fitoplancton. Le siguió en orden de importancia Chlorophyta (3.2-39.2%), Heterokontophyta (0.3-23.4%), Euglenophyta (0-1.1%) y Dinoflagellata (0-0.1%) (**Figura 26**) (ver **Tabla A3** en el **Anexo A**).

Figura 26

Abundancia de los grupos taxonómicos por estación de muestreo y mes.



En cuanto a la variación espacial, se observaron diferencias marcadas entre las estaciones de muestreo. Las estaciones E11 (Petrolera) y E12 (Vaso Cencali) presentaron las mayores densidades celulares totales, particularmente para las cianobacterias. La estación E11 mostró un pico de cianobacterias en marzo (53,273 cél/mL) y mayo (53,023 cél/mL). La estación E12 registró la máxima densidad en abril (63,473 cél/mL). Las estaciones E1 a E8 mostraron patrones más moderados de densidad, con valores que oscilaron entre 13,350 y 24,360 cél/mL para cianobacterias.

En la distribución temporal, en la mayoría de las estaciones las cianobacterias mostraron picos en su abundancia durante los meses de marzo y mayo. Durante marzo, las clorofitas tuvieron más abundancia en la estación E11 (13,373 cél/mL). En abril y mayo, de manera particular en las

estaciones E2 y E3, las diatomeas (Heterokontophyta) alcanzaron su mayor densidad. Durante todos los meses analizados, los dinoflagelados y las euglenofitas conservaron una baja densidad.

En la distribución temporal, las cianobacterias presentaron picos de abundancia en marzo y mayo en la mayoría de las estaciones. Las clorofitas mostraron mayor abundancia en la estación E11 durante marzo (13,373 cél/mL). Las diatomeas (Heterokontophyta) alcanzaron su máxima densidad en abril y mayo, particularmente en las estaciones E2 y E3. Los dinoflagelados y euglenofitas mantuvieron densidades bajas durante todo el periodo de estudio.

Limnococcus limneticus fue la especie predominante en las comunidades de marzo en todas las estaciones. Se registró una mayor diversidad de especies en abril, taxas como *Arthrospira* sp. 2, *Anabaena circinalis* y varias especies de diatomeas tuvieron presencia más significativa. En mayo, se observó un cambio en la comunidad algal en algunas estaciones, con aumentos notables de *Raphidiopsis* sp. 1 y *Pseudanabaena* sp. 1, sobre todo en la estación E11.

La especie con mayor dominancia en la laguna fue *Limnococcus limneticus* (Cyanobacteria), con densidades que alcanzaron hasta 59,738 cél/mL en la estación E12 en abril. Otras especies con alta representatividad fueron las cianobacterias: especies del género *Raphidiopsis* (de forma particular *R. raciborskii* y *Raphidiopsis* sp. 1), *Anabaenopsis* sp.1 y *Chroococcus dispersus*. También las clorofitas: *Tetradesmus* sp. 1, *Scenedesmus dimorphus* y *Scenedesmus* sp. 3. Y por último las diatomeas: *Cyclotella* sp.1, *Melosira varians* y *Synedra* sp. 1.

8.9. Correlación de grupos con parámetros fisicoquímicos

La matriz de correlación presentada en la **Figura 27** mostró las relaciones entre los diversos parámetros fisicoquímicos y la abundancia de los cinco grupos taxonómicos (Cyanobacteria, Chlorophyta, Dinoflagellata, Heterokontophyta y Euglenophyta).

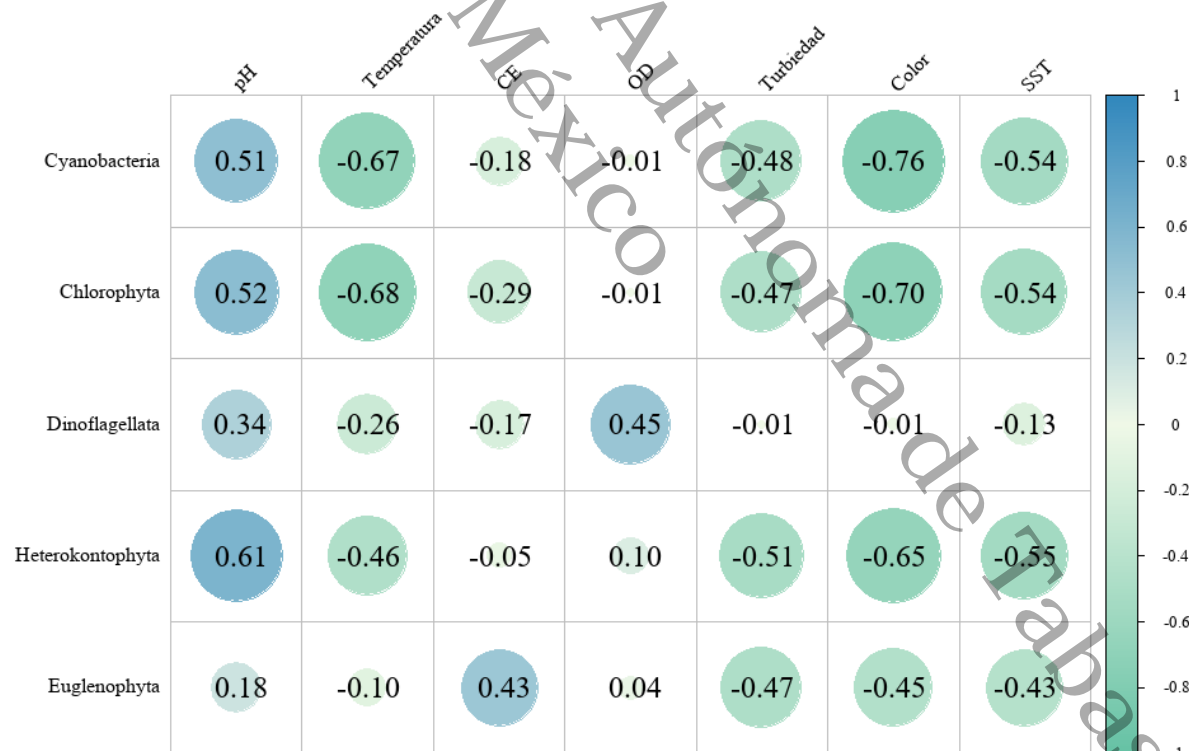
Las cianobacterias, grupo dominante en todas las estaciones y periodos de muestreo (60.6-95.9% de la abundancia total), mostraron correlación positiva moderada con el pH ($r = 0.51$) y correlaciones negativas con el color ($r = -0.76$), temperatura ($r = -0.67$), SST ($r = -0.54$) y turbiedad ($r = -0.48$), aunque no mostraron correlación significativa con el oxígeno disuelto ($r = -0.01$). Las

clorofitas exhibieron un patrón similar, con correlación positiva con el pH ($r = 0.52$) y correlaciones negativas con color ($r = -0.70$) y temperatura ($r = -0.68$).

Las diatomeas (Heterokontophyta) presentaron la correlación positiva más fuerte con el pH ($r = 0.61$) y una ligera correlación positiva con el oxígeno disuelto ($r = 0.10$), junto con correlaciones negativas moderadas con color, SST y turbiedad. Los dinoflagelados mostraron un patrón distintivo, con la correlación positiva más significativa con el oxígeno disuelto ($r = 0.45$) y correlaciones nulas con turbiedad y color ($r = -0.01$), sugiriendo menor dependencia de la claridad del agua. Por su parte, las euglenofitas fueron el único grupo con correlación positiva moderada con la conductividad eléctrica ($r = 0.43$).

Figura 27

Correlación específica entre los parámetros fisicoquímicos y la abundancia de los grupos taxonómicos encontrados.

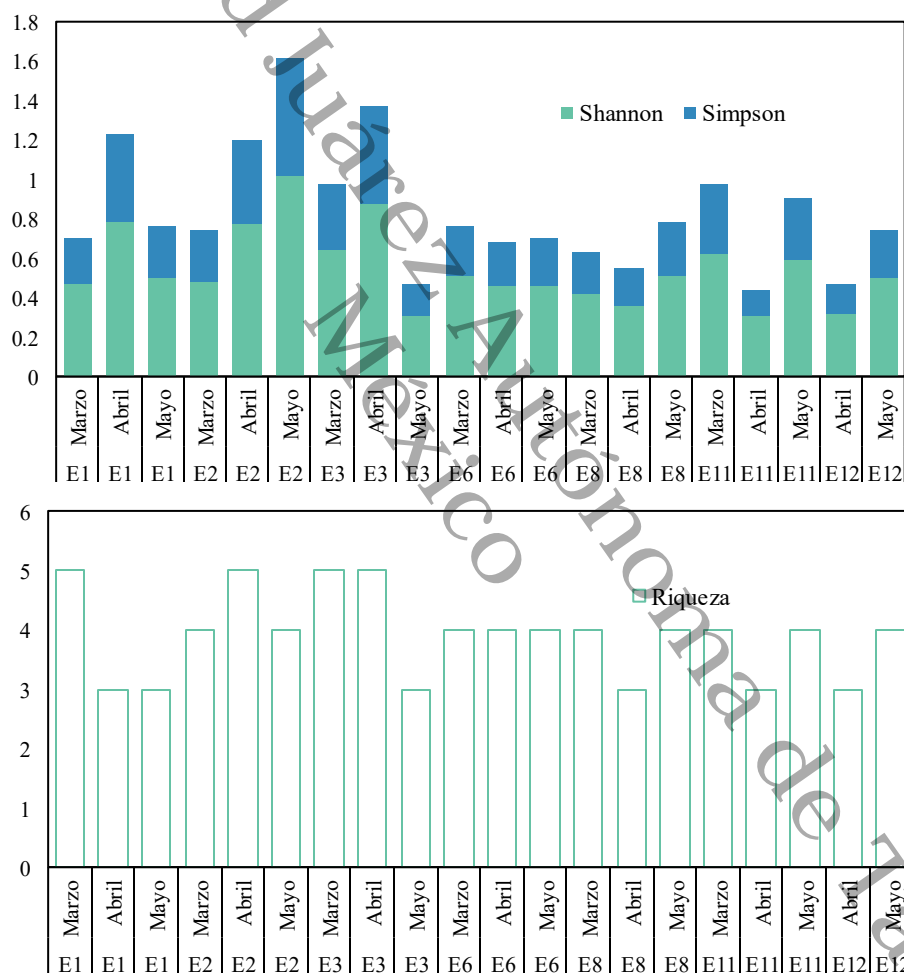


8.10. Índices de diversidad

La **Figura 28** muestra la variación espacial y temporal de los índices de diversidad (Shannon y Simpson) y riqueza de especies en las diferentes estaciones de muestreo (E1-E12) durante los meses de marzo, abril y mayo.

Figura 28

Variación espacial y temporal de los índices de diversidad (Shannon y Simpson) y riqueza de especies en las diferentes estaciones de muestreo.



El índice de Shannon, que combina la equidad en la distribución de las especies y su riqueza, mostró una notable variabilidad entre las estaciones y los periodos de muestreo. Los

valores oscilaron entre 0.3 y 1.6, el valor más alto fue en la estación E2 durante mayo. Por otro lado, las estaciones E6, E8 y E12, mostraron los valores más bajos (por debajo de 0.5) en los meses de marzo y abril, lo que indica una menor diversidad de la comunidad.

El índice de Simpson, que enfatiza la dominancia de especies, mostró un comportamiento similar al del índice de Shannon. Los resultados fueron más altos en las estaciones donde la diversidad según Shannon era menor, lo cual indica una mayor dominancia. En la mayoría de las estaciones, los valores oscilaron entre 0.4 y 0.6. La estación E2, en mayo, mostró un incremento significativo del índice de Simpson de hasta 0.7, lo cual señala variaciones temporales en la estructura de dominancia de la comunidad microalgal.

El último índice de diversidad fue la riqueza específica, que representa el número total de especies presentes. Los resultados indicaron una variación de entre 3 y 5 especies. Las estaciones E1, E2 y E3 mostraron los niveles de riqueza más elevados (5 taxones). Por otro lado, las estaciones E6, E8 y E12 mantuvieron valores de riqueza de entre 3 y 4.

La matriz de correlación entre los índices de diversidad (Simpson, Shannon y riqueza específica) y las variables fisicoquímicas del agua (turbiedad, pH, temperatura, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, SST, color y profundidad) se presenta en la **Figura 29**.

Figura 29

Matriz de correlación entre los índices de diversidad y los parámetros fisicoquímicos.



El índice de Shannon mostró correlaciones positivas moderadas entre el pH ($r = 0.44$) y el oxígeno disuelto ($r = 0.14$), pero correlaciones negativas con la turbiedad ($r = -0.30$), los SST ($r = -0.30$) y el color ($r = -0.07$). El índice de Simpson tuvo un comportamiento distinto, con correlaciones positivas con la conductividad eléctrica ($r = 0.21$) y la temperatura ($r = 0.20$). La riqueza específica, en cambio, presentó una correlación positiva con el pH ($r = 0.36$) y el oxígeno disuelto ($r = 0.37$), pero una correlación negativa con la temperatura ($r = -0.33$), la turbiedad ($r = -0.22$) y los SST ($r = -0.26$).

El índice de Shannon mostró una correlación positiva moderada con el pH ($r = 0.44$) y el oxígeno disuelto ($r = 0.14$), mientras que presentó correlaciones negativas con la turbiedad ($r = -0.30$), los SST ($r = -0.30$) y el color ($r = -0.07$). El índice de Simpson tuvo un comportamiento diferente, con correlaciones positivas con la temperatura ($r = 0.20$) y la conductividad eléctrica ($r = 0.21$). Por su parte, la riqueza específica se correlacionó positivamente con el pH ($r = 0.36$) y el oxígeno disuelto ($r = 0.37$), y negativamente con la temperatura ($r = -0.33$), turbiedad ($r = -0.22$), y los SST ($r = -0.26$).

