



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA**

**CARBONO PARTICULADO Y DISUELTO EN DOS LAGOS
TROPICALES DE ALTA MONTAÑA, NEVADO DE TOLUCA,
MÉXICO**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS
(LIMNOLOGÍA)

PRESENTA:

Ing. RENATO ROBINSON AUCANCELA QUIZHPE

TUTOR PRINCIPAL:

Dr. JAVIER ALCOCER DURAND (FES - IZTACALA)

COMITÉ TUTOR:

DR. LUIS OSEGUERA PÉREZ (FES - IZTACALA)

DR. FELIPE GARCÍA OLIVA (IIES, MORELIA, UNAM)

DRA. GLORIA VILA CLARA FATJÓ (FES - IZTACALA)

DRA. MARGARITA CABALLERO MIRANDA (FACULTAD DE CIENCIAS - UNAM)

CD. MX., SEPTIEMBRE, 2022



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



**CARBONO PARTICULADO Y DISUELTO EN DOS LAGOS
TROPICALES DE ALTA MONTAÑA, NEVADO DE TOLUCA,
MÉXICO.**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS
(LIMNOLOGÍA)

PRESENTA:
RENATO ROBINSON AUCANCELA QUIZHPE

TUTOR PRINCIPAL:
Dr. JAVIER ALCOCER DURAND (FES IZTACALA)

COMITÉ TUTOR:
Dr. LUIS OSEGUERA PÉREZ (FES - IZTACALA)
Dr. FELIPE GARCÍA OLIVA (IIES, MORELIA, UNAM)
DRA. GLORIA VILA CLARA FATJÓ (FES - IZTACALA)
DRA. MARGARITA CABALLERO MIRANDA (FACULTA DE CIENCIAS - UNAM)

MÉXICO, CD. MX., SEPTIEMBRE, 2022

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México y al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología por todo el apoyo recibido y por la oportunidad para crecer académicamente de una manera integral y multidisciplinaria.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para la realización de maestría y la realización de este proyecto.

A los siguientes proyectos por su apoyo financiero: Fondo Sectorial de Investigación Ambiental SEMARNAT-CONACYT-2015-1-262970 a través del proyecto “Los lagos del Nevado de Toluca, México: Centinelas para la detección y análisis de la vulnerabilidad socio-ecosistémica ante los impactos del cambio ambiental global”, al Programa de Investigación en Cambio Climático, UNAM a través de los proyectos PINCC 2020-21 y 2021-22 “Cuerpos acuáticos epicontinentales: papel en la dinámica del carbono y emisiones de gases de efecto invernadero en México” y FES Iztacala, UNAM, a través del proyecto PAPCA 2022 “Dinámica de los almacenes de carbono de dos lagos tropicales de alta montaña y procesos biogeoquímicos involucrados.

A la Comisión Estatal de Parques Naturales y de la Fauna (CEPANAF), Secretaría de Ecología, Gobierno del Estado de México por el permiso de acceso y muestreo al Parque Nacional Nevado de Toluca.

Al personal académico-administrativo del Programa de Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología: Diana, Lupita, Gaby y Jazmín.

Al Dr. Javier Alcocer, por aportar enormemente con sus valiosos consejos a lo largo de toda la maestría.

A los integrantes de mi comité tutor, por su gran ayuda en el fortalecimiento de este proyecto de investigación: Dr. Luis Oseguera Pérez, Dr. Felipe García Oliva, Dra. Gloria Vilaclara Fatjó y Dra. Margarita Caballero Miranda.

A todas las personas que colaboraron en la toma de muestras en campo y procesamiento de datos, en especial al Dr. Luis Oseguera, M. en C. Ismael Soria, M. en C. Mariana Vargas y M. en C. Montserrat Rivera.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

Agradezco a Dios por toda la fortaleza y sabiduría brindada para la realización de este proyecto de investigación.

A mis queridos papás: Ángel Gustavo y Blanca Elisa, sus consejos, ayuda y sobre todo el amor incondicional que me brindan es el aliciente que me impulsa a seguir adelante día a día. Los amo con mi vida.

A mis hermanos: Ángel Giovanni, Angélica y Pedro y a pesar de que estamos lejos, siento su compañía cada vez que veo sus fotos en mi escritorio. En todo momento y lugar están en mis pensamientos.

A mis sobrinos: Valentín, Camila, Isabella, Mateo y Noemí que son la nueva generación de la familia, espero aportar con un granito de arena para que consigan todas las metas que se propongan y que no se olviden que la familia lo es todo. ¡Los extraño mucho!

A mi tío Segundo y aunque no lo conozco personalmente, sus conversaciones me han hecho sentir en compañía de una persona humilde y luchadora que, a pesar de estar lejos de toda su familia, lucha todos los días para ser una mejor persona.

Un agradecimiento especial al Dr. Javier Alcocer por brindarme la oportunidad para ser parte de su equipo de trabajo y al Dr. Luis Oseguera por la ayuda brindada en el trabajo de campo, usted fortaleció mi pasión por las salidas a campo.

A Ismael, Mariana, Montserrat, Sandra y Diana por su gran ayuda en la adaptación a la cultura mexicana y en especial a su gran amor por la ciencia porque ustedes son unas verdaderas promesas de la investigación.

DEDICATORIA

La conclusión de este proyecto de investigación está dedicada a mis papás Gustavo y Blanca, ustedes me han enseñado que con humildad y dedicación se vence cualquier obstáculo. Todos los días que converso con ustedes me siento lleno de felicidad. ¡Va por ustedes!

A toda mi familia, quiénes siempre estuvieron alentándome para no desfallecer y en especial a mi Valentín que sin duda alguna es mi persona favorita.

A todos los que participaron directa o indirectamente con la realización de este proyecto de titulación. ¡Dios les pague por todo!

TABLA DE CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS	i
AGRADECIMIENTOS PERSONALES	iii
DEDICATORIA	iv
ABREVIATURAS Y OTRAS DENOMINACIONES.....	1
RESUMEN.....	2
ABSTRACT.....	4
1 INTRODUCCIÓN	6
2 JUSTIFICACIÓN	10
3 PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN E HIPÓTESIS	11
4 HIPÓTESIS:	11
5 OBJETIVO GENERAL	13
6 METAS	13
7 ÁREA DE ESTUDIO	14
7.1 GEOGRAFÍA.....	14
7.2 CLIMA	14
7.3 GEOLOGÍA	15
7.4 VEGETACIÓN	15
7.5 HIDROLOGÍA	15
7.6 LIMNOLOGÍA.....	16
8 MATERIALES Y MÉTODOS	16
8.1 CARACTERIZACIÓN METEOROLÓGICA.....	17
8.2 TRABAJO DE CAMPO	17
8.3 TRABAJO DE LABORATORIO.....	18
8.3.1 Carbono particulado (total, orgánico e inorgánico).....	18
8.3.2 Carbono disuelto (total, orgánico e inorgánico)	18
8.3.3 Clorofila-a (Clor-a).....	19
8.3.4 Sólidos suspendidos totales (SST)	20
8.4 ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN	20
9 RESULTADOS	21
9.1 VARIABLES METEOROLÓGICAS	21
9.1.1 Temperatura ambiental.....	21
9.1.2 Precipitación.....	21
9.2 ANÁLISIS DE VARIABLES AMBIENTALES	22

9.2.1	Temperatura del agua.....	22
9.2.2	Oxígeno disuelto	23
9.2.3	pH	24
9.2.4	Conductividad eléctrica.....	26
9.2.5	Clorofila-a	27
9.2.6	Sólidos Suspendidos Totales	28
9.3	CLASIFICACIÓN AMBIENTAL DE LOS LAGOS	30
9.4	CARBONO DISUELTO	31
9.4.1	Carbono orgánico disuelto.....	31
9.4.2	Carbono inorgánico disuelto	32
9.4.3	Carbono disuelto total	33
9.5	CARBONO PARTICULADO.....	34
9.5.1	Carbono orgánico particulado	34
9.5.2	Carbono inorgánico particulado.....	36
9.5.3	Carbono total particulado.....	36
9.6	CARBONO ORGÁNICO TOTAL	37
9.7	CARBONO TOTAL	38
9.8	CORRELACIONES ENTRE VARIABLES AMBIENTALES Y C	40
10	DISCUSIÓN.....	41
10.1	VARIABLES FISICOQUÍMICAS.....	41
10.1.1	Temperatura	41
10.1.2	Oxígeno disuelto.....	41
10.1.3	Conductividad eléctrica	42
10.1.4	pH.....	42
10.1.5	Clorofila a.....	43
10.1.6	Sólidos Suspendidos Totales.....	44
10.2	Especies químicas de C	44
10.2.1	Carbono particulado	44
10.2.2	Carbono Orgánico Disuelto.....	46
10.2.3	Carbono Inorgánico Disuelto	48
11	CONCLUSIONES.....	51
12	PERSPECTIVAS FUTURAS.....	52
13	BIBLIOGRAFÍA.....	53

ABREVIATURAS Y OTRAS DENOMINACIONES

C:	Carbono
CD:	Carbono disuelto
CDT:	Carbono disuelto total
CID:	Carbono inorgánico disuelto
CIP:	Carbono inorgánico particulado
CIT:	Carbono inorgánico total
Clor-a:	Clorofila "a"
CO₂	Anhídrido carbónico
CO₃²⁻	Carbonatos
COD:	Carbono orgánico disuelto
COP:	Carbono orgánico particulado
COT:	Carbono orgánico total
CPT:	Carbono particulado total
CP:	Carbono particulado
d.e.:	Desviación estándar
GEI:	Gases de efecto invernadero
HCO₃⁻	Bicarbonatos
H₂CO₃	Ácido carbónico
K₂₅:	Conductividad eléctrica estandarizada a 25 °C
LAM:	Lagos de alta montaña
Máx.:	máximo
Mín.:	mínimo
OD:	oxígeno disuelto
pH:	potencial hidrógeno
Prom.:	Promedio
Temp:	temperatura

RESUMEN

La dinámica temporal del carbono (C) en los lagos de alta montaña (LAM) juega un papel fundamental en el ciclo y presupuesto global del C. Los lagos El Sol y La Luna, Nevado de Toluca, son los dos únicos LAM en México. En la zona tropical, la estacionalidad está marcada por dos épocas: una lluviosa y cálida en verano y otra fría y seca en invierno. Se espera que los lagos El Sol y La Luna tengan un papel importante en el transporte, metabolismo y por ende en el balance local de C. Sin embargo, no existe información previa disponible. El objetivo de este estudio es evaluar la concentración y dinámica temporal a lo largo de ciclo anual del carbono particulado (CP) y carbono disuelto (CD), tanto en sus fracciones orgánicas (CO) como inorgánicas (CI), en los lagos El Sol y La Luna, con el fin de coadyuvar a generar una línea base que fundamente su utilización como centinelas de cambio regional o global. Se llevó a cabo un muestreo mensual a lo largo de un ciclo anual registrando variables ambientales, limnológicas y las fracciones particuladas y disueltas del carbono orgánico e inorgánico. Las concentraciones de COD, CID y COP en el lago El Sol fluctuaron entre 2.4 a 5.2 mg L⁻¹, 2.2 a 5.2 mg L⁻¹ y 0.1 a 0.4 mg L⁻¹, respectivamente, mientras que en el lago La Luna fluctuaron entre 0.2 a 0.7 mg L⁻¹, 1.2 a 3.8 mg L⁻¹ y 0.1 a 0.3 mg L⁻¹, respectivamente. La dinámica temporal del COD en ambos lagos fue similar con sus concentraciones más altas al inicio de las primeras precipitaciones del período de estudio (septiembre 2017 - agosto 2018), posiblemente debido a que eventos climáticos extremos afectan tanto a la producción como a la movilización de C orgánico del suelo y al equilibrio hidrológico de los lagos y, por lo tanto, desempeña un papel importante en la regulación de las concentraciones del COD en los cuerpos acuáticos. Esto implicaría un mayor arrastre y lavado de CO edáfico de la cuenca de drenaje (Lago El Sol > Lago La Luna). Sin embargo, la concentración de COD es baja debido a que el grupo de suelos dominante es el Leptosol, formados por andesitas y dacitas, caracterizado por ser someros, pedregosos, poco desarrollados y con baja cantidad de materia orgánica. Por otra parte, las concentraciones de COP de los lagos El Sol y La Luna se encuentran en el intervalo (0.1 a 0.3 mg L⁻¹) registrado para otros LAM de la zona

templada de Europa. La relación COP/Clorofila-a en el lago El Sol es ~170 lo que indica que el COP tiene un origen mayoritariamente autóctono. Por otro lado, la relación COP/Clorofila-a en el lago La Luna es ~520 lo que indicaría que el aporte de COP alóctono es más importante que el autóctono. El CID fue la especie de C dominante en los lagos El Sol y La Luna. Las concentraciones de CID reportadas en este estudio corresponden a valores encontrados en terrenos volcánicos que tienen concentraciones de CID $<10 \text{ mg L}^{-1}$ y se origina principalmente a partir de CO_2 atmosférico. La dinámica temporal para el CID fue similar en ambos lagos, teniendo los valores más altos en la época seca para ambos lagos. Posiblemente los valores de CID altos en la temporada seca se asocian a un efecto de concentración de CID debido a las bajas precipitaciones y mayor evapotranspiración. Por otra parte, las concentraciones más bajas de CID se presentaron en la temporada lluviosa, en donde se evidenció un incremento de la concentración de Clorofila-a en ambos lagos, por lo cual se esperaría un mayor consumo de CID por la actividad fotosintética en esta temporada.

ABSTRACT

The temporal dynamics of carbon (C) in high mountain lakes (HMLs) play a fundamental role in the global C cycle and budget. Lakes El Sol and La Luna, Nevado de Toluca, are the only two LAMs in Mexico. In this tropical zone, seasonality is marked by two seasons: a rainy and warm season in summer and a cold and dry season in winter. Lakes El Sol and La Luna are expected to play an important role in the transport, metabolism, and therefore in the local balance of C. However, no previous information is available. The aim of this study is evaluating the concentration and temporal dynamics throughout an annual cycle of particulate (PC) and dissolved carbon (DC), both in its organic (OC) and inorganic (IC) fractions, in Lakes El Sol and La Luna to provide the baseline that supports their use as sentinels of regional or global change. Monthly samplings were carried out throughout an annual cycle, recording environmental and limnological variables and the particulate and dissolved fractions of organic and inorganic carbon. The concentrations of DOC, DIC, and POC in Lake El Sol fluctuated between 2.4 to 5.2 mg L⁻¹, 2.2 to 5.2 mg L⁻¹, and 0.1 to 0.4 mg L⁻¹, respectively, while in Lake La Luna, they fluctuated between 0.2 to 0.7 mg L⁻¹, 1.2 to 3.8 mg L⁻¹ and 0.1 to 0.3 mg L⁻¹, respectively. The DOC temporal dynamics in both lakes were similar, with the highest concentrations at the beginning of the first rains (September 2017 - August 2018), possibly because extreme weather events affect both the production and the mobilization of soil organic C and to the hydrological balance of lakes and, therefore, plays an important role in regulating DOC concentrations in these aquatic bodies. The latter would imply a greater dragging and washing of edaphic organic carbon from the drainage basin (Lake El Sol > Lake La Luna). However, the concentration of DOC is low because the dominant group of soils is Leptosol, formed by andesites and dacites, characterized by being shallow, rocky, poorly developed, and with a low amount of organic matter. On the other hand, the concentrations of POC in Lake El Sol and Lake La Luna are in the range (0.1 to 0.3 mg L⁻¹) recorded for other HMLs in the temperate zone of Europe. The POC/Chlorophyll-a ratio in Lake El Sol is ~170, which indicates that the POC has a dominant autochthonous origin. On the other hand, the

POC/ Chlorophyll-a ratio in Lake La Luna is ~520, which would indicate that the contribution of allochthonous POC is more important than the autochthonous one. DIC was the dominant C species in El Sol and La Luna lakes. The concentrations of DIC reported in this study correspond to values found in volcanic terrains with concentrations of DIC $<10 \text{ mg L}^{-1}$ and originate mainly from atmospheric CO_2 . The temporal dynamics for the DIC was similar in both lakes but with the highest values in the dry season for both lakes. Possibly high DIC values in the dry season are associated with an effect of DIC concentration due to low rainfall and higher evapotranspiration. On the other hand, the lowest concentrations of DIC occurred in the rainy season. An increase in the concentration of Chlorophyll-a was evidenced in both lakes, for which a greater consumption of DIC would be expected due to photosynthetic activity in this season.

1 INTRODUCCIÓN

Las aguas epicontinentales -aunque representan una pequeña fracción de la superficie del planeta- llevan a cabo un papel crítico en el ciclo global del carbono (C) (Cole et al., 2007). A lo largo del tiempo geológico, las aguas epicontinentales han participado en el control del almacenamiento a largo plazo del dióxido de carbono (CO_2) atmosférico a través del transporte hidrológico de carbono inorgánico (CI), desde las reacciones de intemperismo terrestre hasta los sumideros de C costero y marino como especies de carbonatos (CO_3^-) disueltos (Galy et al., 2015). Hoy en día, a través del cambio de uso del suelo, la industrialización, la agricultura, el represamiento y los cambios en el clima, la estructura y función de las aguas epicontinentales atraviesan cambios significativos en cortos períodos de tiempo (Le Quéré et al., 2015).

En los ecosistemas acuáticos epicontinentales se llevan a cabo reacciones biogeoquímicas del C que dan por resultado un intercambio de C particulado (CP) y C disuelto (CD), así como de CO_2 y metano (CH_4) entre ambientes acuáticos, terrestres y la atmósfera (Butman y Raymond, 2011; Raymond et al., 2013). Por otro lado, los lagos y los embalses son sumideros de CP en los sedimentos, aunque también procesan y remineralizan el C orgánico (CO) a CO_2 y CH_4 , que posteriormente puede escapar a través de la interfase agua-atmósfera (Clow et al., 2015).

Por una parte, el CP puede ser clasificado como CO particulado (COP) y CI particulado (CIP) (Wetzel, 2001). El CP presente en los sistemas acuáticos procede de dos orígenes: alóctono y autóctono (Eckert et al., 2003). El CP alóctono tiene fuentes y composiciones muy variadas, influidas fuertemente por el entorno del cuerpo acuático (Wetzel, 2001); éste puede ser aportado por la vegetación terrestre de la cuenca -en forma de hojas y ramas, que caen y son acarreadas hacia el sistema acuático-, por la suspensión de partículas orgánicas provenientes de la cuenca a través del escurrimiento, así como por restos de organismos procedentes

de la cuenca. Por otro lado, las fuentes de aporte principales de CIP alóctono son la erosión de la cuenca debido a la lluvia, escorrentía y viento, así como por la erosión de las orillas de los sistemas acuáticos (Wetzel, 2001).

Por otro lado, el CP autóctono es aquel que se produce en el cuerpo acuático y representa todo el carbono fijado por los organismos autótrofos que viven en el ecosistema, menos aquel utilizado para la respiración (Wetzel, 2001). El fitoplancton convierte el CO_2 disuelto en el agua en biomasa; mucha de esta materia se recicla en las capas superficiales del cuerpo acuático, pero cuando estos organismos mueren, usualmente sus restos se hunden hacia el fondo. Un gran porcentaje del COP, tanto vivo como muerto, lo consume el zooplancton dentro de la zona eufótica y cuando estos organismos mueren, al igual que partículas de minerales carbonatados precipitados que constituyen CIP y otros detritos, tienden a acumularse en el fondo. Una fracción menor del COP se mineraliza en los sedimentos, manteniendo así la actividad biológica bentónica (Myrbo, 2012).

El CD, tanto inorgánico como orgánico, constituye el mayor reservorio de C en los sistemas acuáticos, por lo que son componentes importantes del ciclo global del C (Cole et al., 2007). El CID se encuentra disponible en el agua en tres formas: CO_2 , HCO_3^- y CO_3^{2-} . Su disponibilidad depende de los valores de pH del agua y sus concentraciones son el resultado del equilibrio de disolución del CO_2 en el agua, su consumo por el fitoplancton y el aporte a través de la respiración. El CO_2 es el mayor depósito de C "activo" en el planeta, lo que resulta relevante porque directa o indirectamente toda la biósfera depende del CI como el nutriente principal para los productores primarios (Reid y Butler, 1991).

En la mayoría de las condiciones de los sistemas acuáticos, el CO_2 reacciona con el agua y forma rápidamente H_2CO_3 , un ácido débil. La mayor parte del H_2CO_3 se disocia y forma de H^+ , HCO_3^- y de CO_3^{2-} , las especies químicas que conforman el equilibrio del H_2CO_3 , los HCO_3^- y los CO_3^{2-} están presentes normalmente en el agua, aunque no en las mismas concentraciones (Wetzel, 2001).

Diversos procesos biológicos, químicos y físicos que se llevan a cabo en los ecosistemas lénticos conllevan variabilidad en las concentraciones del C. Los productores primarios incorporan C_i y lo convierten en CO₂. Posteriormente, los productores primarios pueden agregarse y hundirse o ser consumidos por heterótrofos, transfiriendo así una parte de este C a la red trófica mientras que otra parte se oxida y eventualmente retorna a la atmósfera (Hessen et al., 2004).

Por otra parte, el COD es un importante indicador de la estructura y función de los ecosistemas acuáticos. Existen dos tipos de COD: el COD alóctono que surge de la producción y lixiviación de materia orgánica del suelo hacia los lagos, y el COD autóctono que proviene de la productividad *in situ* (fitoplancton y macrófitas) del lago (p.ej., Rasmussen et al., 1989; Kortelainen, 1993; Xenopoulos et al., 2003). El COD representa un almacén importante de material orgánico en los lagos, pues sustenta los procesos heterotróficos e interviene en procesos biogeoquímicos claves en el ciclo del C (Cole et al., 2007). Además, los mecanismos relacionados con el cambio global (p.ej., eventos climáticos extremos, cambio de uso de suelo y eutrofización) son responsables de las variaciones de las concentraciones de COD en sistemas acuáticos (Godin et al., 2017).

Dentro de los ecosistemas acuáticos epicontinentales, los lagos de alta montaña (LAM) son considerados como sensores o indicadores de cambio climático y cambio global (Adrian et al., 2009; Zhang y Duan, 2021), por lo que frecuentemente se les denomina “centinelas de cambio climático”. Los LAM se caracterizan por ubicarse sobre la cota de crecimiento de vegetación arbórea (*timberline*). La altitud que se observa de ésta depende de la latitud, encontrándose a mayor altitud en latitudes más bajas (Sommaruga, 2001). La *timberline* para la región tropical se localiza entre los 3,500 y 4,800 m s.n.m., por lo que la mayor parte de los lagos de alta montaña tropicales se ubican en la zona de los Andes en Sudamérica, en menor cantidad en el este de África y otros pocos en las montañas elevadas de las regiones tropicales (p.ej., lago Waiau en Mauna Kea, Hawái) (Löffler, 1966); de éstos, son menos

numerosos los que tienen un origen volcánico comparativamente con los de origen glaciar (Lewis, 1996).

Las condiciones climáticas a las que están expuestos los LAM se consideran extremas (p.ej., elevadas dosis de radiación solar y UV, bajas temperaturas, aguas poco mineralizadas) (Tranvik et al., 2009). Debido a que la mayoría de los LAM son someros, presentan una circulación frecuente y un régimen térmico más uniforme durante todo el año, por lo que se describen como polimícticos cálidos o fríos. Además, se caracterizan por presentar pH bajo – ácido- y concentración de materia orgánica reducida (Sommaruga, 2001).

Los LAM están frecuentemente alejados de las grandes ciudades y se encuentran en cuencas aisladas, por esta razón es más difícil que estén influidos por el acarreo de material y la contaminación directa de otras cuencas (Keresztesi et al., 2019). Sin embargo, el depósito atmosférico (i.e., precipitación seca y húmeda) en estos lagos ha traído como consecuencia la acidificación de muchos LAM. Al respecto se han organizado diversos programas multinacionales para estudiar y evaluar las diferentes alteraciones provocadas por las actividades humanas y sucesos naturales a diferentes escalas en los LAM, tales como ALPE (*Acidification of mountain Lakes: Paleolimnology and Ecology 1 and 2*), MOLAR (*Mountain Lakes Research*) y EMERGE (*European Mountain lake Ecosystems: Regionalisation, diaGnostic and socio-economic Evaluation*).

Con el fin de que los LAM puedan ser utilizados como sensores o centinelas de cambio climático y global, se requiere, primero, identificar la variabilidad natural para contar con la línea base de referencia. Por lo anterior, el presente trabajo evaluó la dinámica anual de la concentración del CP y CD en los dos lagos de alta montaña tropicales ubicados en el cráter del volcán Nevado de Toluca, El Sol y La Luna, con el fin de generar la base de datos requerida para estudios futuros.

2 JUSTIFICACIÓN

Hasta recientemente se consideraba que el papel de las aguas epicontinentales en el ciclo del C era de importancia menor. Sin embargo, Cole et al. (2007) mostraron que, a pesar de su pequeña área con relación al océano, los ecosistemas acuáticos continentales pueden tener un efecto importante en los balances de carbono a escala regional, no solo como conductores de C de la cuenca de drenaje al océano, sino como fuentes y sumideros de carbono. La concentración de CO₂ en la atmósfera ha aumentado sin precedentes desde el comienzo de la era industrial (ca. 1750) de 277 partes por millón (ppm) a 412 ppm en 2020 (Dlugokencky y Tans, 2022), no hay duda que el protagonista principal del cambio del clima actual es la especie humana a través de la generación de gases de efecto de invernadero -GEI- (p.ej., CO₂ y CH₄) productos de la combustión de combustibles fósiles y del cambio de uso del suelo (Hernández de la Torre B y Gaxiola-Castro, 2007).

- El estudio de los LAM tropicales es importante debido a que al ser ecosistemas sensibles al impacto antrópico constituyen indicadores (sensores) tempranos de cambio global. A pesar de ello, los LAM tropicales son poco conocidos debido a que la mayoría de las investigaciones en LAM se han llevado a cabo en latitudes templadas y/o boreales. Aunque Catalán y Donato Rondón (2016) mencionan que los LAM se cuentan entre los ecosistemas más comparables a nivel mundial, se desconoce mucho de su ecología y, en particular, el papel que pueden jugar en el ciclo del C regional y global.
- A diferencia de la mayoría de los LAM tropicales cuyo origen es glaciar, El Sol y La Luna son de origen volcánico y su litología (principalmente andesitas y dacitas) y por ende la química del agua, seguramente responde de manera diferente a la contaminación antropogénica.

- Estudios recientes (Alcocer et al., 2020) muestran que el C sedimentario en estos lagos aumentó a partir de 1950, y que la causa más probable podría ser las actividades humanas en las laderas externas del volcán Nevado de Toluca. Adicionalmente, las actividades humanas (p.ej., deforestación, uso de caminos no pavimentados, extracción de materiales pétreos para la construcción y agricultura comercial) que incrementan la erosión del suelo en zonas alrededor de los 3,000 m que rodean al Nevado de Toluca, constituyen un mayor depósito de polvo atmosférico. De la misma manera, el transporte de material particulado desde zonas urbanas cercanas al volcán Nevado de Toluca, tales como la Ciudad de Toluca e inclusive la Ciudad de México, también podrían contribuir a este incremento de C en ambos lagos (Ibarra et al., 2020).

3 PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN E HIPÓTESIS

¿Cuál es la concentración y dinámica temporal del carbono orgánico e inorgánico en sus fracciones particulada y disuelta presente en los lagos tropicales de alta montaña El Sol y La Luna?

¿Qué factores ambientales de mayor importancia podrían explicar la dinámica de las concentraciones de carbono?

¿La concentración y dinámica temporal del carbono es similar entre los lagos El Sol y La Luna, así como con otros LAM, tanto tropicales como templados?

4 HIPÓTESIS:

H₁: Por las características de los LAM El Sol y La Luna se esperaría que la concentración del CD sea mayor que la del CP debido a que la relación de CD/CP en lagos oligotróficos va de 6:1 a 10:1 (Wetzel, 2000), y que las fracciones orgánicas sean de mayor relevancia que las inorgánicas posiblemente por su origen volcánico

y baja capacidad de amortiguamiento (Alcocer et al., 2021). Además, se esperaría que las concentraciones de CD y CP sean mayores en El Sol que en La Luna debido a que: i) la superficie de El Sol es ~9 veces mayor que la de La Luna, lo cual podría tener una incidencia en la proporción área de drenaje/área del lago, con lo cual podría existir un mayor aporte de C en El Sol. ii) Se esperaría que la concentración de CID sea mayor que de COD, debido a que la actividad fotosintética de los organismos autótrofos (PP) es relativamente escasa en ambos lagos.

H₂: Se esperaría que las variables fisicoquímicas (p.ej. pH, temperatura, OD, K₂₅) y las concentraciones de clorofila-a y sólidos suspendidos totales puedan explicar con mayor relevancia la dinámica del C en los lagos. Por una parte, al ser lagos con baja alcalinidad existiría una variación considerable en las concentraciones de pH (Ibarra, 2021) y consecuentemente las concentraciones de las especies químicas de C (Song et al., 2008). Al ser lagos con baja productividad primaria (El Sol: oligotrófico y La Luna: ultraoligotrófico) (Garduño et al., 2020) se esperaría que las concentraciones de Clorofila-a sean “bajas” (Alcocer et al., 2020) y con esto las concentraciones de CO (COD y COP) también sean “bajas”. Por otra parte, se esperaría que el pH sea naturalmente ácido, debido a que los LAM se encuentran sobre lechos cristalinos de baja solubilidad (Catalan et al., 1993) con bajas concentraciones de Clorofila-a, la actividad fotosintética se reduciría y por consiguiente las concentraciones de carbono inorgánico disuelto sean relativamente “altos” (Adams et al., 1978).

H₃: Se esperaría que, a pesar de que los lagos El Sol y La Luna comparten el mismo sustrato en sus cuencas y el mismo régimen climático, difieran entre sí debido a que el área de sus microcuencas de captación (El Sol: 2.6 Km²; La Luna: 1.1 Km²), área de lago (El Sol: 237,321 Km²; La Luna: 31,083 Km²) (Alcocer et al., 2020) y alcalinidad (El Sol > La Luna) (Ibarra, 2021) son diferentes. En general, el C se correlaciona con el desarrollo de los suelos en las cuencas de captación (Camarero et al., 2009). En algunos LAM tropicales se desarrollan suelos orgánicos gruesos (p. ej., vegetación de páramo) y las cargas de C suelen ser más altas que en zonas

templadas. Sin embargo, este no es el caso en la cuenca de los lagos El Sol y La Luna donde el suelo es somero y la vegetación en la microcuenca es escasa constituida por zacatonal alpino. Por lo tanto, se esperaría que las concentraciones de C sean similares a los lagos templados con escasa vegetación.

5 OBJETIVO GENERAL

El objetivo fue evaluar la concentración y dinámica temporal a lo largo de ciclo anual del carbono particulado y carbono disuelto, tanto en sus fracciones orgánicas como inorgánicas, en los dos lagos tropicales de alta montaña, El Sol y La Luna, Nevado de Toluca, con el fin de generar la línea base en el estudio de los dos únicos LAM en México, que fundamentara su utilización como sensores o centinelas de cambio regional y global.