De acuerdo con los resultados obtenidos durante el periodo de estudio, se observó una variabilidad evidente en los índices de diversidad desde el punto de vista espacial y temporal, que puede estar relacionada a la composición y predominancia de los grupos estudiados. Por ejemplo, las estaciones situadas en la zona central de la laguna (E1, E2 y E3) mostraron niveles más altos de riqueza específica y diversidad. La estación E2 fue la que tuvo los valores de los índices de Shannon y Simpson más elevados en el mes de mayo, lo que indica una comunidad más equitativa con menor predominancia de cianobacterias. En cambio, en marzo y abril, las estaciones E6, E8 y E12 mostraron la menor diversidad, lo cual corresponde con porcentajes elevados de cianobacterias (de hasta el 95.9%) y una baja riqueza taxonómica.

8.11. Análisis de Componentes Principales global

El análisis de componentes principales (PCA) que incluyó las variables fisicoquímicas, la distribución temporal de las muestras en la laguna y los grupos taxonómicos del fitoplancton, se presenta en la **Figura 30**. El análisis mostró que tanto la estructura de la comunidad microalgal como el ambiente en el que se desarrolló el estudio sufrieron cambios significativos. El primer componente (Dim1) representa el 43.7% de la varianza total, y el segundo (Dim2) el 19.7%, lo que equivale al 63.4% de la variabilidad general de los datos.

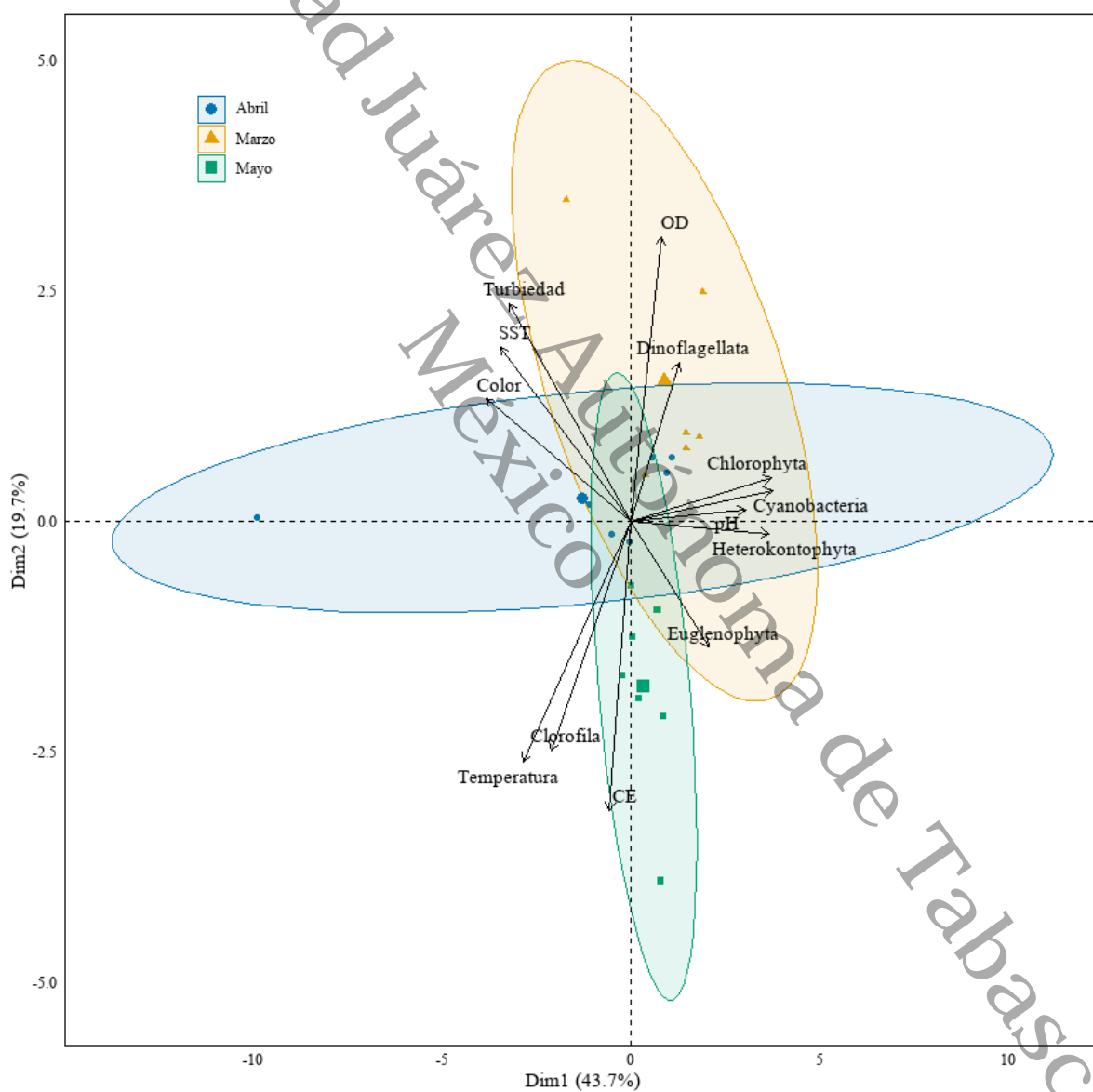
Los dinoflagelados y el oxígeno disuelto se relacionaron de forma positiva con las muestras de marzo (triángulos amarillos), que, en su mayoría, se concentraron en el cuadrante superior derecho, representando las condiciones iniciales del estudio, cuando los niveles de oxígeno eran más altos (6.3 ppm en promedio). Las muestras de abril (círculos azules) se posicionaron al centro y a la izquierda del diagrama, lo que indica un cambio en las condiciones ambientales en relación con marzo. Los cuadrados verdes, que representan las muestras de mayo, se concentraron en la zona inferior del diagrama y mostraron una relación con la conductividad eléctrica, la temperatura y el grupo de diatomeas. Esto ocurrió durante el tiempo de máxima temperatura y conductividad eléctrica.

Las muestras de marzo (triángulos amarillos) se agruparon principalmente en el cuadrante superior derecho del diagrama, asociadas de forma positiva con el oxígeno disuelto (OD) y los dinoflagelados, reflejando las condiciones iniciales del estudio cuando los niveles de oxígeno eran

más elevados (promedio 6.3 ppm). Las muestras de abril (círculos azules) se ubicaron hacia el centro y a la izquierda del diagrama, mostrando una transición en las condiciones ambientales. Las muestras de mayo (cuadrados verdes) se concentraron en la parte inferior, asociadas con la conductividad eléctrica (CE), la temperatura y el grupo de las diatomeas, coincidiendo con el período de mayores valores de temperatura y conductividad eléctrica registrados en el estudio.

Figura 30

Análisis de Componentes Principales global (PCA).



Los vectores que representaron los parámetros fisicoquímicos en el diagrama presentaron diferentes direcciones y magnitudes. El oxígeno disuelto estuvo representado por un vector una gran magnitud y con dirección hacia la parte superior del diagrama, por el contrario, los vectores de la temperatura y la conductividad eléctrica se dirigieron hacia la parte inferior. Lo anterior valida la correlación negativa entre estos parámetros que fue presentada en la **Figura 16**.

El análisis también mostró asociaciones entre los grupos taxonómicos y los parámetros ambientales que complementan los resultados de la matriz de correlación. Los vectores de las cianobacterias, las clorofitas y las diatomeas (Heterokontophyta) se orientaron en la misma dirección del vector de pH en el lado derecho del diagrama, confirmando la correlación positiva entre estos grupos y las condiciones ligeramente alcalinas. La cercanía entre los vectores de estos tres grupos principales sugiere que responden de manera similar a los cambios ambientales.

El vector de los dinoflagelados se orientó hacia la parte superior derecha, mostrando una asociación con el oxígeno disuelto y cierta relación con las muestras de marzo, lo que explica su mayor presencia durante este mes cuando los niveles de oxígeno eran más elevados. En contraste, el vector de las diatomeas se orientó hacia la parte inferior derecha, asociándose con la conductividad eléctrica y en menor medida con la temperatura, lo que confirma su preferencia por aguas con mayor contenido de iones disueltos, característica observada principalmente en las muestras de mayo.

La oposición entre los vectores de clorofila-*a* y los principales grupos fitoplanctónicos podría parecer contradictorio. Sin embargo, esta disposición sugiere que los incrementos en biomasa (medida como clorofila-*a*) no ocurren de manera proporcional en todos los grupos, sino que podría estar relacionada con cambios en la composición específica dentro de cada grupo taxonómico, de forma particular con el reemplazo de especies de menor tamaño por especies de mayor biomasa celular en condiciones específicas de las estaciones de muestreo.

Otro resultado muy interesante fue el del primer eje (Dim1), que está definido por la oposición entre los parámetros de transparencia del agua (turbiedad, SST, color) y los principales grupos fitoplanctónicos. Este resultado refleja que la transparencia del agua, y por tanto la disponibilidad de luz, actúa como un factor estructurante clave de la comunidad microalgal en la

Laguna de las Ilusiones. El segundo eje (Dim2) representó principalmente un gradiente de oxigenación y temperatura, con el oxígeno disuelto en la parte superior y la temperatura en la parte inferior, separando claramente las muestras según el período de muestreo.

La distribución de las muestras reveló una evolución temporal en las condiciones ambientales de la laguna durante el período de estudio, con una disminución del oxígeno disuelto, aumento de temperatura y conductividad eléctrica, y cambios asociados en la estructura de la comunidad microalgal. Esta evolución temporal coincide con el paso de la temporada seca (marzo-abril) hacia el inicio de la temporada de lluvias (mayo) en la región, sugiriendo una influencia estacional en la dinámica del ecosistema. También coincide con los patrones de diversidad y la reducción de la dominancia de cianobacterias en ciertas estaciones como E2, lo que sugiere una respuesta sensible del fitoplancton al cambio estacional en la región.

9. Discusión

9.1 Clorofila en imágenes satelitales

Los resultados de los promedios mensuales de clorofila-*a*, obtenidos a partir de las 190 imágenes satelitales, indican cierta variabilidad temporal. A pesar de que en el estado de Tabasco no se experimentan cambios extremos de temperatura debido a su latitud geográfica, se observan variaciones leves durante los primeros y últimos meses del año, debido a los efectos de los frentes fríos. Esta variabilidad puede influir en la productividad primaria, siendo mayor durante los meses más fríos en comparación con los meses cálidos. Durante los meses más cálidos, las altas temperaturas pueden provocar que el fitoplancton se desplace a mayor profundidad en la columna de agua, debido a la absorción de energía solar y su disipación como calor, afectando la estratificación e hidrodinámica de las aguas dulces (Wetzel, 2001).

Esta variación en la posición vertical es común en las cianobacterias, porque poseen vesículas de gas que les dan la capacidad de regir su lugar en la columna de agua, manteniéndose más tiempo en la zona eufótica con condiciones óptimas de irradiancia. Este mecanismo de flotabilidad está regulado principalmente por la luz: en condiciones de baja irradiancia se promueve la formación de vesículas gaseosas, disminuyendo la densidad del citoplasma y facilitando la flotación. Con mayor irradiancia y fotosíntesis activa, aumentan los metabolitos en el citoplasma, incrementando la presión intracelular hasta colapsar algunas vesículas, lo que provoca el hundimiento del organismo. Otra ventaja de este mecanismo es que posibilita que las cianobacterias mejoren su captación de luz y que durante la noche lleguen a áreas más profundas y ricas en nutrientes, lo que les da una ventaja competitiva (Aguilera & Echenique, 2017).

Los florecimientos de cianobacterias pueden suceder cuando su densidad es elevada (de 100,000 cél/mL), lo que provoca alteraciones significativas en las lecturas satelitales y representa un riesgo moderado para la salud (Chorus & Welker, 2021). Dado que las imágenes satelitales miden la reflectancia de la superficie y no incide del todo en la columna de agua, esta variabilidad en el lugar donde se encuentra el fitoplancton puede influir en su interpretación.

El análisis de la imagen satelital consolidada, que promedió todos los valores mensuales obtenidos, mostró un patrón de concentración de clorofila similar a los resultados obtenidos por otros autores, como Brivio *et al.* (2001), Nas *et al.* (2009), Trent *et al.* (2017), y Callisaya Machaca (2018). Estos estudios realizaron análisis espectrales en sistemas lagunares en diferentes períodos de tiempo y obtuvieron valores comparables con los datos obtenidos en estaciones como E2 y E3, donde también se observaron altos valores de clorofila-*a* durante los muestreos experimentales.

El análisis espacial también reveló una mayor productividad en la parte sur y central del cuerpo de agua, con algunos puntos en el noroeste, aunque en un área significativamente menor. Esto se ve reflejado en los resultados obtenidos en las estaciones E3, E6 y E8, ubicadas en la zona sur y centro de la laguna, las cuales mostraron altos niveles de clorofila-*a* en los tres muestreos, así como una elevada densidad celular de cianobacterias, especialmente en marzo y abril.

Es esencial tener en cuenta que las imágenes satelitales tradicionales proporcionan información sobre el valor más superficial de clorofila-*a* en la columna de agua, con una penetración de apenas un par de centímetros que depende de la productividad de la masa de agua. Por ello, la integración de sensores satelitales con datos obtenidos en estaciones de muestreo estratégicamente distribuidas puede fortalecer el entendimiento de los patrones espaciales y temporales de la clorofila-*a* en cuerpos de agua tropicales.

Como una alternativa adicional, los sensores que están más próximos a la superficie, como LiDAR (*Light Detection and Ranging*), tienen una mejor resolución vertical, no obstante, su capacidad de penetración también es limitada (alrededor de 10-15 cm en condiciones ideales). Estudios como los de Kampel *et al.* (2009) y Chen *et al.* (2022) han demostrado que la tecnología LiDAR puede brindar información acerca de cómo se distribuye la clorofila-*a* en los primeros metros de la columna de agua, aún en zonas con diferentes grados de productividad. No obstante, la turbiedad y el nivel de materia en suspensión siguen siendo factores determinantes para su incidencia, incluso con estas tecnologías más avanzadas.