6 METAS

- Medir las variables meteorológicas (p. ej., temperatura y precipitación) de la estación Nevado de Toluca 15062, las variables ambientales (temperatura, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica y pH) en la columna de agua de los lagos El Sol y Luna en un período anual.
- Medir la concentración de clorofila-a y de sólidos suspendidos totales en la columna de agua de ambos lagos.
- Evaluar la concentración y dinámica temporal del carbono particulado y disuelto (total, orgánico e inorgánico) de los lagos El Sol y La Luna a lo largo de un ciclo anual.

- Determinar las relaciones de la concentración y distribución temporal carbono particulado y disuelto (total, orgánico e inorgánico) con las variables ambientales evaluadas.
- Comparar las concentraciones y dinámica temporal del carbono particulado y disuelto (total, orgánico e inorgánico) entre ambos lagos, para conocer similitudes y diferencias, así como con otros lagos de alta montaña tanto tropicales como templados.

7 ÁREA DE ESTUDIO

El volcán Nevado de Toluca también conocido como *Xinantécatl*, nombre náhuatl que significa “señor desnudo”, constituye un sitio con una gran importancia económica, social y ambiental. Catalogado como Parque Nacional "Nevado de Toluca" en 1937, se decretó como “Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca” el 1 de octubre de 2013 (CONANP, 2013).

7.1 GEOGRAFÍA

El volcán Nevado de Toluca se encuentra ubicado en el Estado de México (19°06'35''N y 99°45'19''O) al sur del Valle de Toluca, a 80 Km al Suroeste de la Ciudad de México, alcanza una altitud de 4,680 m s.n.m. y forma parte del Eje Volcánico Transmexicano (Siebe y Macías, 2006).

7.2 CLIMA

La zona tiene un clima frío de alta montaña, con una precipitación anual de 1,227 mm (García, 1988) y temperatura media de 4.3°C calculada para el período 1951-2010 de la estación 15062 Nevado Toluca (SMN, 2018).

7.3 GEOLOGÍA

Es un volcán inactivo, su última erupción ocurrió hace $10,445 \pm 95$ años (Arce et al., 2005) constituido por andesitas y dacitas calcialcalinas de tipo estramboliano (García-Palomo et al., 2002). Dentro de su cráter de forma elíptica con un diámetro de 2×1.5 Km a 4,200 m s.n.m., se encuentran ubicados dos LAM: El Sol y La Luna (Figura 1) separados por un domo central conocido como “El Ombligo” (Macías, 2005). Son lagos de origen volcánico y su edad se remonta a épocas posteriores a la última glaciación del Pleistoceno ($\sim 110,00$ años) (Aceves-Quesada, 1996).

7.4 VEGETACIÓN

El tipo de vegetación que se encuentra alrededor de los lagos es zacatonal alpino, compuesta por algunas especies de musgos, líquenes y pastos (Rzedowski, 1981). Por otra parte, en las laderas del volcán se encuentran helechos, líquenes y musgos principalmente (Sánchez et al., 2004).

7.5 HIDROLOGÍA

El cráter del volcán forma una cuenca cerrada (endorreica), siendo su principal aporte hídrico las lluvias en verano, la nieve en invierno y el deshielo en primavera. Por otro lado, las pérdidas están representadas por la evaporación e infiltración (Alcocer et al., 2004).

El Sol tiene una superficie de $237,321 \text{ m}^2$ con una profundidad promedio de 6 m y máxima de 15 m. Por otro lado, La Luna tiene una superficie de $31,083 \text{ m}^2$, una profundidad media de 5 m y máxima de 10 m. Estos lagos son polimícticos cálidos discontinuo el lago El Sol y continuo el lago La Luna (Alcocer et al., 2020).

7.6 LIMNOLOGÍA

Se caracterizan por presentar aguas poco mineralizadas con valores de K_{25} que van desde $13 \mu\text{S cm}^{-1}$ en el lago La Luna a $16 \mu\text{S cm}^{-1}$ en el lago El Sol, pH con valores de 4.7 en el lago La Luna y 5.4 en el lago El Sol; y concentraciones de OD iguales a 6.5 mg L^{-1} en el lago La Luna y 6.8 mg L^{-1} en el lago La Luna (Alcocer et al., 2004).

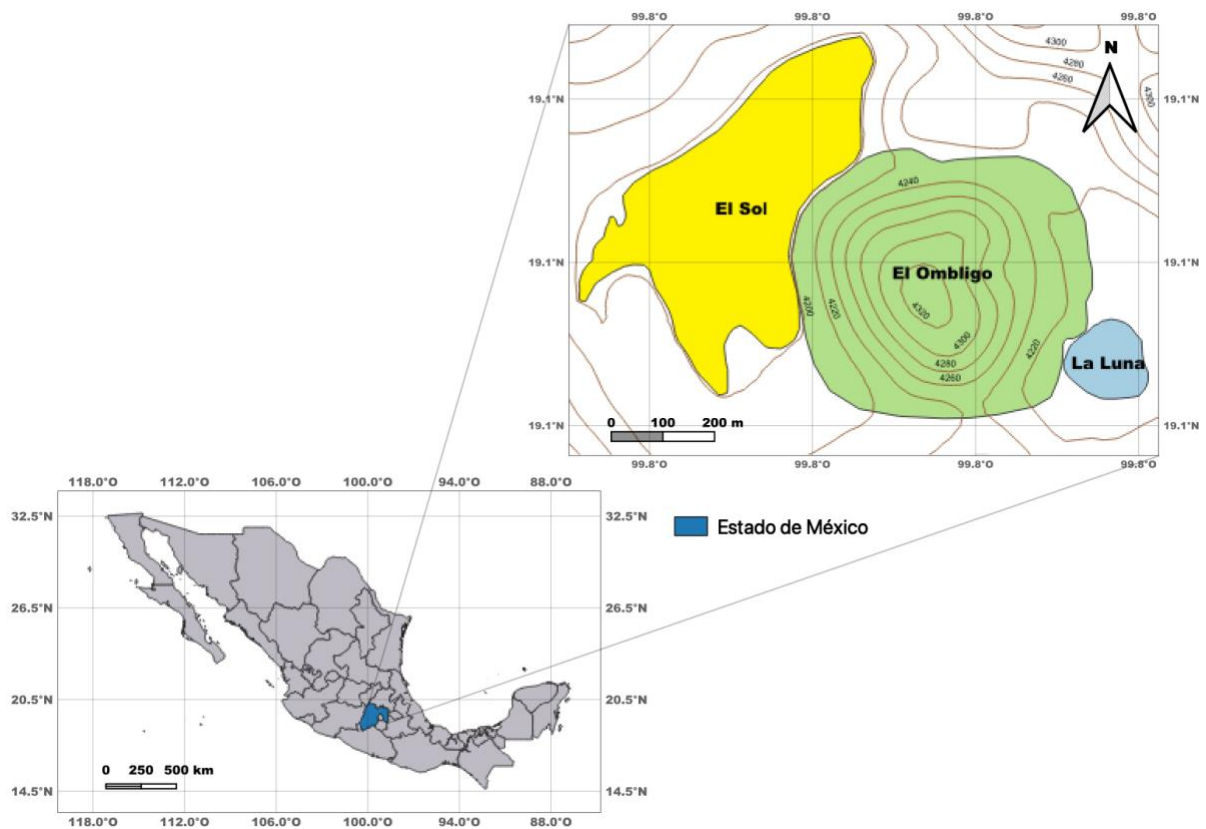


Figura 1. Ubicación geográfica de los LAM El Sol y La Luna en el cráter del volcán Nevado de Toluca (Modificado de INEGI 2021).

8 MATERIALES Y MÉTODOS

8.1 CARACTERIZACIÓN METEOROLÓGICA

Se obtuvieron los valores de precipitación y temperatura mensual de la estación meteorológica Nevado de Toluca-15062 ubicada a 19° 07' 07" N, 99° 46' 56" O y 4139 m s.n.m. (SMN, 2018) para el año de estudio.

8.2 TRABAJO DE CAMPO

Se realizaron muestreos mensuales durante un año (septiembre 2017 - agosto 2018), fijando una estación en la porción central y más profunda de cada lago.

En cada salida se midieron perfiles verticales de temperatura, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica estandarizada a 25°C (K_{25}) y pH (resolución vertical de un metro), utilizando una sonda multiparámetro marca Hydrolab, modelo Datasonde 5 (DS5) con un controlador Surveyor 4 (SVR4).

Para la evaluación de la concentración del carbono se tomaron muestras integradas a lo largo de la columna de agua (i.e., procedentes de 3 profundidades, un metro por debajo de la superficie, un metro por encima del fondo y a media columna). Las muestras de agua se tomaron con una botella muestreadora de agua marca UWITEC de 5 litros de capacidad. Las muestras de agua se filtraron *in situ* a través de una malla de 100 μm de apertura para eliminar al zooplancton grande o "nadador" y no afectar la precisión de la evaluación del carbono particulado. Las muestras de agua se colocaron en frascos limpios de polietileno previamente etiquetados y se mantuvieron en oscuridad y a baja temperatura (dentro de una hielera con una cama de hielo) para evitar su alteración durante su transporte al laboratorio.

De las mismas muestras de agua tomadas anteriormente, se almacenaron 500 ml en frascos de vidrio para la medición de las concentraciones de clorofila a (Clor-a) y sólidos suspendidos totales (SST). Estos fueron mantenidos en frío y oscuridad durante el transporte al laboratorio de la Facultad de Estudios Superiores Iztacala (FESI).

8.3 TRABAJO DE LABORATORIO

8.3.1 Carbono particulado (total, orgánico e inorgánico)

Las muestras de agua para el análisis de CTP y COP de cada estación se filtraron en el laboratorio de campo a través de filtros Whatman GF/F de 13 mm (0.7 μ m de retención nominal) previamente calcinados (550°C por 4 h) en una mufla marca Thermolyne modelo 48000 para eliminar cualquier residuo orgánico. Para la medición del COP los filtros se acidificaron con HCl al 10% para eliminar la fracción inorgánica del C (carbonatos) en la muestra (Dickson et al., 2007a); enseguida los filtros se guardaron en papel aluminio y se secaron en una estufa Lab-Line Instruments modelo 3512 (60°C durante 24 h); finalmente se almacenaron en un desecador con gel de sílice.

Este procedimiento fue similar para medir el CTP, pero los filtros no se acidificaron luego de la filtración; además se almacenaron en cajas de Petri y se secaron (60°C, 4 días) para su posterior medición. Para la filtración de las muestras se usaron equipos de acero inoxidable Millipore con una bomba de vacío a una presión entre 0.3 y 0.5 atm para evitar la pérdida del material orgánico.

El CIP se obtuvo de la diferencia entre CTP y COP ($CIP = CTP - COP$). Todas las muestras de las fracciones de C se midieron por triplicado y el resultado final reportado es el promedio.

8.3.2 Carbono disuelto (total, orgánico e inorgánico)

Para la medición del COD, se tomaron muestras de 60 ml de agua, que se filtraron a través de filtros Whatman GF/F previamente calcinados; enseguida las muestras de agua se fijaron con ácido fosfórico al 40% y se almacenaron en frascos de polietileno de alta densidad (HDPE) color ámbar para evitar cualquier reacción fotoquímica (Dickson et al., 2007).

Para la medición de CID, las muestras de agua se filtraron de manera semejante al COD y se almacenaron en botellas de DBO de 60 ml a las cuales se les agregó 50 ml de muestra y 25 μ l de una solución saturada al 50% de cloruro mercurico (HgCl_2) como conservador e inhibidor de la actividad biológica; el envase se selló con grasa de silicona de manera segura para evitar el intercambio de gases con la atmósfera. Las concentraciones de CID se determinaron en un equipo Shimadzu TOC 5050.

El carbono inorgánico total (CIT) se considera como la suma del CID y el CIP, mientras que el CT es la suma del CIT y el COT. Por otra parte, el CDT se obtuvo de la suma de CID y COD ($\text{CDT}=\text{CID}+\text{COD}$). Los resultados de la concentración de cada especie se expresaron en mg L^{-1} .

Todas las fracciones (COP, CTP, COD y CID) se analizaron en el *Center for Marine Science* de la *University of North Carolina en Wilmington*. La medición del COP y CTP de las muestras filtradas, se realizó con un analizador elemental Carlo Erba® modelo NC2100. El COD se midió en un Analizador TOC Shimadzu TOC-L por el método de combustión a alta temperatura de compuestos de CO no purgables. Todas las muestras de las fracciones de C se midieron por triplicado y el resultado final reportado es el promedio.

8.3.3 Clorofila-a (Clor-a)

Para la evaluación de la concentración de Clor-a como estima indirecta de biomasa fitoplanctónica se siguió el método 445.0 de la EPA (Arar y Collins, 1997). Un volumen conocido de cada muestra se filtró a través de filtros GF/F (Whatman, 13 mm de diámetro, apertura de poro nominal $0.7\mu\text{m}$); posteriormente se extrajo la Clor-a con 10 ml de acetona al 90% durante un periodo entre 18 y 20 horas en oscuridad y refrigeración. La Clor-a extraída se evaluó en un fluorómetro digital marca Turner Designs modelo 10-AU. Todas las muestras se midieron por triplicado y el resultado final reportado es el promedio de estas mediciones.

8.3.4 Sólidos suspendidos totales (SST)

Para la determinación de la concentración de los SST se filtraron muestras de agua de 1,000 ml a través de filtros Whatman® tipo GF/F de 47 mm de diámetro (0.7 μm de apertura nominal de poro) pre-combustionados en una mufla marca Thermolyne® modelo 48000 durante 4 horas a una temperatura de 550°C para eliminar la materia orgánica presente. Los filtros fueron pesados a temperatura ambiente con una balanza analítica marca Mettler Toledo y almacenados en un desecador. Para corregir la posible contaminación por manipulación y la retención de sales en la matriz del filtro, se utilizó un filtro como blanco colocado debajo de cada muestra. Después de la filtración, los filtros se secaron en un horno Lab-Line Instruments® modelo 3512 a una temperatura de 60°C por 48 horas y se pesaron nuevamente para obtener por diferencia las concentraciones de SST (mg L^{-1}) (Wetzel y Likens, 2000). Todas las muestras de las fracciones de C se midieron por triplicado y el resultado final reportado es el promedio.

8.4 ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN

Los datos de todas las variables meteorológicas, fisicoquímicas, Clor-a, SST y todas las especies químicas de C se analizaron estadísticamente en el software Sigma Plot 12.0 y Past 4.03 mediante análisis t-student para identificar diferencias significativas de manera temporal (anual) y entre lagos. Primero se realizó una prueba de normalidad de Shapiro Wilks, en los casos en los que la distribución no era normal ($p < 0.05$) se utilizó la prueba no paramétrica Mann-Whitney para determinar las diferencias. Además, para las posibles asociaciones de las variables ambientales con las concentraciones de C se usó el coeficiente de correlación de Spearman. Por otra parte, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) para identificar grupos y tendencias en Past 4.03; para el análisis se emplearon las variables fisicoquímicas para el período de muestreo, utilizando el valor promedio de cada una de las variables.

9 RESULTADOS

9.1 VARIABLES METEOROLÓGICAS

9.1.1 Temperatura ambiental

El análisis estadístico mostró que existen diferencias significativas ($p < 0.05$) entre dos épocas climáticas de acuerdo con la temperatura ambiental registrada en la estación meteorológica Nevado de Toluca-15062 para el período de estudio: 1) época fría o de bajas temperaturas, de noviembre de 2017 a abril de 2018 con un valor mínimo de 2.3°C , máximo de 4.9°C en abril de 2018 (Tabla 1); y un valor medio de $3.5 \pm 1.1^{\circ}\text{C}$ y 2) época cálida, o de temperaturas altas, de mayo a agosto de 2018, incluido septiembre y octubre de 2017, con un valor máximo de 5.5°C en septiembre 2017; y un promedio de $4.3 \pm 0.7^{\circ}\text{C}$ (Figura 2).