Para desarrollar un modelo más preciso, se sugiere un enfoque integrado que combine datos satelitales, tecnología LIDAR (o sensores multispectrales) y mediciones *in situ* durante un periodo de monitoreo más extenso.

9.2 Parámetros fisicoquímicos

Los resultados reflejaron cambios significativos en las características fisicoquímicas de la laguna, posiblemente asociados a factores temporales y antropogénicos. El pH alcalino constante podría indicar una posible alta actividad biológica, pero los valores extremos más bajos en abril sugieren eventos locales que alteran la acidez, como la descomposición de materia orgánica. Los valores de pH registrados se ubicaron ligeramente por encima de algunas regulaciones internacionales para cuerpos de agua superficiales, como las de Canadá¹ y Estados Unidos², que establecen un rango de 6.5 a 9. Los valores más ácidos se observaron en el Vaso Cencali.

El aumento de la temperatura, combinado con la disminución del oxígeno disuelto, apunta a condiciones de estrés térmico y eutrofización. Los niveles de oxígeno disuelto solo cumplieron con el rango de 7 a 9.8 mg/L regulado en Chile³ en algunas estaciones durante marzo. En otros meses, se presentó una disminución considerable. Estos valores coinciden con los obtenidos por Cruz Rosado (2006), quien reportó valores mínimos de oxígeno disuelto de 1.96 y máximos de 5.64 mg/L.

En cuanto al color del agua, se registraron valores que exceden las regulaciones establecidas por Brasil⁴ (75 Pt-Co) y Costa Rica⁵ (100 Pt-Co) sin que se cumplan en ninguna de las estaciones ni meses analizados. Además, esta última normativa también especifica un máximo de 25 mg/L para Sólidos Suspendidos Totales (SST), que solo se cumplió en algunas estaciones de los meses de marzo y mayo. En abril, los valores superaron este límite en prácticamente toda la laguna, especialmente en el sector noreste (E6, E7, E8).

¹ Guía de Calidad del Agua para la Protección de la Vida Acuática (CCME, 1987).

² Guía para la Vida Acuática (EPA, 1985).

³ Normas secundarias de protección de las aguas continentales superficiales.

⁴ Resolución del Consejo Nacional del Medio Ambiente no. 367 (2005).

⁵ Reglamento para la Evaluación y Clasificación de Cuerpos de Aguas Superficiales (2007).

En relación con los nutrientes, los niveles de nitrógeno, fósforo y potasio fueron traza en el 93% de las estaciones, lo que puede deberse a una rápida asimilación de nutrientes por parte del fitoplancton.

9.3 Medición experimental de clorofila-*a*

Los valores de clorofila-*a* obtenidos en campo mostraron gran variabilidad, siendo el valor más alto registrado de 70.94 $\mu\text{g/L}$. Este valor supera el límite establecido por la normativa de Brasil, que tiene el valor de referencia más alto para clorofila-*a* (30 $\mu\text{g/L}$ para aguas dulces con protección a las comunidades acuáticas).

En particular, los valores más elevados se concentraron en tres áreas críticas:

E1 (zona del Parque Tomás Garrido Canabal), donde se registraron valores superiores a 25 $\mu\text{g/L}$, lo que indica una posible acumulación de nutrientes y actividad biológica elevada, posiblemente influenciada por el aporte urbano y turístico del parque.

E3 (zona cultural de la UJAT), que presentó niveles similares, posiblemente vinculados al escurrimiento urbano y descargas de aguas residuales no tratadas.

Y, por último, E12 (Vaso Cencali), que tuvo de concentraciones entre 20 y 30 $\mu\text{g/L}$, en concordancia con su pH más ácido, baja profundidad y coloración intensa, lo cual sugiere una zona altamente eutrofizada y con condiciones favorables para floraciones algales. Esta zona se ubica en sectores con alta actividad urbana o aportes significativos de residuos, como lo señala el programa de manejo (BIENESTAR, 2019), lo que podría explicar la persistencia de concentraciones elevadas de clorofila.

La zona noreste fue de especial interés, donde se encuentran las estaciones E6, E7 y E8, todas aledañas a la colonia José María Pino Suárez. En los meses de abril y mayo, estas estaciones presentaron valores de clorofila entre 20.9 y 25.5 $\mu\text{g/L}$ junto con condiciones anóxicas. De acuerdo con Reguera *et al.* (2011) este tipo de escenarios se produce cuando hay una elevada producción de fitoplancton que no es consumido por el zooplancton, y cuya posterior descomposición conduce a la formación de fondos anóxicos, liberación de malos olores y mortalidad de organismos

bentónicos. Esta combinación indica un sistema severamente alterado en esta zona. La persistencia de las condiciones fuera de norma en esta área, como los altos valores de SST, bajos niveles de oxígeno disuelto, y concentraciones elevadas de clorofila-*a*, evidencia un impacto acumulativo que actúa como un sumidero de contaminantes, reflejando una mayor presión antrópica y posibles procesos de degradación ambiental avanzados.

9.4 Prueba de hipótesis

Los resultados obtenidos reflejan que, aunque existe una correlación positiva entre los datos de teledetección y los medidos en campo, las diferencias significativas observadas sugieren que su precisión puede verse afectada por factores como la turbiedad, la presencia de materia orgánica disuelta, la profundidad del agua y las condiciones atmosféricas. Por ello, aunque es útil para identificar patrones espaciales y temporales, debe complementarse con mediciones *in situ* para garantizar estimaciones más confiables, especialmente en cuerpos de agua urbanos con múltiples fuentes de interferencia óptica, como es el caso de la Laguna de las Ilusiones.

Estas diferencias pueden estar relacionadas con factores ambientales que afectan la reflectancia superficial, como la turbiedad o la presencia de sólidos suspendidos en el agua, que influyen en la capacidad de los sensores satelitales para detectar la clorofila en diferentes profundidades de la columna de agua. A pesar de estas limitaciones, los resultados obtenidos muestran que la teledetección sigue siendo una herramienta útil para la monitorización espacial y temporal de la calidad del agua, aunque puede requerir ajustes o complementarse con mediciones *in situ* en zonas específicas.

9.5 Análisis de Tendencia de Cambios

El desarrollo urbano ha alterado de forma significativa la dinámica hidrológica de la Laguna de las Ilusiones, modificando el flujo de drenaje natural. Como resultado, depende de las precipitaciones pluviales y del aporte proveniente de drenajes y alcantarillas urbanas, lo que contribuye a la contaminación del ecosistema acuático, sobre todo en la zona del Vaso Cenicali, ya que estos aportes transportan sedimentos, residuos sólidos y aguas residuales sin tratamiento. La

acumulación de contaminantes es un problema significativo para la protección de la laguna, porque afecta la calidad del agua y pone en riesgo la biodiversidad acuática (BIENESTAR, 2019).

La zona noroeste de la laguna (E5 – E11, Carrizal, Petrolera y José María Pino Suárez), que abarca significativamente la categoría 4, es la que tiene mayor contribución a los cambios observados en la categoría 5.

La zona noreste y central (E3 – E8, Magisterial, El Recreo, Prados de Villahermosa y José María Pino Suárez), fue la que presentó el cambio de categorías a los valores más altos de clorofila. Esta área es una de las más comerciales de la ciudad, incluyendo el parque Tomás Garrido y el Museo La Venta, lo que sugiere una gran actividad tanto ecológica como antropogénica. Cabe mencionar que de acuerdo con el programa de manejo (BIENESTAR, 2019), en esta zona se aplican sustancias herbicidas para el control de plagas acuáticas, lo cual podría ser la principal fuente de impacto, ya que los herbicidas utilizados para controlar el lirio acuático podrían inducir la liberación de nutrientes al morir la biomasa vegetal, favoreciendo el crecimiento de fitoplancton.

La zona sur (E1, E2 y E12 colonias Linda Vista, Rovirosa, Loma Linda, La Floria, Oropeza y Bonanza) se consideró la más impactada pues es donde convergen los mayores escurrimientos hacia la zona del Vaso Cencali. Esta zona tuvo el valor de pH máximo, los valores más altos de riqueza y el incremento de clorofila más elevado en el análisis de tendencia de cambio. Este cambio podría relacionarse con la cercanía a descargas urbanas, esorrentía o menor circulación del agua, lo cual implica un riesgo a mayor eutrofización y posibles floraciones algales si no se controlan las fuentes de nutrientes.

La tendencia general en toda la laguna sugiere que las áreas de concentración media están desapareciendo poco a poco y están siendo reemplazadas por concentraciones más altas. Cuando una zona alcanza a una categoría alta, suele permanecer o seguir creciendo en vez de recuperarse. Esto señala un deterioro continuo, que puede estar relacionado a la carga de nutrientes, una gestión incorrecta y actividades humanas. El análisis de cambio mostró una mejora, lo que sugiere que el equilibrio de la laguna podría mejorar en la próxima década si se implementan las medidas de mitigación apropiadas.

9.6 Análisis taxonómico y densidad celular

El análisis taxonómico reveló gran diversidad microalgal en la Laguna de las Ilusiones. Se identificaron 64 taxones distribuidos en cinco divisiones taxonómicas. La división Chlorophyta fue la más rica, con 32 taxones, seguida por las divisiones Cyanobacteria (19), Heterokontophyta (10), Euglenophyta (2) y Dinoflagellata (1). Esta diversidad coincidió con la obtenida por Cruz Rosado (2006) en el mismo sitio de estudio, quien identificó a los grupos Cyanobacteria y Chlorophyta como los más predominantes. No obstante, Cyanobacteria fue el grupo que aportó una mayor densidad celular, con especies como *Limnococcus limneticus* y miembros de los géneros *Raphidiopsis* y *Anabaenopsis*, los cuales llegaron a valores de más de 50,000 cél/L en algunas estaciones, como E11 y E12.

La dominancia de cianobacterias representa un indicador biológico de gran reconocimiento sobre condiciones eutróficas a hipereutróficas en sistemas acuáticos tropicales (Rigosi *et al.*, 2014). De acuerdo con lo descrito por De León & Chalar (2003), los lagos que tienen dominancia del grupo de las diatomeas son clasificados como mesotróficos, mientras que los que tienen dominancia por las cianobacterias son eutróficos. Los valores de densidad celular son similares a los reportados en otros lagos eutróficos de regiones subtropicales y tropicales por autores como Rosas *et al.* (1993) y Cuna *et al.* (2022), confirmando que el sistema se encuentra en una etapa avanzada de eutrofización. También, la presencia significativa de *Raphidiopsis raciborskii*, especie indicadora de eutrofización en ecosistemas tropicales (Burford *et al.*, 2016), y la estructura comunitaria con alta dominancia y baja equitatividad, son características consistentes con sistemas acuáticos que experimentan niveles elevados de enriquecimiento por nutrientes (Dokulil & Teubner, 2000).

En complemento con los datos taxonómicos y de densidad, la matriz de correlación reveló relaciones complejas entre los parámetros fisicoquímicos y la distribución de los grupos taxonómicos del fitoplancton en la Laguna de las Ilusiones.

La correlación positiva moderada entre el pH y los grupos Cyanobacteria, Chlorophyta y Heterokontophyta concuerda con lo reportado por Dokulil & Teubner (2000) quienes sugirieron

que valores de pH ligeramente alcalinos favorecen la proliferación de cianobacterias en sistemas lacustres tropicales.

Resulta interesante la correlación negativa entre la temperatura y los principales grupos de fitoplancton, particularmente las cianobacterias, contrario a lo que podría esperarse según la literatura que frecuentemente asocia florecimientos de cianobacterias con altas temperaturas. Este comportamiento podría explicarse por la combinación de varios factores: el rango de temperatura ya de por sí elevado durante todo el periodo de estudio (28.2-31.1°C), que podría estar por encima del óptimo para algunas especies; la coincidencia del aumento de temperatura con la disminución drástica del oxígeno disuelto, creando condiciones de estrés que afectan incluso a organismos adaptados a altas temperaturas; y a posibles cambios en la disponibilidad de nutrientes no detectados por las tiras cualitativas utilizadas.

Las fuertes correlaciones negativas entre la turbiedad, color y SST con los principales grupos fitoplanctónicos sugieren que estos parámetros podrían estar actuando como factores limitantes para el crecimiento algal, principalmente por la restricción en la penetración de luz necesaria para la fotosíntesis. Según Litchman & Klausmeier (2008), en condiciones de poca luz, solo algunas especies adaptadas logran dominar, reduciendo así la diversidad general. La dominancia de cianobacterias, particularmente en las estaciones con valores de turbiedad más elevados como E11 y E12 también podría explicarse por su mecanismo adaptativo (mencionado en el apartado 9.1) lo que les otorga una ventaja competitiva sobre otros grupos en ambientes altamente turbios.

9.7 Índices de diversidad

Los valores relativamente bajos del índice de Shannon son característicos de ecosistemas eutrofizados donde pocas especies dominan la comunidad. El predominio de valores por debajo de 1.0 sugiere una comunidad microalgal con baja equitatividad, donde pocas especies dominan numéricamente, como es común en ecosistemas eutróficos tropicales (Spatharis *et al.*, 2011).

Las diferencias de diversidad entre estaciones de muestreo pueden atribuirse condiciones ambientales diferentes a lo largo y ancho de la laguna. Las estaciones E1, E2 y E3, con mayores

valores de diversidad, podrían representar zonas con condiciones más favorables para la coexistencia de múltiples especies. Estas zonas presentan características particulares como menor turbiedad o mayores valores de pH en todos los meses. Esto favorece una mayor diversidad fitoplanctónica. Esta relación entre condiciones locales y diversidad coincide con lo reportado por De León & Chalar (2003) estudios de lagos urbanos tropicales.

El análisis de correlación entre los índices de diversidad y los parámetros fisicoquímicos sugieren que la diversidad del fitoplancton en la Laguna de las Ilusiones está influenciada significativamente por factores relacionados con la calidad del agua. La correlación positiva entre el índice de Shannon y el pH indica que condiciones ligeramente alcalinas favorecen una mayor diversidad de especies, lo cual coincide con la preferencia de varios grupos fitoplanctónicos por estas condiciones. Hansen (2002) demostró que algunos grupos taxonómicos suelen tener por las ciertas formas de carbono disponibles según el pH, afectando su competitividad y abundancia relativa. Asimismo, la correlación positiva entre la riqueza específica y el oxígeno disuelto sugiere que la disponibilidad de oxígeno es un factor limitante para el establecimiento de una comunidad diversa.

9.8 Análisis de componentes principales

El análisis de componentes principales reveló una separación temporal de las muestras que sugiere que los cambios estacionales juegan un papel fundamental en la dinámica del ecosistema. La transición de marzo a mayo refleja el paso de la temporada seca a los inicios de la temporada lluviosa en la región, con cambios asociados en temperatura, oxigenación y probablemente en la entrada de nutrientes al sistema, aunque estos últimos no fueron cuantificados con precisión en el estudio.

La relación entre los principales grupos microalgales (Cyanobacteria, Chlorophyta y Heterokontophyta) con el pH, y su oposición con la turbiedad, indica que estas relaciones tienen una influencia con el funcionamiento del ecosistema. La fotosíntesis producida por estos organismos puede incrementar el pH a lo largo del día debido a la asimilación de CO₂, pero su desarrollo puede verse limitado por la luz disponible, que disminuye cuando la turbiedad aumenta.

Este comportamiento puede ser un factor clave de la diversidad y abundancia del fitoplancton en la laguna.

Los dinoflagelados, representados por una sola especie en este estudio, fueron los más sensibles a la disminución del oxígeno, lo que explicaría su menor representación en abril y mayo cuando los niveles de oxígeno descendieron drásticamente. Esto coincide con lo reportado por Reynolds *et al.* (2002), quienes señalaron que los dinoflagelados habitan aguas oxigenadas y bien mezcladas. En cambio, las euglenofitas reportaron afinidad a hábitats con conductividad más alta, que podría estar vinculada al incremento de la descomposición de la materia orgánica en mayo, un mes de altas temperaturas.

Esta relación coincide con Reynolds *et al.* (2002), quienes describen a estos taxones como afines a hábitats de aguas bien mezcladas y oxigenadas. Por su parte, las euglenofitas mostraron adaptación a condiciones de mayor conductividad, posiblemente relacionadas con el aumento de la descomposición de materia orgánica en mayo, cuando las temperaturas fueron más elevadas.

La disposición de las cianobacterias y las clorofitas sugirió una adaptación a condiciones intermedias, pero su separación de los vectores de color, SST y turbiedad indicó que, aunque pueden tolerar cierta limitación lumínica (como se explicó en el marco teórico), requieren de condiciones de transparencia suficientes para mantener su actividad fotosintética, como señala Zohary *et al.* (2010), ya que la luz impulsa el flujo de carbono y otros elementos en las células y determina la velocidad a la que los nutrientes son utilizados por los organismos autótrofos para su crecimiento.

La separación temporal entre muestras también indicó una sucesión temporal de la comunidad microalgal. Las muestras de abril presentan mayor dispersión, lo que podría reflejar un período con mayor variedad en las condiciones ambientales. Sommer *et al.* (2012) describen estos patrones de cambio temporal como respuestas a las modificaciones en régimen de luz y disponibilidad de nutrientes a lo largo del tiempo.

La orientación de los vectores de temperatura y varios grupos fitoplanctónicos sugiere una relación negativa entre ellos, lo que contrasta con algunos modelos teóricos que sugieren mayor



diversidad a temperaturas más altas en ecosistemas tropicales. Esta aparente contradicción podría explicarse por el efecto indirecto de la temperatura sobre otros factores limitantes en este ecosistema eutrófico, como la disponibilidad de oxígeno o la estratificación de la columna de agua, que pueden tener mayor influencia sobre la estructura comunitaria que el efecto directo de la temperatura sobre el metabolismo.

9.9 Análisis espacial por estaciones de muestreo

Además de los patrones temporales observados, los resultados revelaron diferencias espaciales importantes entre las estaciones de muestreo, las cuales reflejan la heterogeneidad ambiental dentro del sistema. Las estaciones E6 y E8 presentaron comportamientos variables a lo largo de los tres muestreos, lo que sugiere que estos sitios funcionan como zonas de transición ecológica, posiblemente influenciadas tanto por condiciones locales como por movimientos hidrodinámicos internos. En contraste, las estaciones E11 (Petrolera) y E12 (Vaso Cencali) mostraron consistentemente valores elevados de color y turbiedad, acompañados de menor oxigenación y altas densidades celulares dominadas por cianobacterias, particularmente del género *Raphidiopsis*. Estos resultados concuerdan con la capacidad adaptativa de este grupo a ambientes estresantes y con baja transparencia lumínica, como se discutió previamente.

La región noroeste de la laguna (E5-E10) todavía presentan cierta resiliencia, probablemente ocasionada por una mejor circulación del agua o a una menor carga de nutrientes. Dado que estas zonas no muestran un deterioro tan significativo y podrían tener un rol importante como áreas de amortiguamiento contra procesos de eutrofización, se les podría ver como prioritarias para acciones de conservación o monitoreo preventivo.

Por otro lado, las estaciones E3 a E8 y E12, que corresponden a la zona central y sur, resultaron las más afectadas según el estudio, posiblemente debido a que sus aguas suelen ser receptoras de todo tipo de residuos. Estas estaciones se deben tener en cuenta como prioritarias para una intervención inmediata.

10. Conclusiones y recomendaciones

En la ciudad de Villahermosa, Tabasco, se encuentra la Laguna de las Ilusiones, un cuerpo de agua de gran importancia ecológica que presenta variaciones significativas tanto espaciales como temporales en cuanto a la concentración de clorofila-*a*, lo cual es un indicativo de procesos de eutrofización que impactan su equilibrio ecológico. La productividad primaria del sistema fue estimada a través de una integración multidisciplinaria utilizando imágenes satelitales históricas, procesadas en *Google Earth Engine*, y datos obtenidos *in situ*. Esta metodología resultó ser eficiente, pues permitió identificar zonas críticas y comparar patrones espaciales con procesos biológicos y fisicoquímicos en la laguna.

Los valores más altos de clorofila-*a*, tanto en imágenes satelitales como en mediciones de campo, se localizaron principalmente en el sector noroeste de la laguna, en particular en las estaciones E11 (Petrolera) y E12 (Vaso Cencali). Estas zonas demostraron, además, las mayores densidades celulares de cianobacterias y condiciones ambientales favorables para su proliferación (alta turbiedad, baja transparencia, valores elevados de SST y color). Por el contrario, estaciones como E1, E2 y E3, ubicadas en áreas con menor impacto antrópico, presentaron mayor diversidad fitoplanctónica y mejores condiciones de calidad del agua, como oxígeno disuelto más elevado y menor concentración de contaminantes visibles.

El análisis de las comunidades microalgales demostró que las cianobacterias fueron predominantes, incluyendo especies como *Limnococcus limneticus* y miembros de los géneros *Raphidiopsis* y *Anabaenopsis*, lo que confirma la existencia de condiciones eutróficas y posibles peligros para la salud debido a las floraciones algales. El análisis de componentes principales reforzó estos hallazgos, ya que mostró correlaciones entre los grupos fitoplanctónicos y las variables fisicoquímicas como la turbiedad, el pH, la conductividad, los SST y el oxígeno disuelto. Además, mostró cambios notables entre los tres meses de muestreo (marzo a mayo).

La comparación entre los datos obtenidos mediante sensores remotos y las mediciones directas de clorofila-*a* respalda el uso de teledetección como una herramienta confiable para el monitoreo continuo de indicadores ecológicos clave. No solo permitió estimar concentraciones

clorofílicas, sino también interpretar patrones de dominancia, riqueza específica y respuestas comunitarias ante impactos ambientales.

Por lo tanto, se recomienda la implementación de un sistema de monitoreo permanente en zonas estratégicas del cuerpo de agua. Se sugiere priorizar áreas como el Parque Tomás Garrido Canabal (E1), la zona cultural de la UJAT (E3), la colonia José María Pino Suárez (E8) y especialmente las aledañas a la colonia Petrolera (E11) y el Vaso Cencali (E12), esta última por presentar el mayor impacto negativo derivado de descargas residuales y alta actividad urbana. Dicho sistema permitiría mejorar los modelos predictivos de comportamiento espacio-temporal de la calidad del agua, actualmente limitados por la resolución temporal de los datos satelitales y la frecuencia de muestreo *in situ*.

De no tomarse medidas correctivas, se proyecta que en los próximos diez años la Laguna de las Ilusiones podría presentar un aumento en las zonas con alta concentración de clorofila-*a*, intensificando los procesos de eutrofización, reduciendo la biodiversidad y afectando la calidad del agua con implicaciones para la salud pública y el bienestar de la población. Por ello, se enfatiza la importancia de una vigilancia continua, la aplicación de políticas ambientales efectivas y la integración de tecnologías como la teledetección en la toma de decisiones ambientales.

11. Referencias citadas

- Acosta, D., Camarena, A., Chang, A., Díaz A., Fuller, E., González, C. & Tejedor de León, A. (2016). Uso de software para el procesamiento de imágenes digitales para la definición de cuencas hidrográficas. *Revista de Iniciación Científica* 2(1): 12-18.
- Aguilera, A., & Echenique, R. O. (2017). *Cyanobacteria nocivas de ambientes acuáticos continentales: taxonomía y ecología*.
- Andreo, V. C. (2015). *Variabilidad espacio-temporal de florecimientos fitoplanctónicos en el talud y plataforma continental de la Patagonia Argentina usando sensores remotos*. (Tesis de Maestría). Universidad Nacional de Córdoba.
- Belcher, H., & Swale, E. (1976). *A beginner's guide to freshwater algae*. HMSO. Caljon, A. (1983). *Brackish-water phytoplankton of the Flemish lowland*. La Haya: Dr. W. Junk Publishers.
- Boyd, C. E. (2020). *Water Quality: An Introduction*. Springer.
- Bravo Morales, N. F. (2017). *Teoría -Teledetección Espacial*. Geomática Ambiental S.R.L.
- Brivio, P. A., Giardino, C. & Zilioli, E. (2001). Determination of chlorophyll concentration changes in Lake Garda using an image-based radiative transfer code for Landsat TM images. *Int. J. Remote Sensing* 22(2): 487-502.
- Brown, C. & Harder, C. (2016). *The ArcGIS Imagery Book*. Esri Press.
- Burford, M. A., Beardall, J., Willis, A., Orr, P. T., Magalhaes, V. F., Rangel, L. M., & Neilan, B. A. (2016). Understanding the winning strategies used by the bloom-forming cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Harmful Algae*, 54, 44-53.
- Callisaya Machaca, D. (2018). *Análisis de la Clorofila-a en el agua con técnicas de teledetección en lago Titicaca (lago menor)*. (Tesis de licenciatura). Universidad Mayor de San Andrés.
- Caljon, A. G. (1983). *Brackish-water phytoplankton of the Flemish lowland* (Vol. 18). Springer Science y Business Media.



- Campbell, N. A. & Reece, J. B. (2007). *Biología*. Argentina: Editorial Médica Panamericana S.A.
- Cao, Q. (2018). *Estimating and mapping chlorophyll-a concentration in Boston Harbor, Ma using Landsat data*. (Tesis de Maestría). Northeastern University.
- Chen, P., Jamet, C., & Liu, D. (2022). Lidar remote sensing for vertical distribution of seawater optical properties and chlorophyll-a from the East China Sea to the South China Sea. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 60, 1-21.
- Chorus, I., & Welker, M. (2021). *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management* (p. 858). Taylor & Francis.
- Chuvieco, E. (2016). *Fundamentals of Satellite Remote Sensing*. CRC Press.
- Compère, P. (1977). *Algues le la région du Lac Tchad*. Masson.
- Cotler Ávalos, H., Galindo Alcántar, A., González Mora, I. D., Pineda López, R. F., & Ríos Patrón, E. (2013). Cuencas hidrográficas. Fundamentos y perspectivas para su manejo y gestión. *Cuadernos de Divulgación ambiental, México, DF., Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales/Centro de Educación y Capacitación para el Desarrollo Sustentable/Red Mexicana de Cuencas Hidrográficas*.
- Croce, R. & Amerongen, H. V. (2014). Natural strategies for photosynthetic light harvesting. *Nature Chemical Biology* (10): 492-501.
- Cruz Ramírez, A. K. (2019). *Funcionamiento ambiental de humedales fluviales tropicales: condiciones de nivel del agua e influencia en factores fisicoquímicos del agua*. (Tesis de posgrado). Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
- Cruz Rosado, L. (2006). *Distribución espacial y abundancia del fitoplancton en temporada de estiaje, en el Vaso Cencali, Laguna de las Ilusiones, Villahermosa Tabasco, México*. (Tesis de pregrado). Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.