9.1.2 Precipitación

De la misma manera, el análisis estadístico mostró que existen diferencias significativas ($p < 0.05$) entre dos épocas climáticas de acuerdo con la precipitación registrada en la estación meteorológica Nevado de Toluca-15062 para el período de estudio. La primera época de secas abarcó de noviembre 2017 a abril de 2018 con valores mínimos de 0 mm en noviembre, diciembre 2017 y febrero 2018, excepto enero 2018 con un valor de 9 mm; en marzo de 2018 con precipitaciones de 3 mm abril de 2018 con 28 mm y un promedio de 6 ± 11 mm. La época “lluviosa” o de precipitaciones altas abarcó de mayo a agosto 2018, incluido septiembre y octubre 2017, con un valor máximo de 230 mm en septiembre 2017; mínimo de 107 mm en octubre de 2017 y promedio de 191 ± 52 mm (Figura 2).

**Variación de P y T en la estación meteorológica
Nevado de Toluca**

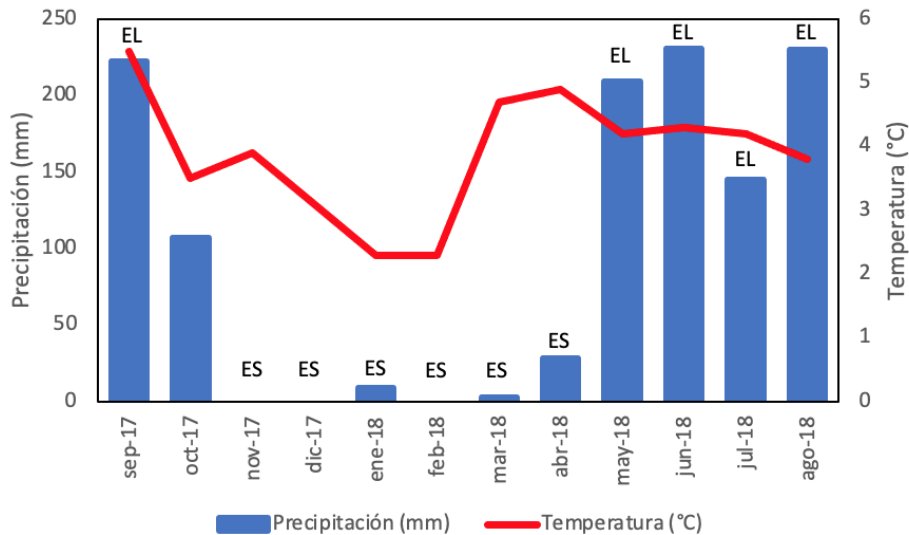


Figura 2. Climograma de la estación Nevado de Toluca-15062 para el período de estudio (septiembre 2017- agosto 2018), EL: época lluviosa y ES: época seca.

Tabla 1. Variables meteorológicas en la estación Nevado de Toluca-15062, durante el período de estudio (septiembre 2017-septiembre 2018).

Variables meteorológicas estación Nevado de Toluca-15062			
Temperatura °C		Precipitación (mm)	
Min.	2.3	Mín.	0
Max.	5.5	Máx.	230
Prom.	3.9	Prom.	131.6
d.e.	0.9	d.e.	97.9

9.2 ANÁLISIS DE VARIABLES AMBIENTALES

9.2.1 Temperatura del agua

El análisis estadístico mostró que existen diferencias significativas en los valores de temperatura en el lago El Sol registrada a lo largo del año ($p < 0.001$), con un valor

mínimo de $6.1 \pm 0.1^{\circ}\text{C}$ en enero y máximo de $11.8 \pm 0.4^{\circ}\text{C}$ en julio de 2018 respectivamente; y un valor promedio de $9.3 \pm 1.7^{\circ}\text{C}$. De manera similar, los valores de temperatura en el lago La Luna también fueron diferentes temporalmente ($p < 0.001$), con un valor mínimo de 5.8°C en enero, máximo de 11.9°C en julio de 2018 respectivamente; y un valor promedio de $9.1 \pm 1.7^{\circ}\text{C}$ (Figura 4). Sin embargo, la comparación de los valores de temperatura entre ambos lagos no presentó diferencias significativas ($p > 0.05$).

Los valores de temperatura en los lagos El Sol y en La Luna superiores al promedio anual se presentaron en septiembre-octubre de 2017 y mayo-agosto de 2018 y los valores inferiores al promedio corresponden a noviembre-diciembre de 2017, enero-abril de 2018 (Figura 3).

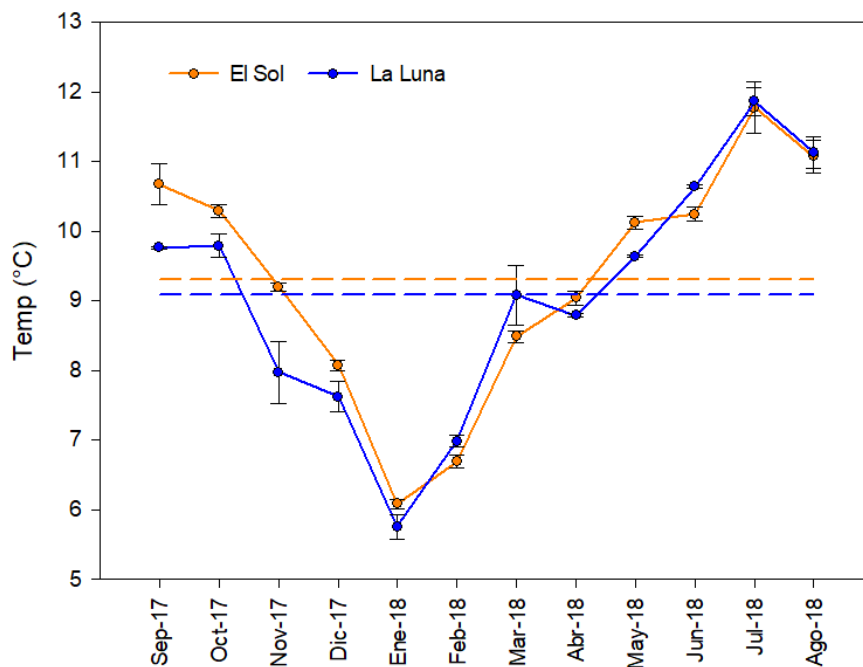


Figura 3. Dinámica temporal de la temperatura en el período anual septiembre 2017 – agosto 2018 para los lagos El Sol y La Luna. Las líneas punteadas representan el promedio anual.

9.2.2 Oxígeno disuelto

El análisis estadístico mostró que existen diferencias significativas en las concentraciones de OD en el lago El Sol a lo largo del año ($p < 0.001$), con un valor mínimo de $6.9 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ en agosto, máximo de $8.6 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ en marzo de 2018 y un valor promedio de $7.8 \pm 0.4 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 5). De manera similar, las concentraciones de OD en el lago La Luna fueron diferentes entre meses ($p < 0.001$), con un valor mínimo de $6.3 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ en abril, máximo de $7.5 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ en enero de 2018 y un valor promedio de $6.9 \pm 0.3 \text{ mg L}^{-1}$. La comparación de las concentraciones de OD entre ambos lagos, el lago El Sol tuvo las mayores concentraciones de OD y fluctuaron entre 6.9 y 8.6 mg L^{-1} (7.8 mg L^{-1}) presentó diferencias significativas ($p < 0.05$).

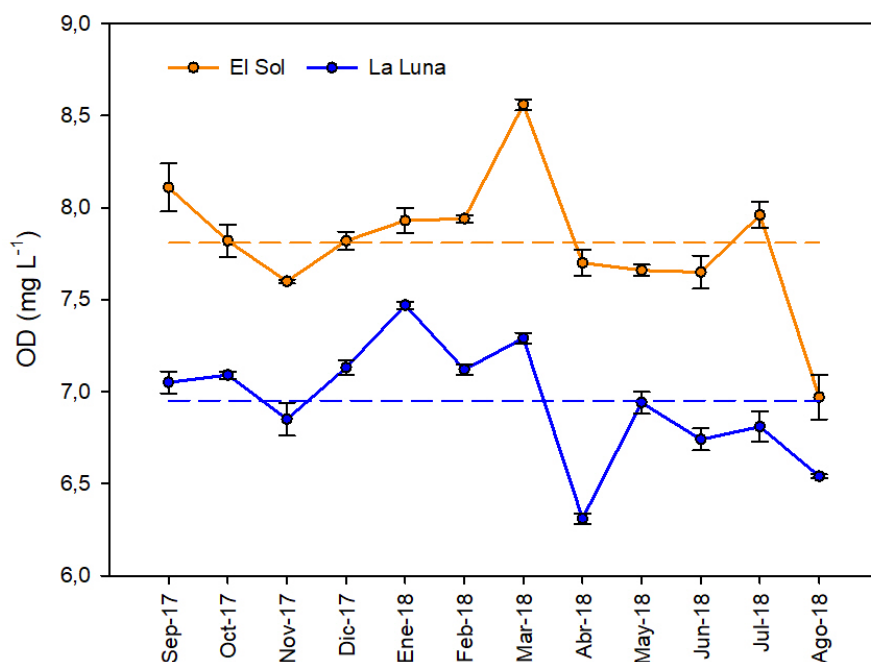


Figura 4. Dinámica temporal de la concentración de oxígeno disuelto en el período anual agosto 2017 – septiembre 2018 para los lagos El Sol y La Luna. Las líneas punteadas representan el promedio anual.

9.2.3 pH

El análisis estadístico mostró que existen diferencias significativas en los valores de pH en el lago El Sol a lo largo del año ($p < 0.001$), con un valor mínimo de 6.3 ± 0.2 en septiembre de 2017, máximo de 9.6 ± 0.1 en abril de 2018; y un valor promedio de 8.1 ± 1.1 (Figura 6). De manera similar, los valores de pH en el lago La Luna fueron diferentes entre los meses ($p < 0.001$), con un valor mínimo de 4.6 ± 0.1 en septiembre de 2017, máximo de 7.0 ± 0.7 en julio de 2018 y un valor promedio de 5.4 ± 0.7 (Figura 5). La comparación de los valores de pH entre ambos lagos presentó diferencias significativas ($p < 0.05$) con los mayores valores en el lago El Sol.

En el lago El Sol, los valores de pH superiores al promedio anual se presentaron en febrero-julio de 2018 y los valores inferiores al promedio anual corresponden a septiembre-diciembre de 2017, enero y agosto de 2018. Por otra parte, los valores de pH en el lago La Luna por encima del promedio anual se registraron en febrero de 2018 y abril-julio de 2018; y los que se localizaron por debajo de la media anual corresponden a septiembre-diciembre 2017, enero, marzo y agosto de 2018. Se presentó una tendencia de variación temporal similar en los valores de pH para ambos lagos y sus valores más altos se presentaron en las primeras precipitaciones de la estación Nevado de Toluca-15062 para el período de estudio (septiembre 2017-septiembre 2018).

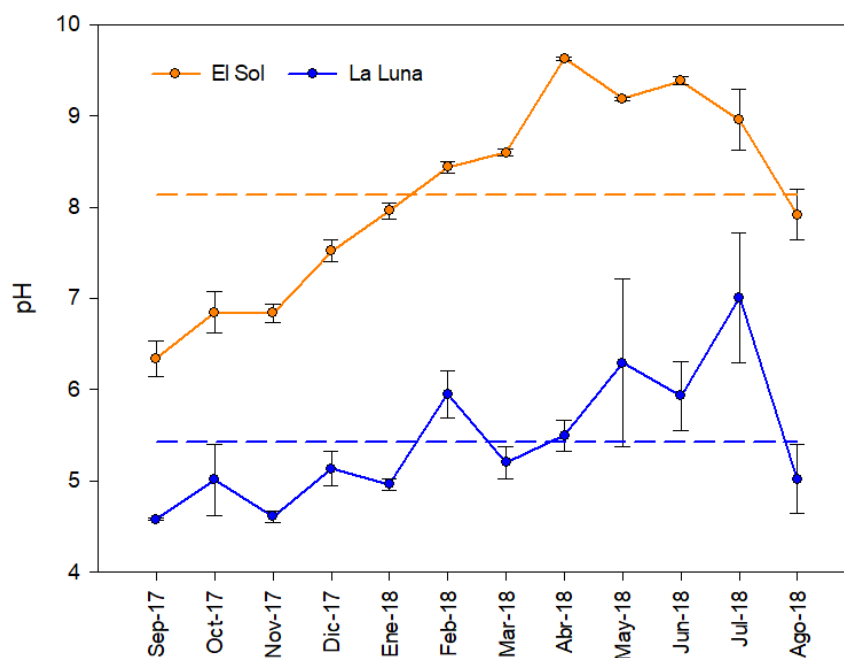


Figura 5. Dinámica temporal del pH en el período anual septiembre 2017 – agosto 2018 para los lagos El Sol y La Luna. Las líneas punteadas representan el promedio anual.

9.2.4 Conductividad eléctrica

El análisis estadístico mostró que existen diferencias significativas en los valores de conductividad eléctrica (K_{25}) en el lago El Sol a lo largo del año ($p < 0.001$), con un valor mínimo de $45 \mu\text{S cm}^{-1}$ en agosto, máximo de $56 \mu\text{S cm}^{-1}$ en abril de 2018; y un valor promedio de $49 \pm 3 \mu\text{S cm}^{-1}$. De manera similar, los valores de K_{25} en el lago La Luna fueron diferentes mensualmente ($p < 0.001$), con un valor mínimo de $10 \mu\text{S cm}^{-1}$ en marzo, máximo de $13 \mu\text{S cm}^{-1}$ en agosto de 2018 y un valor promedio de $11 \pm 1 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Figura 6). La comparación de los valores de K_{25} entre ambos lagos presentó diferencias significativas ($p < 0.05$), con los mayores valores en El Sol.

Los valores de K_{25} en el lago El Sol superiores al promedio anual se presentaron en noviembre de 2017, enero-febrero de 2018 y abril-julio de 2018; y los valores inferiores al promedio anual corresponden a septiembre-octubre y diciembre de

2017, marzo y agosto de 2018. Por otra parte, los valores K_{25} en el lago La Luna por encima del promedio anual se registraron en junio-agosto de 2018 y los que se localizaron por debajo de la media anual corresponden a septiembre-octubre, enero-marzo y mayo de 2018. Los valores de K_{25} en noviembre, diciembre de 2017 y abril de 2018 coinciden con el promedio (Figura 6).