- Cruz Rosado, L. (2012). *Variación espacial y temporal del fitoplancton en la Laguna de las Ilusiones, Villahermosa, Tabasco*. (Tesis de posgrado). Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
- Cuna, E., Alcocer, J., Gaytán, M., & Caballero, M. (2022). Phytoplankton biodiversity in two tropical, High Mountain lakes in Central Mexico. *Diversity*, 14(1), 42.
- Curtis, H., Barnes, N. S., Schnek, A. & Massarini, A. (2008). *Curtis. Biología*. Ed. Médica Panamericana.
- De León, L., & Chalar, G. (2003). Abundancia y diversidad del fitoplancton en el Embalse de Salto Grande (Argentina-Uruguay). Ciclo estacional y distribución espacial. *Limnetica*, 22(1-2), 103-113.
- Dokulil, M. T., & Teubner, K. (2000). Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*, 438, 1-12.
- Eastman, J. R. (2012). IDRISI Selva. Guía para SIG y procesamiento de imágenes. *Clark University*, 53(9), 321.
- El-Amier, Y.A., Elnaggar, A. A. & El-Alfy, M. A. (2016) Investigation of Eutrophication State of Manzala and Burullus Lakes in Egypt by Using Remote Sensing and GIS. *Journal of Environmental Science and Pollution Research* 2(4): 121-125.
- Esqueda-Lara, K., Sánchez, A. D. J., Valdés-Lagunes, G., Salcedo, M. Á., Franco-Torres, A. E., & Florido, R. (2016). Fitoplancton en el humedal tropical Chaschoc en la cuenca baja del río Usumacinta. *Revista mexicana de biodiversidad*, 87(4), 1177-1188.
- Estruch Benito, F. (2010). *Análisis de la clorofila a en el agua a partir de una imagen multispectral Quickbird en la zona costera de Gandia*. (Tesis de licenciatura). Universidad Politécnica de Valencia.



- Farag, H. & El-Gamal, A. (2012). Assessment of the Eutrophic Status of Lake Burullus (Egypt) using Remote Sensing. *International Journal of Environmental Science and Engineering 2*: 61-74.
- Felisberto, S. A., & Souza, D. B. D. S. (2014). Characteristics and diversity of cyanobacteria in periphyton from lentic tropical ecosystem, Brazil. *Advances in Microbiology*, 4(15), 1076.
- Filippo, F., Lepori, F. & Bruder, A. (2017). Improving estimates of primary production in lakes: a test and a case study from a peri-alpine lake (Lake Lugano). *Inland Waters* 7(1): 77-87.
- František, H. (2006). Three planktonic cyanophytes producing water blooms in Western Slovakia. *Czech phycology Olomouc*, 6, 59-67.
- Gates, D. M. (1962). *Energy Exchange in the Biosphere*. Harper y Row, New York.
- Gharib, S. M., El-Sherif, Z. M., Abdel-Halim, A. M., & Radwan, A. A. (2011). Phytoplankton and environmental variables as a water quality indicator for the beaches at Matrouh, south-eastern Mediterranean Sea, Egypt: an assessment. *Oceanologia*, 53(3), 819-836.
- GRASS Development Team (03 de abril de 2022). GRASS GIS 8.0.2dev Reference Manual. <https://grass.osgeo.org/grass80/manuals/>
- Hansen, P. J. (2002). Effect of high pH on the growth and survival of marine phytoplankton: implications for species succession. *Aquatic microbial ecology*, 28(3), 279-288.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2010). *Red Hidrográfica Escala 1:50 000*. Edición: 2.0.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2017). *Anuario Estadístico y Geográfico de Tabasco*.
- Jensen, J. R. (2015). *Introductory digital image processing. A Remote Sensing Perspective*. Pearson Education, Inc.



- Jiménez-Moreno, M. J., Rodríguez-Laguna, R., Escalona-Maurice, M. J., Razo-Zarate, R. & Acevedo-Sandoval, O. A. (2019). Análisis de indicadores ambientales espacio-temporales de agua, suelo y vegetación. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 10(7): 1641-1652.
- Kampel, M., Lorenzetti, J. A., Bentz, C. M., Nunes, R. A., Paranhos, R., Rudorff, F. M., & Politano, A. T. (2009). Simultaneous measurements of chlorophyll concentration by lidar, fluorometry, above-water radiometry, and ocean color MODIS images in the southwestern Atlantic. *Sensors*, 9(1), 528-541.
- Kim, H. S. (2013). New record of fresh-water green algae (Chlorophytes) from Korea. *Journal of Ecology and Environment*, 36(4), 303-314.
- Kim, Y. J. (2013). Taxonomic and ecological study of the families Hydrodictyaceae and Coelastraceae, order Chlorococcales, and Class Chlorophyceae in Korea. *Journal of Ecology and Environment*, 36(4), 421-437.
- Kirk, J. T. O. (2011). *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*. Cambridge.
- Komárek, J. (2005). Phenotype diversity of the heterocytous cyanoprokaryotic genus *Anabaenopsis*. *Fottea*, 5(1), 1-35.
- Komárek, J. (2005). Studies on the cyanophytes (Cyanobacteria, cyanoprokaryota) of Cuba 11. Freshwater *Anabaena* species. *Preslia*, 77(2), 211-234.
- Komárek, J., & Zapomělová, E. (2007). Planktic morphospecies of the cyanobacterial genus *Anabaena*= subg. *Dolichospermum*-1. part: coiled types. *Fottea*, 7(1), 1-31.
- Komárková, J., & Tavera, R. (2003). Steady state of phytoplankton assemblage in the tropical Lake Catemaco (Mexico). *Phytoplankton and Equilibrium Concept: The Ecology of Steady-State Assemblages: Proceedings of the 13th Workshop of the International Association of Phytoplankton Taxonomy and Ecology (IAP), held in Castelbuono, Italy, 1-8 September 2002* (pp. 187-196). Springer Netherlands.

- Komárková-Legnerová, J., & Tavera, R. (1996). Cyanoprokaryota (Cyanobacteria) in the phytoplankton of lake Catemaco (Veracruz, Mexico). *ARCHIV FUR HYDROBIOLOGIE-SUPPLEMENT-*, 117, 403-422.
- Labrador García, M., Évora Brondo, J.A. & Arbelo Pérez, M. (2012). *Satélites de Teledetección para la Gestión del Territorio*.
- Land & Water Consulting. (2004). *Water Quality Protection Plan and TMDLs for the Swan Lake Watershed*.
- Litchman, E., & Klausmeier, C. A. (2008). Trait-based community ecology of phytoplankton. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 39(1), 615-639.
- Lobato, C., & Novelo, E. (2023). Cianoprocariontes y microalgas de dos lagunas de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 94(2023).
- Lobato, T. C., Hauser-Davis, R. A., Oliveira, T. F., Silveira, A. M., Silva, H. A. N., Tavares, M. R. M., & Saraiva, A. C. F. (2015). Construction of a novel water quality index and quality indicator for reservoir water quality evaluation: A case study in the Amazon region. *Journal of hydrology*, 522, 674-683.
- López-Adrián, S. J., & Medina, R. C. B. (2005). Diversidad y distribución del fitoplacton de agua dulce en la península de Yucatán, México. *Ibugana: Boletín del Instituto de Botánica*, 13(2), 3-12.
- Luoheng, H. & Karen, J. J. (2005). Estimating and mapping chlorophyll-*a* concentration in Pensacola Bay, Florida using Landsat ETM + data. *International Journal of Remote Sensing*. 26(23): 5245-5254.
- Margalef, R. (2005). Ecología.
- Montecino, V. & Pizarro, G. (2006). Productividad primaria, biomasa y tamaño del fitoplancton en canales y fiordos australes: patrones primavera-verano.

- Moreno Franco, D. P., Manzano Quintero, J. & López Cuevas, A. (2010). Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *ContactoS* 78(2010): 25-33.
- Morrillo Díaz, G., Aldana Villasmil, J. A., Pineda, A. & Royero Orozco, G. A. (2018). Estimación de clorofila *a* en el Lago de Maracaibo, Venezuela utilizando imágenes LANDSAT 8. *MAPPING* 27(188): 4-14.
- Nas, B., Karabork H., Ekerem, S. & Berktaş, A. (2009). Mapping chlorophyll-*a* through in-situ measurements and Terra ASTER satellite data. *Environ Monit Assess* 157: 375-82.
- Nelson, D. L. & Cox, M. M. (2009). *Lehninger: principios de bioquímica*.
- OpenStax, The Light-Dependent Reactions of Photosynthesis. OpenStax CNX. 9 oct 2013.
- Ortega, M. M. (1984). *Catálogo de algas continentales recientes de México*. Coordinación de la Investigación Científica, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Pandav, V., Kamble, G., Rupnar, H., Madiwalkar, S. & Lole, A. (2019). Watershed Delineation of Kumbhoj Nala Basin by using QGIS. *International Research Journal of Engineering and Technology* 6(4): 1469-1471.
- Philipose, M. T. (1967). Chlorococcales. New Delhi: Indian Council of Agricultural Research.
- Rai, S. K., & Misra, P. K. (2012). Taxonomy and diversity of genus *Pediastrum* Meyen (Chlorophyceae, Algae) in east Nepal. *Our Nature*, 10(1), 167-175.
- Reguera, B., Alonso, R., Moreira, A., & Méndez, S. (2011). Guía para el diseño y puesta en marcha de un plan de seguimiento de microalgas productoras de toxinas. Manuales y Guías de la COI 59.IOC/2011/MG/59 REV. Paris y Viena: COI de UNESCO y OIEA.
- Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., & Melo, S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of plankton research*, 24(5), 417-428.
- Reynolds, C. S. (2006). *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press.

- Rigosi, A., Carey, C. C., Ibelings, B. W., & Brookes, J. D. (2014). The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and varies among taxa. *Limnology and Oceanography*, 59(1), 99-114.
- Rodríguez Rodríguez, E. (2002). *Las lagunas continentales de Tabasco*. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
- Rosas, I., Velasco, A., Belmont, R., Baez, A., & Martínez, A. (1993). The algal community as an indicator of the trophic status of Lake Patzcuaro, Mexico. *Environmental Pollution*, 80(3), 255-264.
- Rosso, L., Giannuzzi, L., & Petnenshsky, T. (2017). Factores ambientales y antropogénicos que afectan la formación de floraciones de cianobacterias y cianotoxinas.
- Secretaría de Bienestar, Sustentabilidad y Cambio Climático (BIENESTAR)(2019). *Programa de Manejo y Conservación de la Reserva Ecológica Laguna de las Ilusiones*.
- Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS) (s.f.). *Using the USGS Landsat Level-1 Data Product*. <https://www.usgs.gov/landsat-missions/using-usgs-landsat-level-1-data-product>
- Sommer, U., Adrian, R., De Senerpont Domis, L., Elser, J. J., Gaedke, U., Ibelings, B., & Winder, M. (2012). Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) model: mechanisms driving plankton succession. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 43(1), 429-448.
- Spatharis, S., Roelke, D. L., Dimitrakopoulos, P. G., & Kokkoris, G. D. (2011). Analyzing the (mis) behavior of Shannon index in eutrophication studies using field and simulated phytoplankton assemblages. *Ecological indicators*, 11(2), 697-703.
- Squeo, F.A. & Cardemil, L. (2006). Fotosíntesis, productividad y algas marinas en Edding, M., Tala, F., Vásquez, J. (Ed.), *Fisiología Vegetal*. Ediciones Universidad de La Serena.
- Trent, T., Hendrickson, J. & Harwell, M. C. (2017). A rapid, cost-effective screening tool for measuring Chl-*a* in water samples. *Lake and Reservoir Management* 33(3): 217-222.

- Tsuzuki, Y. (2014). *Pollutant Discharge and Water Quality in Urbanisation*. Springer.
- Tundisi, J. G., & Matsumara-Tundisi, T. (2012). *Limnology*. CRC Press.
- Uddin, M. G., Nash, S. & Olbert, A. I. (2021). A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators* 122.
- Usali, N. e Ismail, M. H. (2010). Use of Remote Sensing and GIS in Monitoring Water Quality. *Journal of Sustainable Development* 3(3): 228-238.
- Vollenweider, R. A. & Kerekes, J. (1982). OECD 1982. *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment, and control*. OECD Cooperative programme on monitoring inland waters (Eutrophication control).
- Wehr, J. D., Sheath, R. G., & Kociolek, J. P. (Eds.). (2003). *Freshwater algae of North America: ecology and classification*. Elsevier.
- Wetzel, R.G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Gulf Professional Publishing.
- Wulder, M. A., Loveland, T. R., Roy, D. P., Crawford, C. J., Masek, J. G., Woodcock, C. E. & Zhu, Z. (2019). Current status of Landsat program, science, and applications. *Remote sensing of environment*, 225(2019): 127-147.
- Zohary, T., Padisák, J., & Naselli-Flores, L. (2010). Phytoplankton in the physical environment: beyond nutrients, at the end, there is some light. *Hydrobiologia*, 639, 261-269.
- Zhang, M. (2020). Modeling net primary productivity of wetland with a satellite-based light use efficiency model. *Geocarto International*.

12. Anexo A

Tabla A1

Resultados de parámetros fisicoquímicos medidos en la laguna.