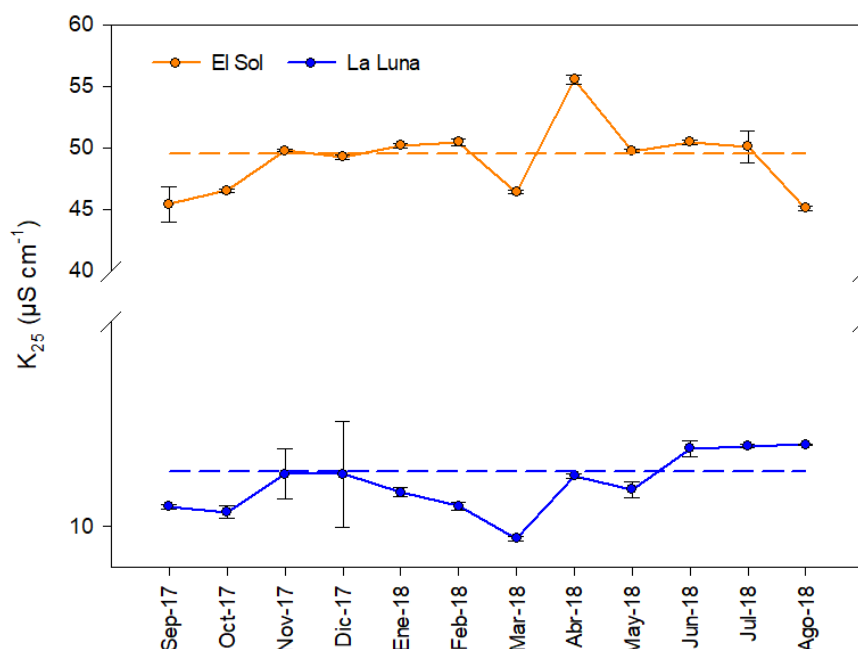


Figura 6. Dinámica temporal de la conductividad eléctrica (K_{25}) en el período anual septiembre 2017 – agosto 2018 para los lagos El Sol y La Luna. Las líneas punteadas representan el promedio anual.

9.2.5 Clorofila-a

El análisis estadístico mostró que existen diferencias significativas en las concentraciones de Clor-a en el lago El Sol a lo largo del año ($p < 0.001$), con un valor mínimo de $1.1 \pm 0.1 \mu\text{g L}^{-1}$ en enero, máximo de $3.0 \pm 0.1 \mu\text{g L}^{-1}$ en abril de 2018; y un valor promedio de $1.7 \pm 0.6 \mu\text{g L}^{-1}$. De manera similar, las concentraciones de Clor-a en el lago La Luna fueron diferentes temporalmente ($p < 0.001$), con un valor mínimo de $0.1 \pm 0.1 \mu\text{g L}^{-1}$ en enero, máximo de $1.2 \pm 0.1 \mu\text{g L}^{-1}$ en marzo de 2018 y un valor promedio de $0.5 \pm 0.3 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 7). La

comparación de las concentraciones de Clor-a entre ambos lagos presentó diferencias significativas ($p < 0.05$), con las mayores concentraciones en el lago El Sol, las cuales son ~4 veces mayores que en el lago La Luna.

Las concentraciones de Clor-a en El Sol superiores al promedio anual se presentaron en septiembre de 2017, marzo-abril y julio-agosto de 2018 y los valores inferiores al promedio anual corresponden a octubre-diciembre de 2017 (Figura 7), enero-febrero, mayo-junio de 2018. Por otra parte, las concentraciones de Clor-a en el lago La Luna por encima del promedio anual se registraron en septiembre de 2017 y marzo-mayo de 2018 y los que se localizaron por debajo de la media anual corresponden a octubre-diciembre de 2017, enero-febrero, junio-agosto de 2018.

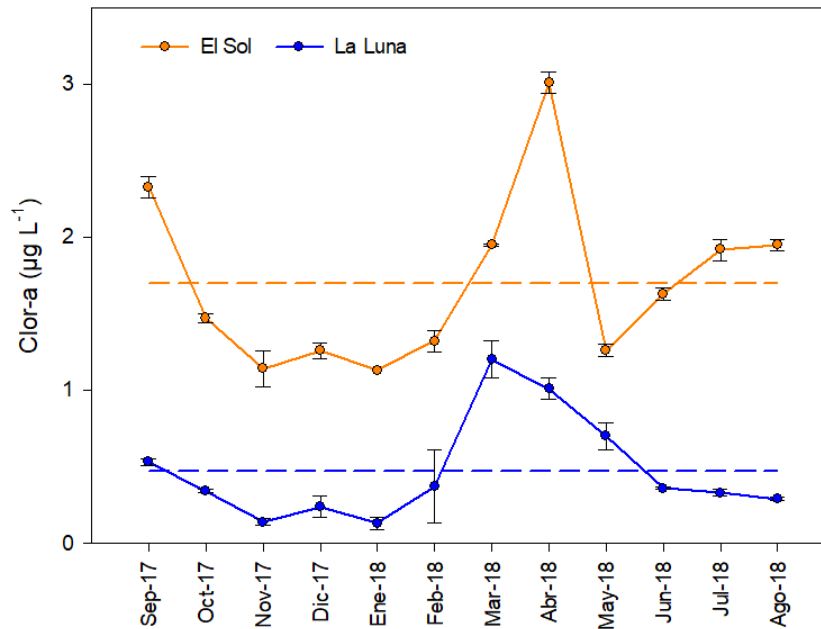


Figura 7. Dinámica temporal de la concentración de Clorofila “a” como medida de biomasa fitoplanctónica en el período anual septiembre 2017 – agosto 2018 para los lagos El Sol y La Luna. Las líneas punteadas representan el promedio anual.

9.2.6 Sólidos Suspendedos Totales

El análisis estadístico mostró que existen diferencias significativas en las concentraciones de SST en el lago El Sol a lo largo del año ($p < 0.001$), con un valor

mínimo de $1.3 \pm 0.3 \text{ mg L}^{-1}$ en noviembre de 2017, máximo de $2.6 \pm 0.6 \text{ mg L}^{-1}$ en enero de 2018; y un valor promedio de $1.9 \pm 0.4 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 9). De manera similar las concentraciones de SST en el lago La Luna fueron diferentes mensualmente ($p < 0.001$), con un valor mínimo de $0.3 \pm 0.2 \text{ mg L}^{-1}$ en agosto, máximo de $0.9 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ en abril de 2018 y un valor promedio de $0.6 \pm 0.2 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 8). La comparación de las concentraciones de SST entre ambos lagos presentó diferencias significativas ($p < 0.05$), con las mayores concentraciones en El Sol.

Las concentraciones de SST en el lago El Sol superiores al promedio anual se presentaron en enero-mayo y julio de 2018; y los valores inferiores al promedio anual corresponden a septiembre-diciembre de 2017, junio y agosto de 2018. Por otra parte, las concentraciones de SST en el lago La Luna por encima del promedio anual se registraron en septiembre de 2017; febrero-mayo y los que se localizaron por debajo de la media anual corresponden a octubre-diciembre de 2017, enero, junio-agosto de 2018.

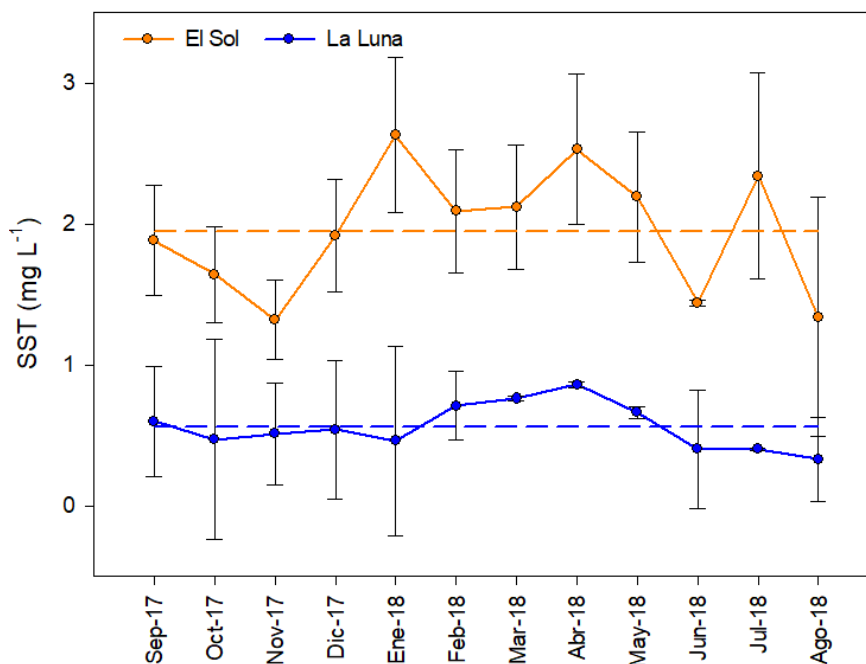


Figura 8. Dinámica temporal de la concentración de sólidos suspendidos totales en el período anual septiembre 2017 – agosto 2018 para los lagos El Sol y La Luna. Las líneas punteadas representan el promedio anual.

9.3 CLASIFICACIÓN AMBIENTAL DE LOS LAGOS

Los dos primeros componentes del ACP ambiental explicaron el 84.0% de variación total para los dos lagos. Las variables con mayor correlación con el CP1 fueron el pH, K₂₅, Clor-a y SST (Tabla 2), siendo ésta última junto con la K₂₅ las variables con mayor peso dentro del componente. En el CP2 las variables con mayor correlación fueron el OD y la T. Por otro lado, se mostraron diferencias significativas ($p < 0.001$) para el CP1 y el CP2 entre ambos lagos (Figura 9).

Tabla 2. Porcentaje de la varianza que se explica en los dos primeros componentes del ACP y peso de las variables analizadas en los mismos.

	CP1	CP2
d.e.	1.92	1.16
Proporción de la varianza	0.63	0.21
Proporción acumulada	0.63	0.84
Eigenvalores		
T		0.939
OD	-0.659	-0.555
pH	-0.872	
K ₂₅	-0.955	
Clor-a	-0.865	0.308
SST	-0.962	

El lago El Sol presentó valores más altos de OD, pH, K₂₅, Clor-a y SST que el lago La Luna (Figura 9).

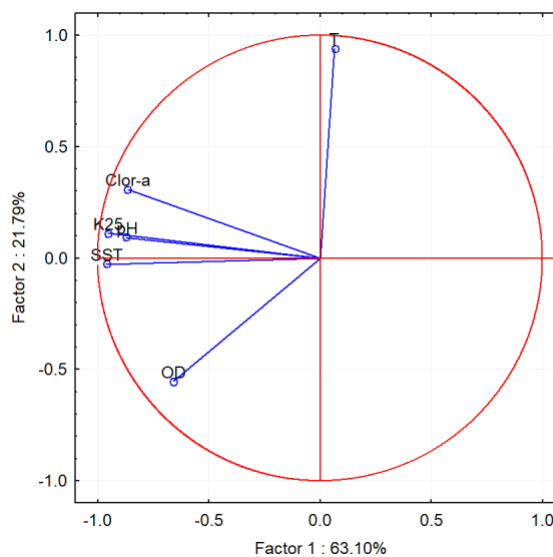


Figura 9. Análisis de Componentes Principales para los lagos El Sol y La Luna.

9.4 CARBONO DISUELTO

9.4.1 Carbono orgánico disuelto

El análisis estadístico mostró que existen diferencias significativas en las concentraciones de COD en el lago El Sol a lo largo del año ($p < 0.001$), con un valor mínimo de $2.4 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ en mayo, máximo de $5.2 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ en abril de 2018 y un valor promedio de $3.3 \pm 0.7 \text{ mg L}^{-1}$. De manera similar, las concentraciones de COD en el lago La Luna fueron diferentes mensualmente ($p < 0.001$), con un valor mínimo de $0.2 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ en septiembre de 2017, máximo de $0.7 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ en abril de 2018 y un valor promedio de $0.4 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 10). La comparación de las concentraciones de COD entre ambos lagos indicó diferencias significativas ($p < 0.05$), el lago El Sol tuvo las mayores concentraciones de COD y fluctuaron entre 2.4 y 5.2 mg L^{-1} (3.3 mg L^{-1}).

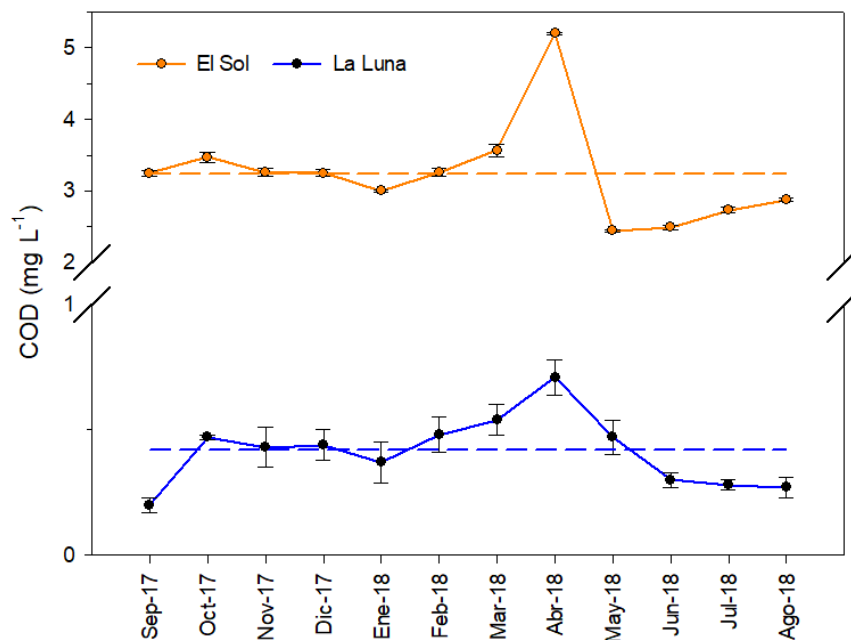


Figura 10. Dinámica temporal de la concentración de carbono orgánico disuelto en el período anual septiembre 2017 – agosto 2018 para los lagos El Sol y La Luna. Las líneas punteadas representan el promedio anual.

Las concentraciones superiores al promedio anual de COD en el lago El Sol se presentaron en octubre de 2017 y marzo-abril de 2018. Mientras tanto, las concentraciones inferiores al promedio anual corresponden a enero y mayo-agosto de 2018. Por otro lado, los valores que coinciden con el promedio anual se presentaron en noviembre y diciembre de 2017. De manera similar, las concentraciones de COD superiores al promedio anual en el lago La Luna se presentaron en octubre y diciembre de 2017; febrero-mayo de 2018 (Figura 10). Por otro lado, las concentraciones de COD inferiores al promedio anual se presentaron en septiembre de 2017, enero y junio-agosto de 2018. Mientras que las concentraciones de COD que coinciden con el promedio anual se presentaron en noviembre-diciembre de 2017.

9.4.2 Carbono inorgánico disuelto

El análisis estadístico mostró que existen diferencias significativas en las concentraciones de CID en el lago El Sol a lo largo del año ($p < 0.001$), con un valor mínimo de $2.2 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ en septiembre de 2017, máximo de $5.2 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ en abril de 2018 y un promedio de $3.5 \pm 1.0 \text{ mg L}^{-1}$. De manera similar, las concentraciones de CID en el lago La Luna fueron diferentes temporalmente ($p < 0.001$), con un valor mínimo de $1.2 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ en agosto de 2018, máximo de $3.8 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ en abril de 2018 y un valor promedio de $1.7 \pm 0.7 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 11). La comparación de las concentraciones de CID entre ambos lagos indicó diferencias significativas ($p < 0.05$), el lago El Sol tuvo las mayores concentraciones de CID y fluctuaron entre 2.2 y 5.2 mg L^{-1} (3.5 mg L^{-1}).

Las concentraciones de CID en el lago El Sol superiores al promedio anual se presentaron en octubre-diciembre de 2017 y febrero-abril de 2018 y las concentraciones inferiores al promedio anual corresponden a septiembre de 2017, enero y mayo-agosto de 2018. Por otro lado, las concentraciones de CID en el lago La Luna por encima del promedio anual se registraron en febrero, abril-mayo de

2018; y las que se localizaron por debajo de la media anual se presentaron en septiembre-diciembre de 2017, enero, marzo junio-agosto de 2018 (Figura 11).