Parámetro	Marzo			Abril			Mayo			
	Mensual	Media agua	Fondo	Mensual	Media agua	Fondo	Mensual	Media agua	Fondo	
Profundidad (cm)	Media	299	199	398	155	104	207	164	110	219
	DE	±152.0	±73.0	±145.9	±82.3	±40.8	±81.6	±86.1	±42.3	±84.7
	Min	105	105	210	60	60	120	60	60	120
	Max	630	315	630	400	200	400	390	195	390
pH	Media	8.3	8.4	8.3	8.5	8.4	8.6	8.4	8.4	8.4
	DE	±0.5	±0.6	±0.4	±0.6	±0.7	±0.3	±0.3	±0.3	±0.3
	Min	7.4	7.4	7.8	6.7	6.7	8.1	8.0	8.1	8.0
	Max	9.5	9.5	8.9	9.7	9.7	9.2	9.1	9.1	9.0
Temperatura (°C)	Media	28.2	28.1	28.4	30.8	31.0	31.0	31.1	31.3	30.8
	DE	±0.7	±0.5	±0.8	±1.2	±1.6	±0.6	±0.6	±0.7	±0.5
	Min	27.3	27.3	27.6	29.3	29.3	29.9	30.1	30.2	30.1
	Max	30.4	28.7	30.4	35.5	35.5	31.7	32.3	32.3	31.6
C.E. (µS/cm)	Media	204.3	203.6	205.2	215.2	214.0	217.0	272.7	285.6	258.7
	DE	±7.1	±7.9	±6.3	±48.2	±67.7	±7.6	±113.0	±150.4	±53.0
	Min	180.0	180.0	190.0	25.0	25.0	203.0	135.0	135.0	226.0
	Max	215.0	211.0	215.0	332.0	332.0	229.0	724.0	724.0	403.0
Oxígeno disuelto (ppm)	Media	6.3	6.3	6.2	2.3	1.9	2.8	0.7	0.8	0.6
	DE	±1.9	±2.0	±1.9	±2.6	±2.1	±3.0	±0.9	±1.0	±0.9
	Min	3.0	3.0	3.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Max	8.8	8.8	8.6	8.5	5.2	8.5	3.3	3.3	3.0
Turbiedad (FAU)	Media	80	81	79	38	39	37	27	27	-
	DE	±24.1	±26.2	±22.9	±11.0	±14.1	±6.7	±5.9	±5.9	-
	Min	40	40	44	27	27	27	16	16	-
	Max	115	115	104	78	78	47	37	37	-
Color (pt-Co)	Media	31	33	29	288	291	285	249	249	-
	DE	±11.5	±15.4	±4.3	±48.5	±62.8	±28.4	±38.2	±38.2	-
	Min	20	24	20	242	242	242	199	199	-
	Max	80	80	36	485	485	349	311	311	-
SST (ppm)	Media	264	270	258	36	37	34	24	24	-
	DE	±26.8	±31.5	±20.3	±13.0	±17.4	±5.5	±6.0	±6.0	-
	Min	218	218	231	20	20	25	16	16	-
	Max	323	323	286	87	87	45	34	34	-
Clorofila (µg/L)	Media	30.9	-	-	32.7	-	-	37.1	-	-
	DE	±18.6	-	-	±20.3	-	-	±21.3	-	-

Min	0	-	-	7.7	-	-	20.9	-	-
Max	70	-	-	70.8	-	-	83.5	-	-

*Las muestras de clorofila solo se tomaron a una profundidad media.

Tabla A2

Listado taxonómico de las especies encontradas en la Laguna las Ilusiones.

IMPERIO PROKARYOTA

REYNO BACTERIA

DIVISIÓN CYANOBACTERIA Stanier ex Cavalier-Smith

CLASE CYANOPHYCEAE Schaffner

Cyanophyceae sp. 1

ORDEN Chroococcales Schaffner

Chroococcales sp. 1

FAMILIA Chroococcaceae Rabenhorst

GÉNERO *Chroococcus* Nägeli, 1849

Chroococcus dispersus (Keissler) Lemmermann, 1898

FAMILIA Cyanothrichaceae Elenkin

GÉNERO *Limnococcus* (Komárek & Anagnostidis) Komárková, Jezberová, O.

Komárek & Zapomelová, 2011

Limnococcus limneticus (Lemmermann) Komárková, Jezberová, O.

Komárek & Zapomelová, 2011

FAMILIA Microcystaceae Elenkin

GÉNERO *Merismopedia* Meyen, 1839

Merismopedia sp. 1

Merismopedia sp. 2

ORDEN Nostocales Borzi

FAMILIA Aphanizomenonaceae Elenkin

GÉNERO *Anabaena* Bory ex Bornet & Flahault, 1888

Anabaena circinalis Rabenhorst ex Bornet & Flahault, 1888

Anabaena sp. 1

GÉNERO *Raphidiopsis* F.E. Fritsch & M.F. Rich, 1929

Raphidiopsis raciborskii (Wołoszyńska) Aguilera & al., 2018

Raphidiopsis sp. 1

Raphidiopsis sp. 2

Raphidiopsis sp. 3

FAMILIA Nodulariaceae Elenkin

GÉNERO *Anabaenopsis* V.V. Miller, 1923

Anabaenopsis sp. 1

Anabaenopsis sp. 2

ORDEN Oscillatoriales Schaffner

FAMILIA Microcoleaceae O. Strunecky, J.R. Johansen & Komárek

GÉNERO *Arthrospira* Stizenberger ex Gomont, 1892

Tabla A2

Listado taxonómico de las especies encontradas en la Laguna las Ilusiones.

-
- Arthrospira* sp. 1
Arthrospira sp. 2
- FAMILIA Oscillatoriaceae Engler**
 Oscillatoriaceae sp. 1
 Oscillatoriaceae sp. 2
- ORDEN Pseudanabaenales L. Hoffman, Komárek & Kaštovský**
FAMILIA Pseudanabaenaceae K. Anagnostidis & J. Komárek
 GÉNERO *Pseudanabaena* Lauterborn, 1915
Pseudanabaena sp. 1
- IMPERIO EUKARYOTA**
REYNO PLATAE
DIVISIÓN CHLOROPHYTA Reichenbach
CLASE TREBOUXIOPHYCEAE Friedl
ORDEN Chlorellales H.C. Bold & M.J. Wynne
FAMILIA Oocystaceae Bohlin
 GÉNERO *Pachycladella* P.C. Silva, 1970
Pachycladella sp.
 GÉNERO *Willea* Schmidle, 1900
Willea apiculate (Lemmermann) D.M. John, M.J. Wynne & P.M. Tsarenko
Willea crucifera (Wolle) D.M. John, M.J. Wynne & P.M. Tsarenko, 2014
Willea sp.
- FAMILIA Chlorellaceae Brunthaler**
 GÉNERO *Actinastrum* Lagerheim, 1882
Actinastrum hantzschii Lagerheim, 1882
 GÉNERO *Keratococcus* Pascher, 1930
Keratococcus sp. 1
Keratococcus sp. 2
- ORDEN Trebouxiophyceae ordo incertae sedis**
FAMILIA Trebouxiophyceae incertae sedis
 GÉNERO *Lemmermannia* Chodat, 1913
Lemmermannia sp. 1
- CLASE CHLOROPHYCEAE Wille**
ORDEN Sphaeropleales Luerksen
FAMILIA Scenedesmaceae Oltmanns
 Scenedesmaceae sp. 1
 Scenedesmaceae sp. 2
 GÉNERO *Coelastrum* Nägeli, 1849
Coelastrum sp. 1
 GÉNERO *Desmodesmus* (Chodat) S.S. An, T. Friedl & E. Hegewald, 2000
Desmodesmus denticulatus (Lagerheim) S.S. An, T. Friedl & E. Hegewald, 2000
Desmodesmus spinulatus (Biswas) E. Hegewald, 2000
 GÉNERO *Scenedesmus* Meyen, 1829

Tabla A2*Listado taxonómico de las especies encontradas en la Laguna las Ilusiones.*

-
- Scenedesmus dimorphus* (Turpin) Kützing, 1833
Scenedesmus sp. 1
Scenedesmus sp. 2
Scenedesmus sp. 3
 GÉNERO *Tetradesmus* G.M. Smith, 1924
Tetradesmus sp. 1
- FAMILIA Selenastraceae Blackman & Tansley**
 GÉNERO *Monoraphidium* Komárková-Legnerová, 1969
Monoraphidium sp. 1
Monoraphidium sp. 2
Monoraphidium sp. 3
 GÉNERO *Kirchneriella* Schmidle, 1893
Kirchneriella lunaris (Kirchner) Möbius, 1893
- FAMILIA Hydrodictyaceae Dumortier**
 GÉNERO *Monactinus* Corda, 1839
Monactinus simplex (Meyen) Corda, 1839
 GÉNERO *Pediastrum* Meyen, 1829
Pediastrum duplex Meyen, 1829
 GÉNERO *Stauridium* Corda, 1839
Stauridium tetras (Ehrenberg) E. Hegewald, 2000
 GÉNERO *Tetraëdron* Kützing, 1844
Tetraëdron sp. 1
Tetraëdron trigonum (Reinsch) De Toni, 1889
Tetraëdron tumidulum (Reinsch) Hansgirg, 1889
- FAMILIA Nephrocytiaceae T.S. Garcia, Bagatini & Štenclová**
 GÉNERO *Nephrocytium* Nägeli, 1849
Nephrocytium sp. 1
Nephrocytium sp. 2
- FAMILIA Treubariaceae (Korshikov) Fott**
 GÉNERO *Treubaria* C. Bernard, 1908
Treubaria sp. 1
- CLASE ULVOPHYCEAE K.R. Mattox & K.D. Stewart**
ORDEN Ulotrichales Borzi
FAMILIA Ulotrichaceae Kützing
 GÉNERO *Ulothrix* Kützing, 1833
Ulothrix sp. 1
- REYNO CHROMISTA Cavalier-Smith**
PHYLUM DINOFLAGELLATA Fensome & al.
CLASE DINOPHYCEAE Pascher
ORDEN Peridinales Macalister
FAMILIA Peridiniaceae Ehrenberg
 GÉNERO *Peridinium* Ehrenberg, 1832

Tabla A2

Listado taxonómico de las especies encontradas en la Laguna las Ilusiones.

-
- Peridinium* sp. 1
- PHYLUM HETEROKONTOPHYTA** Moestrup, R.A. Andersen & Guiry
- CLASE BACILLARIOPHYCEAE** Haeckel
- ORDEN Surirellales** D.G. Mann
- FAMILIA Surirellaceae** Kützing
- GÉNERO *Surirella* Turpin, 1828
- Surirella* sp. 1
- ORDEN Bacillariales** Hendey
- FAMILIA Bacillariaceae** Ehrenberg
- Bacillariaceae sp. 1
- Bacillariaceae sp. 2
- GÉNERO *Nitzschia* Hassall, 1845
- Nitzschia* sp. 1
- Nitzschia* sp. 2
- ORDEN Fragilariales** P.C. Silva
- FAMILIA Fragilariaceae** Kützing
- GÉNERO *Synedra* Ehrenberg, 1830
- Synedra* sp. 1
- ORDEN Naviculales** Bessey
- FAMILIA Naviculaceae** Kützing
- GÉNERO *Navicula* Bory, 1822
- Navicula* sp. 1
- CLASE COSCINODISCOPHYCEAE** Round & R.M. Crawford
- ORDEN Aulacoseirales** R.M. Crawford
- FAMILIA Aulacoseiraceae** R.M. Crawford
- GÉNERO *Aulacoseira* Thwaites, 1848
- Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen, 1979
- ORDEN Melosirales** R.M. Crawford
- FAMILIA Melosiraceae** Kützing
- GÉNERO *Melosira* C. Agardh, 1824
- Melosira varians* C. Agardh, 1824
- CLASE MEDIOPHYCEAE** Medlin & Kaczmarska
- ORDEN Stephanodiscales** Nikolaev & Harwood
- FAMILIA Stephanodisceae** Makarova
- GÉNERO *Cyclotella* (Kützing) Brébisson, 1838
- Cyclotella* sp.1
- REYNO PROTOZOA** R. Owen
- PHYLUM EUGLENOPHYTA** Cavalier-Smith
- CLASE EUGLENOPHYCEAE** Schoenichen
- ORDEN Euglenales** F. Stein
- FAMILIA Euglenaceae** Dujardin
- GÉNERO *Euglena* Ehrenberg

Tabla A2

Listado taxonómico de las especies encontradas en la Laguna las Ilusiones.

Euglena caudata E.F.W. Hübner, 1886

FAMILIA Phacaceae J.I. Kim, Triemer & W. Shin

GÉNERO *Phacus* Dujardin, 1841

Phacus sp. 1

Tabla A3

Densidad celular de las especies en las estaciones de muestreo E1, E2, E3, E6, E8 y E11 en marzo, abril y mayo.

DIVISIÓN	E1- Mar	E1- Abr	E1- May	E2- Mar	E2- Abr	E2- May	E3- Mar	E3- Abr	E3- May	E6- Mar	E6- Abr	E6- May	E8- Mar	E8- Abr	E8- May	E11- Mar	E11- Abr	E11- May	E12- Abri	E12- May	
Cyanobacteria																					
<i>Anabaena circinalis</i>	18	113	15	20	248	213	83	118	33	45	40	5	18	35	53	13	0	10	415	0	
<i>Anabaena</i> sp. 1	3	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	5	0	8	0	0	3	0	0	0	
<i>Anabaenopsis</i> sp.1	0	95	3	8	68	55	120	170	20	305	173	15	5	5	23	1,733	5,670	1,188	10	8	
<i>Anabaenopsis</i> sp.2	13	10	23	8	0	0	23	0	50	28	3	30	53	80	8	308	60	218	48	0	
<i>Arthrospira</i> sp. 1	3	105	5	10	233	65	73	108	55	145	20	15	15	63	40	968	170	865	3	0	
<i>Arthrospira</i> sp. 2	10	60	3	0	198	45	45	65	18	40	273	8	3	40	248	15	0	5	70	0	
Chroococcales sp. 1	3	8	3	0	15	0	55	15	0	158	85	5	5	5	40	30	0	95	0	20	
Chroococcus dispersus	0	58	15	0	123	100	225	160	55	338	155	10	3	0	3	640	0	178	0	45	
Cyanophyceae sp. 1	15	0	0	3	3	3	3	0	3	3	0	10	5	10	3	0	0	3	0	3	
<i>Limnococcus limneticus</i>	18,165	4,970	17,143	13,150	9,458	6,255	16,263	7,245	23,563	11,188	11,738	11,978	12,998	17,620	13,570	14,190	168	10,853	59,738	11,425	
<i>Merismopedia</i> sp. 1	3	0	13	0	0	13	18	18	8	45	28	10	5	0	23	30	0	23	0	133	
<i>Merismopedia</i> sp. 2	735	3	970	45	3	3	5	48	295	65	30	410	230	3	85	313	10	133	2,788	58	
Oscillatoriaceae sp. 1	0	0	0	0	0	0	108	170	0	0	0	0	0	0	0	45	0	170	0	0	
Oscillatoriaceae sp. 2	0	0	0	0	0	3	13	10	0	0	3	0	0	0	0	3	0	3	15	215	
<i>Pseudanabaena</i> sp. 1	8	8	0	5	40	65	65	85	13	3	3	8	3	3	5	2,885	65	11,415	23	190	
<i>Raphidiopsis raciborskii</i>	0	13	8	3	18	55	158	83	28	35	45	40	15	10	40	2,218	825	1,803	0	0	
<i>Raphidiopsis</i> sp. 1	83	603	98	63	838	330	300	818	118	360	615	410	540	290	335	20,403	10,448	20,455	280	18	
<i>Raphidiopsis</i> sp. 2	38	263	30	33	298	235	145	393	90	68	73	100	83	140	110	9,483	4,955	5,595	70	3	
<i>Raphidiopsis</i> sp. 3	18	0	20	5	0	0	0	0	13	3	0	50	10	13	0	0	23	15	15	8	
Total	19,110	6,305	18,348	13,350	11,538	7,438	17,698	9,503	24,360	12,825	13,280	13,108	13,988	18,323	14,583	53,273	22,395	53,023	63,473	12,123	