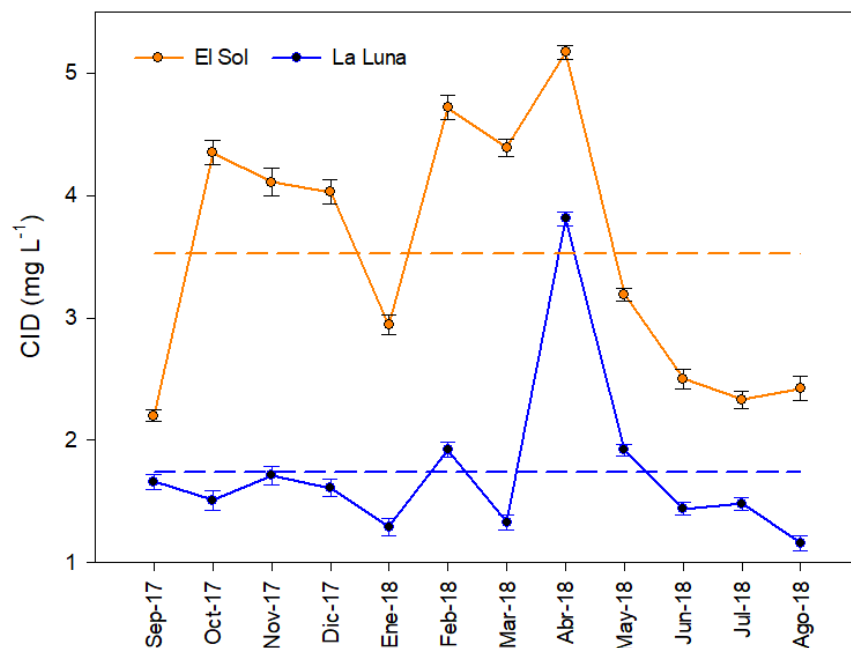


Figura 11. Dinámica temporal de la concentración de carbono inorgánico disuelto en el período anual septiembre 2017 – agosto 2018 para los lagos El Sol y La Luna. Las líneas punteadas representan el promedio anual.

9.4.3 Carbono disuelto total

El análisis estadístico mostró que existen diferencias significativas en las concentraciones de CDT en el lago El Sol a lo largo del año ($p < 0.001$), con un valor mínimo de 5.0 mg L^{-1} en junio, máximo de 10.4 mg L^{-1} en abril de 2018 y un valor promedio de $6.8 \pm 1.6 \text{ mg L}^{-1}$. De manera similar, las concentraciones de CDT en el lago La Luna fueron diferentes mensualmente ($p < 0.001$), con un valor mínimo de 1.4 mg L^{-1} en agosto de 2018, máximo de 4.5 mg L^{-1} en abril de 2018 y un valor promedio de $2.2 \pm 0.8 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 12). La comparación de las concentraciones de CID entre ambos lagos indicó diferencias significativas ($p < 0.05$), mostrando las concentraciones de CDT en el lago El Sol fueron ~3 veces mayores que en el lago La Luna.

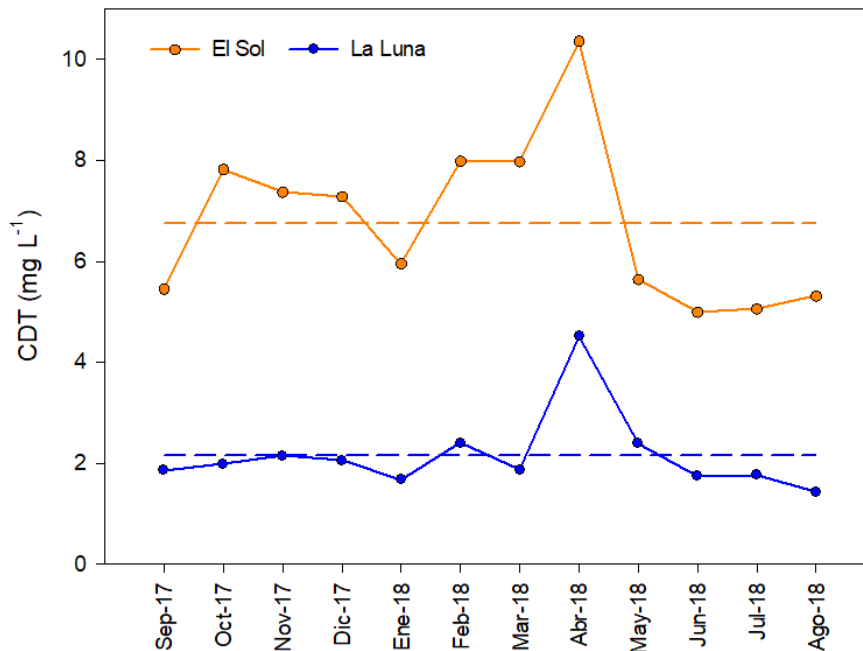


Figura 12. Dinámica temporal de la concentración de carbono disuelto total en el período anual septiembre 2017 – agosto 2018 para los lagos El Sol y La Luna. Las líneas punteadas representan el promedio anual.

9.5 CARBONO PARTICULADO

9.5.1 Carbono orgánico particulado

El análisis estadístico mostró que existen diferencias significativas en las concentraciones de COP en el lago El Sol a lo largo del año ($p < 0.001$), con un valor mínimo de $0.1 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ en julio de 2018, máximo de $0.4 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ en septiembre de 2017 y un valor promedio de $0.3 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$. De manera similar, las concentraciones de COP en el lago La Luna fueron diferentes temporalmente ($p < 0.001$) con un valor mínimo de $0.1 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ en agosto, máximo de $0.3 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ en mayo de 2018 y un valor promedio de $0.2 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 13). La comparación de las concentraciones de COP entre ambos lagos indicó diferencias significativas ($p < 0.05$), el lago El Sol tuvo las mayores concentraciones de COP y fluctuaron entre 0.1 y 0.4 mg L^{-1} (0.3 mg L^{-1}).

Las concentraciones de COP en el lago El Sol superiores al promedio anual se presentaron en septiembre-diciembre de 2017 y de marzo-mayo de 2018 y las concentraciones inferiores al promedio anual corresponden a enero-febrero y junio-agosto de 2018. Por otro lado, las concentraciones de COP en el lago La Luna por encima del promedio anual se registraron en octubre y diciembre de 2017 y febrero-mayo de 2018. Por otro parte, las concentraciones que se localizaron por debajo de la media anual se presentaron en septiembre y noviembre de 2017; enero y junio-agosto de 2018 (Fig. 13).

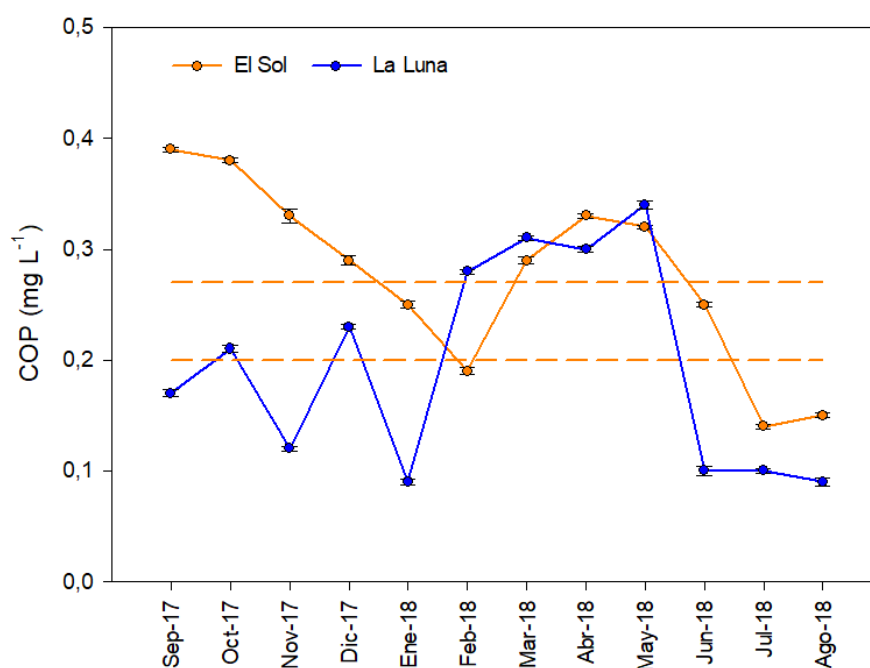


Figura 13. Dinámica de la concentración de carbono orgánico particulado en el período anual septiembre 2017 – agosto 2018 para los lagos El Sol y La Luna. Las líneas punteadas representan el promedio anual.

La dinámica para el COP fue diferente para cada lago. En el lago El Sol se observó una tendencia a la baja desde septiembre de 2017 a febrero de 2018, mientras que en el lago La Luna no se muestra tendencia clara en los primeros meses de estudio (septiembre 2017-enero 2018) con concentraciones que fluctúan por encima y por bajo de la media anual (Figura 13).

9.5.2 Carbono inorgánico particulado

La concentración de CIP estuvo por debajo del límite de detección por lo que las concentraciones de CTP y COP son iguales y por lo tanto, el CIP no es de relevancia para el presente estudio.

9.5.3 Carbono total particulado

El análisis estadístico mostró que existen diferencias significativas en las concentraciones de CTP en el lago El Sol a lo largo del año ($p < 0.001$), con un valor mínimo de $0.1 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ en julio de 2018, máximo de $0.4 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ en septiembre de 2017 y un valor promedio de $0.3 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$. De manera similar, las concentraciones de CTP en el lago La Luna fueron diferentes mensualmente ($p < 0.001$) con un valor mínimo de $0.1 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ en agosto, máximo de $0.3 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ en mayo de 2018 y un valor promedio de $0.2 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 14). La comparación de las concentraciones de CTP entre ambos lagos indicó diferencias significativas ($p < 0.05$), mostrando las concentraciones de CTP en el lago El Sol fueron ~2 veces mayores que en el lago La Luna.

Las concentraciones de CTP en el lago El Sol superiores al promedio anual se presentaron en septiembre-diciembre de 2017 y de marzo-mayo de 2018 y las concentraciones inferiores al promedio anual corresponden a enero-febrero y junio-agosto de 2018. Por otro lado, las concentraciones de CTP en el lago La Luna por encima del promedio anual se registraron en octubre y diciembre de 2017; y febrero-mayo de 2018. Por otro parte, las concentraciones que se localizaron por debajo de la media anual se presentaron en septiembre y noviembre de 2017; enero y junio-agosto de 2018 (Figura 14).

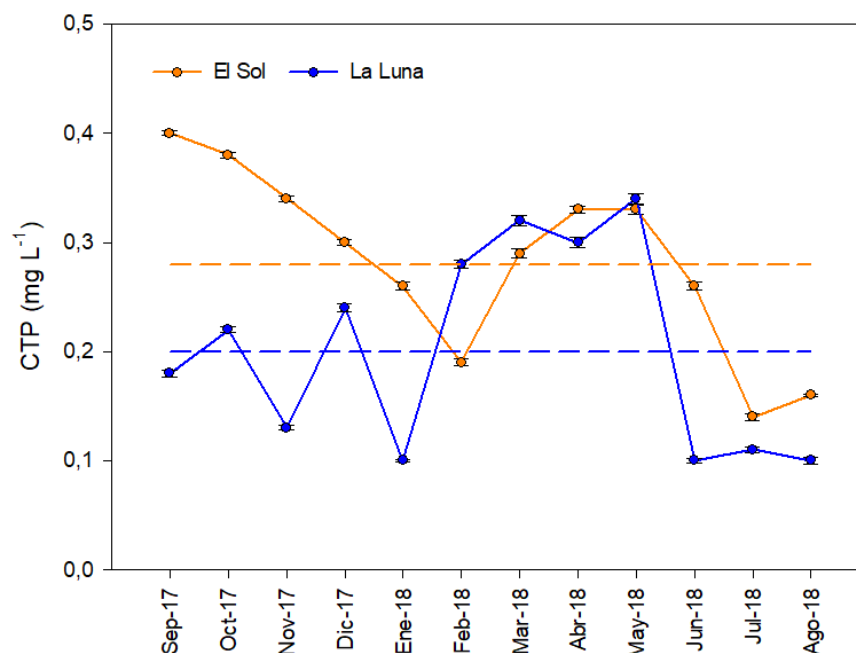


Figura 14. Dinámica temporal de la concentración de carbono total particulado en el período anual septiembre 2017 – agosto 2018 para los lagos El Sol y La Luna. Las líneas punteadas representan el promedio anual.

La dinámica para el CTP fue diferente para cada lago. En El Sol se observó una tendencia a la baja desde septiembre de 2017 a febrero de 2018, mientras que en La Luna no se muestra tendencia clara en los primeros meses de estudio (septiembre 2017-enero 2018), con concentraciones que fluctúan por encima y por bajo de la media anual (Figura 14). Por otra parte, las concentraciones más altas de CTP se presentan en la temporada seca y al inicio de las primeras precipitaciones.

9.6 CARBONO ORGÁNICO TOTAL

El análisis estadístico mostró que existen diferencias significativas en las concentraciones de COT en el lago El Sol a lo largo del año ($p < 0.001$), con un valor mínimo de 2.8 mg L^{-1} en junio, máximo de 5.5 mg L^{-1} en abril de 2018 y un valor promedio de $3.5 \pm 0.7 \text{ mg L}^{-1}$. De manera similar, las concentraciones de COT en el lago La Luna fueron diferentes mensualmente ($p < 0.001$), con un valor mínimo de

0.4 mg L⁻¹ en septiembre de 2018, máximo de 1.0 mg L⁻¹ en abril de 2018 y un valor promedio de 0.6 ± 0.2 mg L⁻¹ (Figura 15). La comparación de las concentraciones de COT entre ambos lagos indicó diferencias significativas (p<0.05), mostrando que las concentraciones de COT en el lago El Sol son ~6 veces mayores que en el lago La Luna.

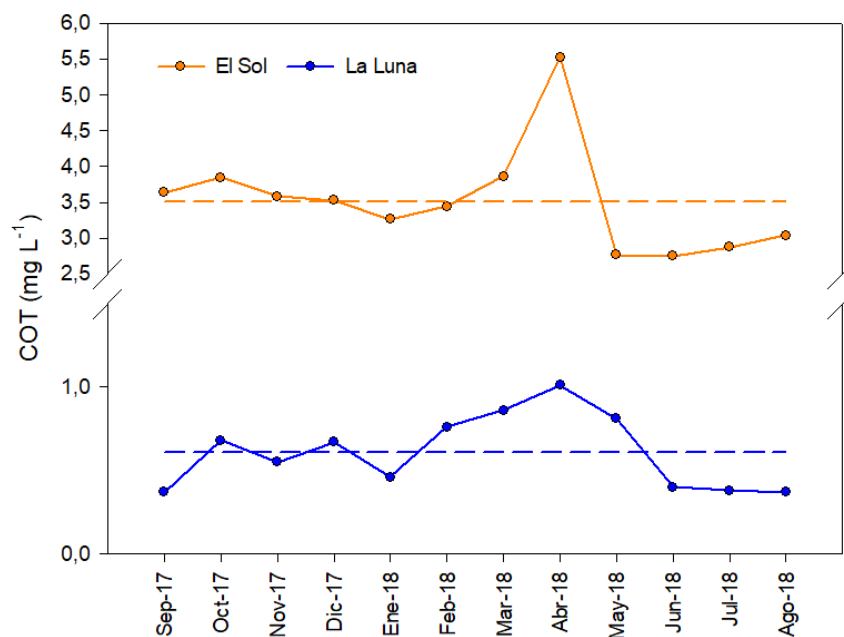


Figura 15. Dinámica temporal de la concentración de carbono orgánico total en el período anual septiembre 2017 – agosto 2018 para los lagos El Sol y La Luna. Las líneas punteadas representan el promedio.