DIVISIÓN	E1- Mar	E1- Abr	E1- May	E2- Mar	E2- Abr	E2- May	E3- Mar	E3- Abr	E3- May	E6- Mar	E6- Abr	E6- May	E8- Mar	E8- Abr	E8- May	E11- Mar	E11- Abr	E11- May	E12- Abri	E12- May
Chlorophyta																				
<i>Actinastrum hantzschii</i>	120	55	53	0	253	243	195	545	3	178	85	25	38	0	0	830	75	1,978	45	0
<i>Coelastrum</i> sp. 1	10	0	10	0	13	0	10	5	5	10	0	8	5	0	0	13	0	13	0	23
<i>Desmodesmus denticulatus</i>	43	33	0	0	65	100	68	20	0	15	5	8	10	0	18	8	0	18	0	35
<i>Desmodesmus spinulatus</i>	8	0	13	18	3	3	40	0	0	5	3	13	3	3	3	8	0	10	5	15
<i>Keratococcus</i> sp 1	0	0	0	0	28	8	0	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Keratococcus</i> sp 2	0	0	0	0	45	20	30	15	0	0	0	0	0	0	0	3	0	13	0	5
<i>Kirchneriella lunaris</i>	43	0	3	0	0	0	0	0	0	20	0	3	5	0	3	3	0	10	0	18
<i>Lemmermannia</i> sp. 1	93	48	150	45	145	88	20	63	33	45	58	38	48	23	45	228	100	178	3	30
<i>Monactinus simplex</i>	8	45	8	5	115	298	165	138	0	10	0	5	5	3	0	83	18	90	45	18
<i>Monoraphidium</i> sp. 1	18	28	10	0	25	180	43	58	15	143	48	3	8	3	0	9,218	125	4,813	0	0
<i>Monoraphidium</i> sp. 2	38	0	5	35	0	0	0	0	0	0	0	18	13	10	0	0	0	0	210	0
<i>Monoraphidium</i> sp. 3	93	5	3	20	0	0	0	0	30	13	13	63	35	60	3	13	0	23	50	40
<i>Nephrocytium</i> sp. 1	0	5	0	0	5	0	40	33	0	10	20	3	0	0	88	15	3	18	3	5
<i>Nephrocytium</i> sp. 2	3	0	0	0	0	5	13	3	8	0	0	0	0	3	0	0	0	8	0	3
<i>Pachycladella</i> sp. 1	5	3	5	0	0	0	0	0	0	3	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pediastrum duplex</i>	8	15	0	3	8	18	83	33	0	15	3	3	10	10	3	88	0	90	43	33
<i>Scenedesmaceae</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scenedesmaceae</i> sp. 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	418	155	450	200	100	40	10	80	410	35	70	445	273	418	218	58	143	30	998	3
<i>Scenedesmus</i> sp. 1	5	10	35	10	8	28	13	5	8	0	3	15	10	8	0	0	0	10	15	0
<i>Scenedesmus</i> sp. 2	0	0	0	0	8	3	10	0	0	3	0	0	0	0	0	463	30	230	0	0
<i>Scenedesmus</i> sp. 3	215	5	413	150	25	10	70	5	440	130	208	278	160	68	1,088	420	48	738	3	28
<i>Stauridium tetras</i>	13	43	0	10	23	25	20	13	5	3	10	0	5	0	5	38	28	50	38	20
<i>Tetraëdron</i> sp. 1	10	8	0	5	0	3	15	8	0	3	3	3	3	3	0	5	0	23	5	3
<i>Tetraëdron trigonum</i>	25	165	5	13	323	328	398	525	13	330	260	8	23	5	215	598	0	430	8	28

DIVISIÓN	E1- Mar	E1- Abr	E1- May	E2- Mar	E2- Abr	E2- May	E3- Mar	E3- Abr	E3- May	E6- Mar	E6- Abr	E6- May	E8- Mar	E8- Abr	E8- May	E11- Mar	E11- Abr	E11- May	E12- Abri	E12- May
<i>Tetraëdron tumidulum</i>	23	3	0	13	5	40	3	28	8	0	3	10	5	3	0	3	0	0	5	0
<i>Tetrademus</i> sp. 1	788	678	1,755	1,543	823	1,195	785	910	1,248	370	585	1,003	878	1,488	365	308	360	285	4,140	148
<i>Treubaria</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	78	5	0	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Ulothrix</i> sp. 1	3	38	5	0	28	45	23	23	0	0	13	3	8	3	0	8	153	5	5	0
<i>Willea apiculata</i>	60	8	68	25	18	8	45	3	45	15	18	73	50	53	10	713	63	363	53	23
<i>Willea crucifera</i>	5	10	0	10	20	8	5	10	0	0	0	3	0	0	3	20	3	5	0	0
<i>Willea</i> sp.1	5	28	25	3	33	50	40	80	13	0	40	8	15	3	53	238	0	43	10	0
Total	2,053	1,383	3,013	2,105	2,120	2,740	2,140	2,600	2,280	1,433	1,465	2,030	1,610	2,160	2,118	13,373	1,145	9,520	5,680	488
Dinoflagellata																				
<i>Peridinium</i> sp. 1	28	0	0	0	8	0	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	28	0	0	0	8	0	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heterokontophyta																				
Bacillariaceae sp. 1	10	0	0	5	3	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	13	0
Bacillariaceae sp. 2	58	10	0	13	43	3	10	5	5	0	5	3	13	3	8	0	0	3	8	10
<i>Nitzschia</i> sp. 1	15	5	68	30	0	3	0	0	20	0	0	30	53	48	0	0	163	8	65	0
<i>Nitzschia</i> sp. 2	115	3	3	30	5	0	575	478	8	70	30	13	15	3	8	30	23	20	10	95
<i>Synedra</i> sp. 1	3	105	0	5	123	430	265	90	0	3	45	5	0	3	105	745	25	783	0	160
<i>Navicula</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25
<i>Aulacoseira granulata</i>	13	18	28	5	33	105	43	30	5	30	10	13	8	0	23	775	110	1,510	23	8
<i>Melosira varians</i>	240	405	235	128	525	1,140	478	360	28	235	113	68	118	15	70	73	75	93	138	128
<i>Cyclotella</i> sp.1	295	530	93	45	1,263	1,795	800	1,145	10	410	263	38	73	5	358	340	208	355	90	815
<i>Surirella</i> sp. 1	0	0	0	0	8	0	0	0	0	3	15	0	0	0	0	0	0	53	0	3
Total	748	1,075	425	260	2,000	3,475	2,170	2,108	75	750	480	175	278	75	570	1,963	603	2,823	345	1,243
Euglenophyta																				
<i>Euglena caudata</i>	5	0	0	0	38	30	15	15	0	0	3	8	3	0	0	8	0	5	0	128
<i>Phacus</i> sp. 1	5	0	0	8	0	0	3	3	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3
Total	10	0	0	8	38	30	18	18	0	3	3	8	3	0	3	8	0	5	0	130

Anexo B

Alojamiento de la Tesis en el Repositorio Institucional	
Título de la Tesis:	Análisis espectral y dinámica espacio-temporal de efectos acumulativos de bioindicadores en la calidad del agua superficial en Villahermosa, Tabasco
Autora de la Tesis:	Ana Laura Acosta Bastar
ORCID:	0000-0002-6145-1097
Resumen de la Tesis:	<p>La Laguna de las Ilusiones, ubicada en Villahermosa, Tabasco, México, es un cuerpo de agua urbano expuesto a diversos impactos antropogénicos que han favorecido procesos de eutrofización. Este estudio tuvo como objetivo estimar la concentración de clorofila-a mediante imágenes satelitales Landsat (1988–2023) procesadas en Google Earth Engine, así como evaluar la comunidad microalgal y las condiciones fisicoquímicas de la laguna a través de muestreos experimentales en doce estaciones (marzo–mayo 2023). Se elaboraron mapas de isoconcentración, se realizó identificación taxonómica, análisis de índices ecológicos y componentes principales. Los resultados mostraron una alta variabilidad espacio-temporal en la concentración de clorofila-a, con máximos valores en la zona noroeste (estación E11) y la zona sur (E12), donde también se identificaron las mayores densidades celulares de cianobacterias. Estas zonas se relacionaron con altas</p>

	<p>concentraciones de SST, color y turbiedad, además de bajas concentraciones de oxígeno disuelto. El análisis espacial con imágenes satelitales permitió identificar patrones de alta concentración clorofílica, delimitando zonas críticas de deterioro para percibir el comportamiento del ecosistema. Se concluyó que el impacto antropogénico está estrechamente relacionado con el deterioro ecológico del sistema, por lo que se recomienda establecer un sistema de monitoreo permanente con enfoque preventivo, siendo prioridad la zona altamente impactada del Vaso Cencali.</p>
<p>Palabras claves de la Tesis:</p>	<p>Clorofila-a, teledetección, calidad ambiental, fitoplancton, Landsat.</p>
<p>Referencias citadas:</p>	<p>Acosta, D., Camarena, A., Chang, A., Díaz A., Fuller, E., González, C. & Tejedor de León, A. (2016). Uso de software para el procesamiento de imágenes digitales para la definición de cuencas hidrográficas. <i>Revista de Iniciación Científica</i> 2(1): 12-18.</p> <p>Aguilera, A., & Echenique, R. O. (2017). <i>Cyanobacteria nocivas de ambientes acuáticos continentales: taxonomía y ecología</i>.</p> <p>Andreo, V. C. (2015). <i>Variabilidad espacio-temporal de florecimientos fitoplanctónicos en el talud y plataforma continental de la Patagonia Argentina usando sensores remotos</i>. (Tesis de Maestría). Universidad Nacional de Córdoba.</p>

Belcher, H., & Swale, E. (1976). *A beginner's guide to freshwater algae*. HMSO. Caljon, A. (1983). *Brackish-water phytoplankton of the Flemish lowland*. La Haya: Dr. W. Junk Publishers.

Boyd, C. E. (2020). *Water Quality: An Introduction*. Springer.

Bravo Morales, N. F. (2017). *Teoría -Teledetección Espacial*. Geomática Ambiental S.R.L.

Brivio, P. A., Giardino, C. & Zilioli, E. (2001). Determination of chlorophyll concentration changes in Lake Garda using an image-based radiative transfer code for Landsat TM images. *Int. J. Remote Sensing* 22(2): 487-502.

Brown, C. & Harder, C. (2016). *The ArcGIS Imagery Book*. Esri Press.

Burford, M. A., Beardall, J., Willis, A., Orr, P. T., Magalhaes, V. F., Rangel, L. M., & Neilan, B. A. (2016). Understanding the winning strategies used by the bloom-forming cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Harmful Algae*, 54, 44-53.

Callisaya Machaca, D. (2018). *Análisis de la Clorofila-a en el agua con técnicas de teledetección en lago Titicaca (lago menor)*. (Tesis de licenciatura). Universidad Mayor de San Andrés.



Caljon, A. G. (1983). *Brackish-water phytoplankton of the Flemish lowland* (Vol. 18). Springer Science y Business Media.

Campbell, N. A.
& Reece, J. B. (2007). *Biología*. Argentina: Editorial Médica Panamericana S.A.

Cao, Q. (2018). *Estimating and mapping chlorophyll-a concentration in Boston Harbor, Ma using Landsat data*. (Tesis de Maestría). Northeastern University.

Chen, P., Jamet, C., & Liu, D. (2022). Lidar remote sensing for vertical distribution of seawater optical properties and chlorophyll-a from the East China Sea to the South China Sea. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 60, 1-21.

Chorus, I., & Welker, M. (2021). Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management (p. 858). Taylor & Francis.

Chuvieco, E. (2016). *Fundamentals of Satellite Remote Sensing*. CRC Press.

Compère, P. (1977). *Algues le la région du Lac Tchad*. Masson.

Cotler Ávalos, H., Galindo Alcántar, A., González Mora, I. D., Pineda López, R. F., & Ríos Patrón, E. (2013). *Cuencas hidrográficas*. Fundamentos y



<p>Universidad Juárez Autónoma de Tabasco</p>	<p>perspectivas para su manejo y gestión. <i>Cuadernos de Divulgación ambiental, México, DF., Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales/Centro de Educación y Capacitación para el Desarrollo Sustentable/Red Mexicana de Cuencas Hidrográficas.</i></p> <p>Croce, R. & Amerongen, H. V. (2014). Natural strategies for photosynthetic light harvesting. <i>Nature Chemical Biology</i> (10): 492-501.</p> <p>Cruz Ramírez, A. K. (2019). <i>Funcionamiento ambiental de humedales fluviales tropicales: condiciones de nivel del agua e influencia en factores fisicoquímicos del agua.</i> (Tesis de posgrado). Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.</p> <p>Cruz Rosado, L. (2006). <i>Distribución espacial y abundancia del fitoplancton en temporada de estiaje, en el Vaso Cencali, Laguna de las Ilusiones, Villahermosa Tabasco, México.</i> (Tesis de pregrado). Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.</p> <p>Cruz Rosado, L. (2012). <i>Variación espacial y temporal del fitoplancton en la Laguna de las Ilusiones, Villahermosa, Tabasco.</i> (Tesis de posgrado). Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.</p> <p>Cuna, E., Alcocer, J., Gaytán, M., & Caballero, M. (2022). Phytoplankton biodiversity in two tropical, High Mountain lakes in Central Mexico. <i>Diversity</i>, 14(1), 42.</p>
---	--



Curtis, H., Barnes, N. S., Schnek, A. & Massarini, A. (2008). *Curtis. Biología*. Ed. Médica Panamericana.

De León, L., & Chalar, G. (2003). Abundancia y diversidad del fitoplancton en el Embalse de Salto Grande (Argentina-Uruguay). Ciclo estacional y distribución espacial. *Limnetica*, 22(1-2), 103-113.

Dokulil, M. T., & Teubner, K. (2000). Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*, 438, 1-12.

Eastman, J. R. (2012). IDRISI Selva. Guía para SIG y procesamiento de imágenes. *Clark University*, 53(9), 321.

El-Amier, Y.A., Elnaggar, A. A. & El-Alfy, M. A. (2016) Investigation of Eutrophication State of Manzala and Burullus Lakes in Egypt by Using Remote Sensing and GIS. *Journal of Environmental Science and Pollution Research* 2(4): 121-125.

Esqueda-Lara, K., Sánchez, A. D. J., Valdés-Lagunes, G., Salcedo, M. Á., Franco-Torres, A. E., & Florido, R. (2016). Fitoplancton en el humedal tropical Chaschoc en la cuenca baja del río Usumacinta. *Revista mexicana de biodiversidad*, 87(4), 1177-1188.

Estruch Benito, F. (2010). *Análisis de la clorofila a en el agua a partir de una imagen multispectral Quickbird en la zona costera de Gandía*. (Tesis de licenciatura). Universidad Politécnica de Valencia.



Farag, H. & El-Gamal, A. (2012). Assessment of the Eutrophic Status of Lake Burullus (Egypt) using Remote Sensing. *International Journal of Environmental Science and Engineering* 2: 61-74.

Felisberto, S. A., & Souza, D. B. D. S. (2014). Characteristics and diversity of cyanobacteria in periphyton from lentic tropical ecosystem, Brazil. *Advances in Microbiology*, 4(15), 1076.

Filippo, F., Lepori, F. & Bruder, A. (2017). Improving estimates of primary production in lakes: a test and a case study from a peri-alpine lake (Lake Lugano). *Inland Waters* 7(1): 77-87.

František, H. (2006). Three planktonic cyanophytes producing water blooms in Western Slovakia. *Czech phycology Olomouc*, 6, 59-67.

Gates, D. M. (1962). *Energy Exchange in the Biosphere*. Harper y Row, New York.

Gharib, S. M., El-Sherif, Z. M., Abdel-Halim, A. M., & Radwan, A. A. (2011). Phytoplankton and environmental variables as a water quality indicator for the beaches at Matrouh, south-eastern Mediterranean Sea, Egypt: an assessment. *Oceanologia*, 53(3), 819-836.

GRASS Development Team (03 de abril de 2022). GRASS GIS 8.0.2dev Reference Manual. <https://grass.osgeo.org/grass80/manuals/>

<p>Universidad Juárez Autónoma de Tabasco</p>	<p>Hansen, P. J. (2002). Effect of high pH on the growth and survival of marine phytoplankton: implications for species succession. <i>Aquatic microbial ecology</i>, 28(3), 279-288.</p> <p>Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2010). <i>Red Hidrográfica Escala 1:50 000</i>. Edición: 2.0.</p> <p>Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2017). Anuario Estadístico y Geográfico de Tabasco.</p> <p>Jensen, J. R. (2015). <i>Introductory digital image processing. A Remote Sensing Perspective</i>. Pearson Education, Inc.</p> <p>Jiménez-Moreno, M. J., Rodríguez-Laguna, R., Escalona-Maurice, M. J., Razo-Zarate, R. & Acevedo-Sandoval, O. A. (2019). Análisis de indicadores ambientales espacio-temporales de agua, suelo y vegetación. <i>Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas</i> 10(7): 1641-1652.</p> <p>Kampel, M., Lorenzetti, J. A., Bentz, C. M., Nunes, R. A., Paranhos, R., Rudorff, F. M., & Politano, A. T. (2009). Simultaneous measurements of chlorophyll concentration by lidar, fluorometry, above-water radiometry, and ocean color MODIS images in the southwestern Atlantic. <i>Sensors</i>, 9(1), 528-541.</p>
---	---



Kim, H. S. (2013). New record of fresh-water green algae (Chlorophytes) from Korea. *Journal of Ecology and Environment*, 36(4), 303-314.

Kim, Y. J. (2013). Taxonomic and ecological study of the families Hydrodictyaceae and Coelastraceae, order Chlorococcales, and Class Chlorophyceae in Korea. *Journal of Ecology and Environment*, 36(4), 421-437.

Kirk, J. T. O. (2011). *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*. Cambridge.

Komárek, J. (2005). Phenotype diversity of the heterocytous cyanoprokaryotic genus *Anabaenopsis*. *Fottea*, 5(1), 1-35.

Komárek, J. (2005). Studies on the cyanophytes (Cyanobacteria, cyanoprokaryota) of Cuba 11. Freshwater *Anabaena* species. *Preslia*, 77(2), 211-234.

Komárek, J., & Zapomělová, E. (2007). Planktic morphospecies of the cyanobacterial genus *Anabaena*= subg. *Dolichospermum*-1. part: coiled types. *Fottea*, 7(1), 1-31.

Komárková, J., & Tavera, R. (2003). Steady state of phytoplankton assemblage in the tropical Lake Catemaco (Mexico). *Phytoplankton and Equilibrium Concept: The Ecology of Steady-State Assemblages: Proceedings of the 13th Workshop of the International*

Association of Phytoplankton Taxonomy and Ecology (IAP), held in Castelbuono, Italy, 1–8 September 2002 (pp. 187-196). Springer Netherlands.

Komárková-Legnerová, J., & Tavera, R. (1996). Cyanoprokaryota (Cyanobacteria) in the phytoplankton of lake Catemaco (Veracruz, Mexico). *ARCHIV FUR HYDROBIOLOGIE-SUPPLEMENT-*, 117, 403-422.

Labrador García, M., Évora Brondo, J.A. & Arbelo Pérez, M. (2012). *Satélites de Teledetección para la Gestión del Territorio*.

Land & Water Consulting. (2004). *Water Quality Protection Plan and TMDLs for the Swan Lake Watershed*.

Litchman, E., & Klausmeier, C. A. (2008). Trait-based community ecology of phytoplankton. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 39(1), 615-639.

Lobato, C., & Novelo, E. (2023). Cianoprocariontes y microalgas de dos lagunas de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 94(2023).

Lobato, T. C., Hauser-Davis, R. A., Oliveira, T. F., Silveira, A. M., Silva, H. A. N., Tavares, M. R. M., & Saraiva, A. C. F. (2015). Construction of a novel water quality index and quality indicator for reservoir water



quality evaluation: A case study in the Amazon region. *Journal of hydrology*, 522, 674-683.

López-Adrián, S. J., & Medina, R. C. B. (2005). Diversidad y distribución del fitoplacton de agua dulce en la península de Yucatán, México. *Ibugana: Boletín del Instituto de Botánica*, 13(2), 3-12.

Luoheng, H. & Karen, J. J. (2005). Estimating and mapping chlorophyll-*a* concentration in Pensacola Bay, Florida using Landsat ETM + data. *International Journal of Remote Sensing*. 26(23): 5245-5254.

Margalef, R. (2005). Ecología.

Montecino, V. & Pizarro, G. (2006). Productividad primaria, biomasa y tamaño del fitoplancton en canales y fiordos australes: patrones primavera-verano.

Moreno Franco, D. P., Manzano Quintero, J. & López Cuevas, A. (2010). Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *ContactoS* 78(2010): 25-33.

Morrillo Díaz, G., Aldana Villasmil, J. A., Pineda, A. & Royero Orozco, G. A. (2018). Estimación de clorofila *a* en el Lago de Maracaibo, Venezuela utilizando imágenes LANDSAT 8. *MAPPING* 27(188): 4-14.

Nas, B., Karabork H., Ekercin, S. & Berkday, A. (2009). Mapping chlorophyll-*a* through in-situ measurements



and Terra ASTER satellite data. *Environ Monit Assess* 157: 375-82.

Nelson, D. L. & Cox, M. M. (2009). *Lehninger: principios de bioquímica*.

OpenStax, The Light-Dependent Reactions of Photosynthesis. OpenStax CNX. 9 oct 2013.

Ortega, M. M. (1984). *Catálogo de algas continentales recientes de México*. Coordinación de la Investigación Científica, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.

Pandav, V., Kamble, G., Rupnar, H., Madiwalkar, S. & Lole, A. (2019). Watershed Delineation of Kumbhoj Nala Basin by using QGIS. *International Research Journal of Engineering and Technology* 6(4): 1469-1471.

Philipose, M. T. (1967). Chlorococcales. New Delhi: Indian Council of Agricultural Research.

Rai, S. K., & Misra, P. K. (2012). Taxonomy and diversity of genus *Pediastrum* Meyen (Chlorophyceae, Algae) in east Nepal. *Our Nature*, 10(1), 167-175.

Reguera, B., Alonso, R., Moreira, A., & Méndez, S. (2011). Guía para el diseño y puesta en marcha de un plan de seguimiento de microalgas productoras de toxinas. Manuales y Guías de la COI 59.IOC/2011/MG/59 REV. Paris y Viena: COI de UNESCO y OIEA.



<p style="writing-mode: vertical-rl; transform: rotate(180deg);">Universidad Juárez Autónoma de Tabasco</p>	<p>Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., & Melo, S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. <i>Journal of plankton research</i>, 24(5), 417-428.</p> <p>Reynolds, C. S. (2006). <i>The ecology of phytoplankton</i>. Cambridge University Press.</p> <p>Rigosi, A., Carey, C. C., Ibelings, B. W., & Brookes, J. D. (2014). The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and varies among taxa. <i>Limnology and Oceanography</i>, 59(1), 99-114.</p> <p>Rodríguez Rodríguez, E. (2002). <i>Las lagunas continentales de Tabasco</i>. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.</p> <p>Rosas, I., Velasco, A., Belmont, R., Baez, A., & Martínez, A. (1993). The algal community as an indicator of the trophic status of Lake Patzcuaro, Mexico. <i>Environmental Pollution</i>, 80(3), 255-264.</p> <p>Rosso, L., Giannuzzi, L., & Petnenshsky, T. (2017). Factores ambientales y antropogénicos que afectan la formación de floraciones de cianobacterias y cianotoxinas.</p> <p>Secretaría de Bienestar, Sustentabilidad y Cambio Climático (BIENESTAR) (2019). <i>Programa de Manejo y Conservación de la Reserva Ecológica Laguna de las Ilusiones</i>.</p>
---	--



Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS) (s.f.). *Using the USGS Landsat Level-1 Data Product*. <https://www.usgs.gov/landsat-missions/using-usgs-landsat-level-1-data-product>

Sommer, U., Adrian, R., De Senerpont Domis, L., Elser, J. J., Gaedke, U., Ibelings, B., & Winder, M. (2012). Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) model: mechanisms driving plankton succession. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 43(1), 429-448.

Spatharis, S., Roelke, D. L., Dimitrakopoulos, P. G., & Kokkoris, G. D. (2011). Analyzing the (mis) behavior of Shannon index in eutrophication studies using field and simulated phytoplankton assemblages. *Ecological indicators*, 11(2), 697-703.

Squeo, F.A. & Cardemil, L. (2006). Fotosíntesis, productividad y algas marinas en Edding, M., Tala, F., Vásquez, J. (Ed.), *Fisiología Vegetal*. Ediciones Universidad de La Serena.

Trent, T., Hendrickson, J. & Harwell, M. C. (2017). A rapid, cost-effective screening tool for measuring Chl-*a* in water samples. *Lake and Reservoir Management* 33(3): 217-222.

Tsuzuki, Y. (2014). *Pollutant Discharge and Water Quality in Urbanisation*. Springer.



Tundisi, J. G., & Matsumara-Tundisi, T. (2012). *Limnology*. CRC Press.

Uddin, M. G., Nash, S. & Olbert, A. I. (2021). A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators* 122.

Usali, N. e Isamail, M. H. (2010). Use of Remote Sensing and GIS in Monitoring Water Quality. *Journal of Sustainable Development* 3(3): 228-238.

Vollenweider, R. A. & Kerekes, J. (1982). OECD 1982. *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment, and control*. OECD Cooperative programme on monitoring inland waters (Eutrophication control).

Wehr, J. D., Sheath, R. G., & Kociolek, J. P. (Eds.). (2003). *Freshwater algae of North America: ecology and classification*. Elsevier.

Wetzel, R.G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Gulf Professional Publishing.

Wulder, M. A., Loveland, T. R., Roy, D. P., Crawford, C. J., Masek, J. G., Woodcock, C. E. & Zhu, Z. (2019). Current status of Landsat program, science, and applications. *Remote sensing of environment*, 225(2019): 127-147.

Zohary, T., Padisák, J., & Naselli-Flores, L. (2010). Phytoplankton in the physical environment: beyond



Universidad Juárez Autónoma de Tabasco México	<p>nutrients, at the end, there is some light. <i>Hydrobiologia</i>, 639, 261-269.</p> <p>Zhang, M. (2020). Modeling net primary productivity of wetland with a satellite-based light use efficiency model. <i>Geocarto International</i>.</p>
--	--