9.7 CARBONO TOTAL

En el lago El Sol, el CID fue la fracción más abundante de CT con un promedio de 3.5 ± 1.0 mg L⁻¹, seguido del COD con una media de 3.3 ± 0.7 mg L⁻¹ y por último de COP con un promedio de 0.3 ± 0.1 mg L⁻¹. (Figura 16).

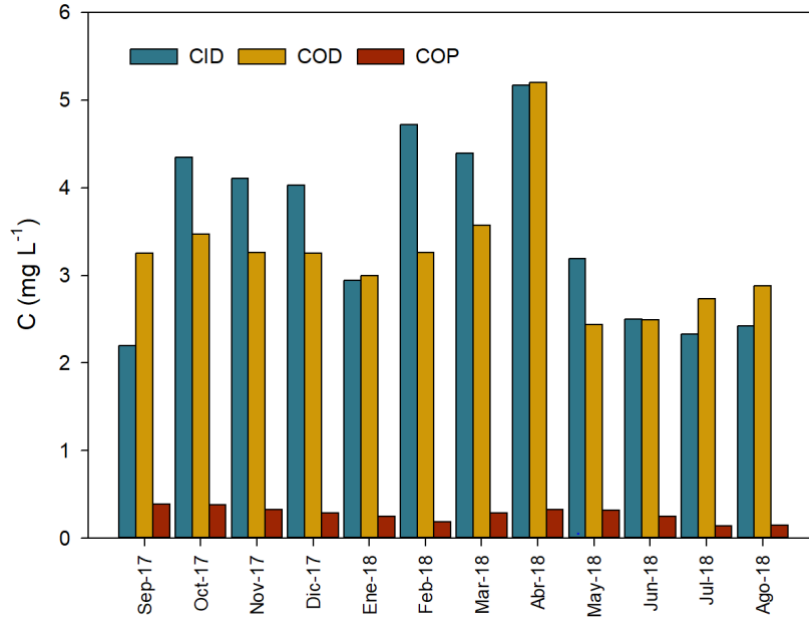


Figura 16. Variación temporal de las especies químicas de C en el período anual septiembre 2017 – agosto 2018 para el lago El Sol.

De igual manera en el lago La Luna, el CID fue la fracción que predominó del CT con un promedio de $1.7 \pm 0.7 \text{ mg L}^{-1}$, seguido del COD con una media de $0.4 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ y finalmente del COP con un promedio de $0.2 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 17).

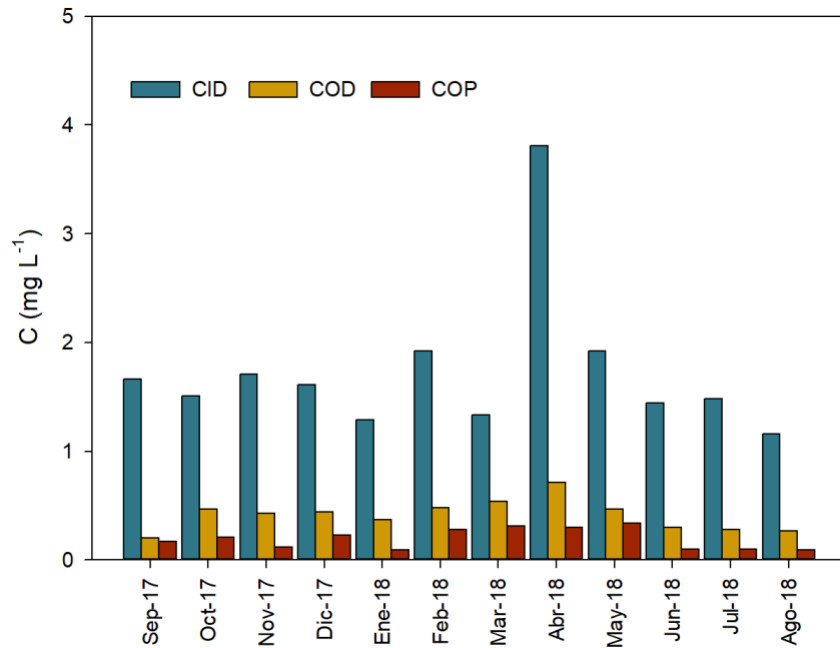


Figura 17. Variación temporal de las especies químicas de C en el período anual septiembre 2017 – agosto 2018 para el lago La Luna.

9.8 CORRELACIONES ENTRE VARIABLES AMBIENTALES Y C

Para el lago El Sol (Tabla 3) se encontraron correlaciones positivas entre el pH y la K_{25} ($p < 0.05$), CID y COD ($p < 0.01$). Por otro lado, se encontró una correlación negativa entre la temperatura y CID ($p < 0.05$).

Tabla 3. Matriz de correlación de Spearman entre variables ambientales y especies químicas de C en el lago El Sol. Las correlaciones significativas ($p < 0.05$) se indican en negritas.

	Temp	OD	pH	K_{25}	Clor-a	SST	COD	CID	COP
Temp									
OD	-0.18								
pH	-0.09	-0.08							
K_{25}	-0.21	-0.43	0.62						
Clor-a	0.49	0.22	0.23	-0.02					
SST	-0.38	0.50	0.53	0.21	0.01				
COD	-0.37	0.29	-0.19	-0.12	0.28	0.04			
CID	-0.62	0.01	0.23	0.20	-0.06	0.17	0.75		
COP	-0.01	0.03	-0.38	-0.49	0.10	-0.17	0.46	0.24	1.00

Para el lago La Luna (Tabla 4) se encontraron correlaciones positivas entre la Clor-a y SST ($p < 0.05$), Clor-a y COP ($p < 0.05$), SST y COD ($p < 0.01$), SST y CID ($p < 0.05$), SST y COP ($p < 0.001$), COP y COD ($p < 0.01$), COP y CID ($p < 0.05$) y una correlación negativa entre la temperatura y el OD ($p < 0.05$).

Tabla 4. Matriz de correlación de Spearman entre variables ambientales y especies químicas de C en el lago La Luna. Las correlaciones significativas ($p < 0.05$) se indican en negritas.

	Temp	OD	pH	K ₂₅	Clor-a	SST	COD	CID	COP
Temp									
OD	-0.60								
pH	0.24	-0.25							
K ₂₅	0.19	-0.51	0.40						
Clor-a	0.17	-0.14	0.39	-0.35					
SST	-0.52	0.23	0.12	-0.44	0.70				
COD	-0.48	0.21	0.32	-0.31	0.50	0.77			
CID	-0.33	-0.19	0.21	-0.01	0.39	0.69	0.49		
COP	-0.27	0.18	0.35	-0.40	0.75	0.89	0.79	0.66	1.00

10 DISCUSIÓN

10.1 VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS

10.1.1 Temperatura

La dinámica temporal de la temperatura del agua de los lagos El Sol y La Luna tiene un comportamiento similar, sin presentar diferencias significativas. Debido a que la temperatura del agua de ambos lagos está definida en gran medida por las condiciones climáticas locales, la circulación de la brisa y las características topográficas (Filonov et al., 2022).

10.1.2 Oxígeno disuelto

Para determinar la concentración de OD se puede establecer una relación inversa con la temperatura del agua. Así, la máxima concentración de oxígeno que puede disolverse en el agua es mayor cuanto menor es la temperatura (Wetzel, 2001), lo cual explica las concentraciones más altas de OD en la época “fría” en ambos lagos (noviembre 2017 – abril de 2018).

10.1.3 Conductividad eléctrica

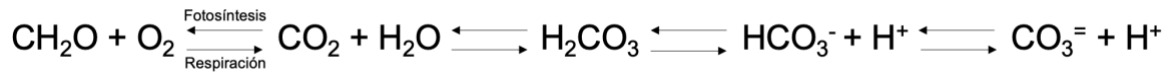
En general se puede decir que la tendencia de variación temporal de K_{25} es similar en ambos lagos. Sin embargo, no parece de importancia limnológica debido a que los valores corresponden a aguas poco mineralizadas ($\leq 60 \mu\text{S cm}^{-1}$) (Roldán y Ramírez, 2008). Por otra parte, la diferencia en la K_{25} entre ambos lagos probablemente por las diferencias en las áreas de sus cuencas de captación (2.6 km^2 en el lago El Sol y 1.1 km^2 en el lago La Luna), lo que facilita un mayor aporte de sustancias minerales al El Sol (Alcocer et al., 2021).

10.1.4 pH

Los lagos de alta montaña tienden a ser naturalmente ácidos, ya que se asientan sobre lechos rocosos cristalinos de baja solubilidad que producen aguas con baja capacidad amortiguadora de ácidos (Catalan et al., 1993). Adicionalmente, numerosos lagos de alta montaña en todo el mundo se han acidificado entre 0.5 y 1 unidad de pH asociado con el problema generalizado de la precipitación ácida (Wuebbles et al., 2017).

Sin embargo, para el período de estudio el pH en ambos lagos (tanto El Sol como La Luna) en lugar de bajar a ámbitos ácidos, aumentó y de manera más notable en la época cálida y lluviosa. Una hipótesis posible es la siguiente: Debido a la escasa reserva alcalina asociada con una baja capacidad de amortiguar el pH (Ibarra et al., 2020), probablemente la actividad fotosintética de la comunidad bentónica en el fondo de los lagos (perifiton o *Aufwuchs*, de mayor importancia en El Sol que en La Luna; Banderas, 1997; Garduño-Solórzano et al., 2020), pudo haber influido en un ambiente más favorable para el metabolismo en general y la fotosíntesis en particular, debido a periodos más prolongados de luz y temperaturas más elevadas. En este caso, una basificación importante del pH en El Sol y apreciable en la Luna se podrían entender por el acoplamiento de los procesos de fotosíntesis/respiración

con el equilibrio del carbono inorgánico, de la siguiente manera (modificado de Cuevas, 2021).



El consumo fotosintético retira el CO₂ del medio, lo que desvía el equilibrio del carbono inorgánico (sección derecha) hacia la izquierda para compensar dicha pérdida; lo anterior hace que desaparezcan hidrogeniones del medio, por lo que el pH puede incrementar incluso fuertemente (como ocurre en El Sol durante la época cálida y lluviosa), ya que no hay suficiente reserva alcalina que amortigüe los cambios de pH.

Cabe mencionar que no podría atribuirse dichos cambios a la actividad fotosintética del fitoplancton en la columna de agua, debido a la oligotrofia y ultraoligotrofia reportadas para los lagos El Sol y La Luna respectivamente (Cuna et al., 2022). Además, como se mencionó anteriormente, los valores más elevados de pH se presentaron en la temporada cálida (Fig. 2), lo cual podría abonar a una mayor actividad fotosintética del perifiton, es decir, a un mayor consumo de CO₂.

10.1.5 Clorofila a

Las concentraciones de Clor-a en los lagos El Sol y La Luna fueron similares a lo reportado para lagos oligotróficos de alta montaña tropicales de la región Andina de Ecuador (Sistema de lagunas del Parque Nacional El Cajas: ~0.3 µg L⁻¹) (Van Colen et al., 2007), así como también para lagos de alta montaña templados (p. ej., lago Morenito, Patagonia: ~0.3 µg L⁻¹; Wägital, Suiza: ~1.5 µg L⁻¹). La diferencia entre las concentraciones de Clor-a en los lagos El Sol y La Luna es debido a la oligotrofia versus la ultraoligotrofia del primero respecto del segundo (Alcocer et al., 2020). Por otra parte, como lo mencionan Alcocer et al. (2014), las concentraciones más altas de Clor-a en el lago El Sol están relacionadas con una mayor concentración de nutrientes, particularmente fósforo (P) y el lago La Luna está mucho más limitado

por fósforo. De acuerdo con la relación Redfield (1958) (N:P = 16:1) calculada en $\text{N-NO}_3/\text{P-HPO}_4$ ambos lagos estarían limitados por P (N:P > 16), el lago La Luna (174) más limitado por P que el lago El Sol (24) (Alcocer et al., 2004), por lo que se esperarían mayores concentraciones de Clor-a en el lago El Sol.

La dinámica temporal de Clor-a en ambos lagos presenta un pico en abril-mayo de 2018, posiblemente debido la entrada de nutrientes (p. ej., HPO_4) a través del derretimiento de nieve en marzo, así como la entrada de nutrientes por la precipitación (Alcocer et al., 2004). Por otra parte, las menores concentraciones de Clor-a en ambos lagos se presentaron en el período frío y seco, que a su vez probablemente sea debido a que la productividad primaria (generadora de Clor-a) está limitada por las bajas temperaturas y disponibilidad de luz.

10.1.6 Sólidos Suspendedos Totales

Las concentraciones de SST en el lago El Sol fueron mayores al lago La Luna, afectando así la transparencia del primero (Alcocer et al., 2020). Las concentraciones de SST dependen de varios factores como el tipo de suelo, la topografía, precipitación y diversas actividades antropogénicas en el área de captación de los lagos. Por lo que se espera que el transporte de SST probablemente refleja la escorrentía estacional en ambos lagos. Además, el ganado y el tráfico humano aumentarían el transporte de TSS debido a la perturbación del suelo (Alcocer et al., 2020), mayormente en el lago El Sol que en La Luna. Por otro lado, la mayor concentración de Clor-a en el lago El Sol ayudaría a explicar una mayor concentración de SST (Alcocer et al., 2020).

10.2 Especies químicas de C

10.2.1 Carbono particulado

Las concentraciones promedio de COP de los lagos El Sol y La Luna ($\sim 0.2 \text{ mg L}^{-1}$) se encuentran en el intervalo (0.1 y 0.3 mg L^{-1}) registrado para otros lagos de alta montaña oligotróficos de la zona templada (Tabla 5).

La diferencia en las concentraciones de COP en el lago El Sol ($0.3 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$) y el lago La Luna ($0.2 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$) posiblemente sean debido a que la concentración de Clor-a en el lago El Sol es ~ 4 veces que en el lago La Luna (Fig. 3), lo que sugiere que la biomasa fitoplanctónica es un indicativo del COP en los lagos. Scully et al. (1994) mencionan en el estudio de 20 lagos canadienses una correlación positiva entre la Clor-a y el COP y determinan que la Clor-a es un indicativo del COP en estos cuerpos acuáticos.

Para definir el origen del COP (alóctono vs autóctono) se emplea la relación COP/Clor-a como un buen indicador de las fuentes de carbono orgánico (Abril et al. 2005). Si la proporción de COP/Clor-a es ~ 50 (30-100; promedio para el fitoplancton), el COP es de origen autóctono, pero si la proporción es > 200 , el COP probablemente se origine de la escorrentía y erosión de la cuenca, esto es, alóctono (Bouillon et al., 2009). El cociente COP/Clor-a promedio en el lago El Sol es 177 ± 72 (70 - 287), lo que sugiere un origen mayoritariamente autóctono. Lo anterior concuerda con lo mencionado por Alcocer et al. (2021) en donde los aportes alóctonos de C hacen una contribución menor ($< 10\%$) en comparación con las fuentes autóctonas en el lago El Sol.

Por otra parte, la concentración de COP en el lago La Luna mostró correlaciones positivas con la Clor-a (Tabla 4). Como se mencionó anteriormente la correlación positiva entre la concentración de COP y Clor-a en el lago La Luna sugiere que la biomasa fitoplanctónica es un indicativo del COP en este cuerpo acuático. Sin embargo, el cociente COP/Clor-a para el lago La Luna es 517 ± 257 (263 - 954), lo cual sugiere que el aporte alóctono de COP es mayor que el aporte autóctono en el lago La Luna. Alcocer et al. (2020) mencionan que existen una mayor concentración de CO de los suelos alrededor del lago La Luna (3.6%) que del lago El Sol (2.6%),

lo cual sugiere que el origen del COP en el lago La Luna es principalmente alóctono. Sin embargo, para confirmar origen del COP, sería necesario emplear isótopos estables, tal como se ha realizado en varios lagos a nivel mundial (Havig et al., 2018; Xu et al., 2020; Zhao et al., 2021; Wang et al., 2022).

La dinámica temporal del COP en el lago El Sol tiene dos picos en sus concentraciones, uno en septiembre de 2017 en (época “lluviosa”) y otro en abril de 2018 (época “seca”) que corresponde al inicio de las primeras precipitaciones de la temporada, esto posiblemente ayude a: i) la remoción de sedimentos y C del fondo del lago, que sugiere un incremento en las concentraciones de Clor-a (Fig 8). Por otra parte, las concentraciones más bajas de COP se presentaron en la temporada seca, lo que se relaciona con las bajas concentraciones de Clor-a en esta época.

Por otra parte, la dinámica temporal de COP en el lago La Luna no tiene una tendencia clara. Sin embargo, se puede evidenciar las mayores concentraciones de COP en la época seca (febrero-abril de 2018) y de igual manera como en el lago El Sol al inicio de las primeras precipitaciones (mayo de 2018) de la temporada de muestreo. De esta manera, se puede mencionar que en el inicio de las primeras precipitaciones (Fig. 3) existe un mayor arrastre del CO edáfico cuenca de drenaje en el lago La Luna, debido a la influencia del COP alóctono en este cuerpo acuático.

10.2.2 Carbono Orgánico Disuelto

Ambos lagos presentaron un comportamiento temporal similar. En este contexto, Sobek et al. (2007) mencionan que eventos climáticos extremos afectan tanto a la producción como a la movilización de C orgánico del suelo y al equilibrio hidrológico de los lagos y, por lo tanto, desempeña un papel importante en la regulación de las concentraciones del COD en los cuerpos acuáticos. Este hecho ayudaría a corroborar la premisa de que se encontraron las mayores concentraciones de COD en ambos lagos, asociadas al inicio de las precipitaciones (abril de 2018) (SMN, 2018), lo cual implicaría un mayor arrastre y lavado del CO edáfico de la cuenca de drenaje (lago El Sol > lago La Luna). Sin embargo, siguen siendo valores bajos en

la concentración de COD debido a que el grupo de suelos dominante es el Leptosol, formados por andesitas y dacitas (55 a 67% de SiO₂; 1.5 a 3.5% de MgO) (García-Palomo et al., 2002), caracterizado por ser someros (~5 cm de profundidad), pedregosos, poco desarrollados y con baja cantidad de materia orgánica (Alcocer et al., 2020). Como lo mencionan Sommaruga et al. (1999) para el estudio del lago de alta montaña Gossenköllesee en los Alpes Austríacos, en la cual se encontró una baja concentración de COD asociada la baja cantidad de materia orgánica en la cuenca de drenaje de este cuerpo acuático. Por otra parte, McKnight et al. (1997) encontraron que la concentración de COD en el lago Sky Pond a 3,320 m s.n.m., cerca de la timberline y con vegetación escasa en su cuenca de captación (0.4 mg L⁻¹) fue menor que en el cercano lago The Lonch a 3,048 m s.n.m. que se encuentra rodeado de suelos forestales (0.7 mg L⁻¹).

La diferencia en las concentraciones de COD entre los lagos El Sol y La Luna se debe, posiblemente, a los siguientes factores: i) el mayor volumen del lago El Sol respecto al lago La Luna, como lo mencionan Toming et al. (2020) para el estudio de la predicción de COD en lagos a nivel mundial, en donde se encontraron correlaciones positivas entre el volumen de los lagos menores a 1 Km³ y la concentración de COD. ii) La oligotrofia del lago El Sol versus la ultraoligotrofia del lago La Luna, Song et al. (2018) mencionan que lagos menos productivos tienen concentraciones bajas de COD con respecto a lagos más productivos. La relación COD/COP en la mayoría de los lagos oligotróficos a nivel mundial varían entre 6:1 y 10:1 (Wetzel, 2001); esta proporción refleja sus características ambientales e hidrológicas. Así, las proporciones de COD/COP encontradas en el lago El Sol y La Luna son de 13:1 y 2:1, respectivamente, la proporción disminuye en el lago La Luna debido a la ultraoligotrofia de este cuerpo acuático. Esto es similar a lo que mencionan Calasans et al. (2003) para el lago Cima en Brasil. Y iii) la introducción de la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) (Cuna et al., 2015) en el lago El Sol, Koizumi et al. (2018) mencionan que un incremento de lobina negra en el lago Long, Michigan, se relacionó con un incremento en la concentración de COD. Sin embargo, varios estudios realizados en lagos templados de Europa (p. ej., Karlson

et al., 2009; Finstad et al., 2014; Benoît et al., 2016 y Craig et al., 2015) determinaron una correlación negativa entre la concentración de COD y la tasa de crecimiento y abundancia de peces. Esto principalmente porque la relación entre la concentración de COD y la productividad de los peces no es simple o lineal cuando se observa a lo largo del tiempo y se requiere más investigaciones para comprender completamente el mecanismo que impulsa los cambios relacionados con el COD en la productividad de los peces (Koizumi et al., 2018).

Las concentraciones promedio de COD en los lagos El Sol y La Luna fueron 3.3 ± 1.0 y 0.4 ± 0.1 mg L⁻¹, respectivamente; estas concentraciones son inferiores a la media global para sistemas lénticos de 5.7 mg L⁻¹ (Sobek et al., 2007). Por otra parte, los lagos de la zona tropical suelen tener valores de COD entre 0.1 y 20 mg L⁻¹ con valores promedio de 2.1 mg L⁻¹ en África, 3.6 mg L⁻¹ en Asia, 3.5 mg L⁻¹ en Oceanía y 3.4 mg L⁻¹ en las Américas (Toming et al., 2020). En lagos de alta montaña tropicales, las concentraciones de COD suelen ser bajas debido a que, como se mencionó anteriormente, presentan suelos con baja cantidad de carbono orgánico, como es el caso de los lagos El Sol y La Luna (Alcocer et al., 2020).

Otros lagos de alta montaña tropicales reportan valores similares de COD a los medidos en este estudio (Tabla 5). Por ejemplo, con un promedio de 1.2 mg L⁻¹ en 26 lagos de la zona andina de Bolivia (Aguilera et al., 2013) y un promedio de 3.8 mg L⁻¹ para 31 lagos de Ecuador (Van Colen et al., 2017) en lagos con baja cantidad de CO edáfico en la cuenca de drenaje.

10.2.3 Carbono Inorgánico Disuelto

El CID fue la especie de C dominante en los lagos El Sol y La Luna con un promedio de 3.5 ± 1.0 y 1.7 ± 0.7 mg L⁻¹, respectivamente (Fig. 11). La variabilidad de las concentraciones de CID depende principalmente de la hidrología (precipitación contra evaporación) y la litología (Huang et al., 2012). De acuerdo con Bade et al.

(2004) en el estudio de 32 lagos de alta montaña templados en el Norte de Wisconsin, Estados Unidos, el promedio de la concentración de CID (como bicarbonatos) es $\sim 440 \mu\text{mol L}^{-1}$ ($\sim 5.3 \text{ mg L}^{-1}$), valor más elevado que el promedio del CID de los lagos El Sol y La Luna. Sin embargo, el CID coincide con lo mencionado por el mismo autor para lagos oligotróficos (p. ej., lago East Long $\sim 95.0 \mu\text{mol L}^{-1} = 1.1 \text{ mg L}^{-1}$; lago Hummingbird $\sim 191. \mu\text{mol L}^{-1} = 2.3 \text{ mg L}^{-1}$; lago Mary $\sim 96.0 \mu\text{mol L}^{-1} = 1.2 \text{ mg L}^{-1}$; lago Paul $\sim 94 \mu\text{mol L}^{-1} = 1.1 \text{ mg L}^{-1}$) (Tabla 5). Los valores de las concentraciones de CID reportadas en este estudio corresponden a valores mencionados para terrenos volcánicos (cuencas no carbonatadas) que tienen concentraciones de CID $< 10 \text{ mg L}^{-1}$ y se origina principalmente a partir de CO_2 atmosférico Meybeck (2006).

La diferencia en las concentraciones de CID entre ambos lagos, como se mencionó anteriormente, esto se puede deber a la mayor área de captación en el lago El Sol que en el lago La Luna, permitiendo un mayor aporte atmosférico de CO_2 en el primero. Esto concuerda con las diferencias en las concentraciones de CID en los lagos (El Sol $>$ La Luna) mencionadas por Jamet-Ardiles et al. (2019) con un promedio de 34 mg L^{-1} para el lago El Sol y 22 mg L^{-1} para el lago La Luna.

La dinámica temporal para el CID fue similar en ambos lagos. De esta manera, los valores más altos en ambos se presentan en la época seca. La concentración de CID no se correlacionó significativamente con el pH a lo largo de todo el período anual. Sin embargo, se podría tener una hipótesis de los altos valores de CID en la temporada seca, esto principalmente por un efecto de concentración de CID debido a las bajas precipitaciones y mayor evapotranspiración (Myrbo y Shapley, 2006). Por otra parte, las concentraciones más bajas de CID se presentaron en la temporada lluviosa, en donde se evidenció un incremento de la concentración de Clor-a (Fig. 7) en ambos lagos, por lo cual se esperaría un mayor consumo de CO_2 por la actividad fotosintética en esta temporada.

Tabla 5. Comparación de las concentraciones de C en El Sol y La Luna para el período anual (septiembre 2017-septiembre 2018) con otros sistemas lénticos, cuando hay promedios de las concentraciones se encuentran en paréntesis.

Cuerpo acuático	País	COD (mg L ⁻¹)	Ref	CID (mg L ⁻¹)	Ref	COP (mg L ⁻¹)	Ref
El Sol	México	2.4-5.2 (3.3)	Este estudio	2.2-5.2 (3.3)	Este estudio	0.1-0.4 (0.3)	Este estudio
East Long	Estados Unidos	-	-	1.1	Bade et al. (2004)	-	-
Hummingbird	Estados Unidos	-	-	2.3	Bade et al. (2004)	-	-
La Luna	México	0.2-0.7 (0.4)	Este estudio	1.2-3.8 (1.7)	Este estudio	0.1-0.3 (0.2)	Este estudio
Lagos Alpinos	Austria	0.4	Sommaruga y Psenner (1997)	-	-	-	-
Lagos Oligotróficos	China	7.6	Sobek et al. (2007)	-	-	-	-
Lagos Pirineos	España	3.1	Laurion et al. (2000)	-	-	-	-
Lagos Tiroleses	Austria e Italia	1.1	Laurion et al. (2000)	-	-	-	-
LAM Andinos	Bolivia	1.2	Aguilera et al. (2013)	-	-	-	-
LAM Andinos	Ecuador	3.8	Van Colen et al. (2017)	-	-	-	-
LAM Austriacos	Austria	0.3-3.5 (1.9)	Sommaruga et al. (1999)	-	-	-	-
Little Hawk	Canadá	2.4	Scully et al. (1994)	-	-	0.2	Scully et al. (1994)
Mary	Estados Unidos	-	-	1.2	Bade et al. (2004)	-	-
Paul	Estados Unidos	-	-	1.1	Bade et al. (2004)	-	-
Pipit	Canadá	1.6	Scully et al. (1994)	-	-	0.1	Scully et al. (1994)
Piramide Superior	Nepal	1.2	Bertoni et al., (1998)	-	-	0.1	Bertoni et al. (1998)
Redó	España	-	-	1.1	Ventura et al. (2000)	-	-
Silver	Canadá	0.5	Scully et al. (1994)	-	-	0.2	Scully et al. (1994)
Sky Ponch	Estados Unidos	0.4	McKnight et al. (1997)	-	-	-	-
The Lonch	Estados Unidos	0.7	McKnight et al. (1997)	-	-	-	-
Tilitso	Nepal	-	-	-	-	0.1	Aizaki et al. (1987)

COD= Carbono orgánico disuelto, CID= Carbono Inorgánico Disuelto, COP= Carbono Orgánico Particulado, Ref = referencia.

11 CONCLUSIONES

1. La concentración de COP en el lago El Sol fluctuó entre 0.1 y 0.4 mg L⁻¹ y en el lago La Luna de 0.1 a 0.3 mg L⁻¹. Aunque la dinámica temporal de COP en ambos lagos fue diferente, las concentraciones mayores de COP se presentaron en la época seca y al inicio de las primeras precipitaciones debidas, probablemente, al arrastre de CO edáfico de la cuenca de drenaje. Por otra parte, las concentraciones de COD en el lago El Sol fluctuaron entre 2.4 a 5.2 mg L⁻¹ y en el lago La Luna entre 0.2 y 0.7 mg L⁻¹, asociado a la mayor productividad primaria del primero. Por otra parte, la dinámica temporal fue similar en ambos lagos con las concentraciones más elevadas en la temporada seca y los valores más bajos en la temporada cálida lluviosa, posiblemente por el incremento de la actividad fotosintética de la comunidad del perifiton, que podría estar relacionada con la basificación considerable en El Sol y notable en La Luna (considerando que la comunidad perifítica del fondo del lago está mucho más desarrollada en El Sol que en La Luna).
2. La concentración de Clor-a y SST fluctuaron entre 1.1 a 1.7 µg L⁻¹ y 1.3 a 2.6 mg L⁻¹; y 0.1 a 1.2 µg L⁻¹ y 0.3 a 0.9 mg L⁻¹ en los lagos El Sol y La Luna, respectivamente. El pH tendió a basificarse en ambos lagos en la época lluviosa, resultado probable de una mayor actividad fotosintética de los productores primarios.
3. Las concentraciones de COP, COD y CID fueron mayores en el lago El Sol comparadas con el lago La Luna; lo anterior posiblemente se debe a que el área de captación y volumen del primero es ~3 y ~9 veces mayor, respectivamente, que en el lago La Luna. Los valores de COP y COD son similares a lo reportado para lagos de alta montaña templados oligotróficos (p. ej., Sky Ponch, The Lonch), fríos, de pH ácido, con bajo contenido de sales minerales, nutrientes y baja productividad primaria. Asimismo, para los LAM tropicales Andinos en Bolivia y Ecuador. Las concentraciones de CID

son similares a lo reportado para LAM templados y de origen volcánico (cuencas no carbonatadas) y originados principalmente por CO₂ atmosférico.

12 PERSPECTIVAS FUTURAS

1. Tomar muestras de la superficie y fondo de todas las especies químicas de C con el fin de establecer diferencias entre la parte somera y más profunda de cada lago y así tener una perspectiva más amplia de la relación de estas especies químicas y las variables fisicoquímicas de cada cuerpo acuático.
2. Realizar estudios que lleven a dilucidar el papel de la comunidad perifítica (*Aufwuchs*) de los lagos El Sol y La Luna, para entender mejor cuál sería la posible influencia en la dinámica temporal del pH y de la concentración de CID en ambos lagos.
3. Realizar estudios de isótopos estables para verificar el origen de todas las especies químicas de C y determinar el origen tanto de la fracción de carbono orgánico y carbono inorgánico en los lagos del Nevado de Toluca.

13 BIBLIOGRAFÍA

Abril, G., Guérin, F., Richard, S., Delmas, R., Galy-Lacaux, C., Gosse, P., ... & Matvienko, B. (2005). Carbon dioxide and methane emissions and the carbon 53an53et of a 10-year old tropical reservoir (Petit Saut, French Guiana). *Global biogeochemical cycles*, 19(4), 1-16. <https://doi.org/10.1029/2005GB002457>.

Aceves-Quesada, J.F. (1996). *Geología y geomorfología de Nevado de Toluca: México D.F., Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias, Tesis de maestría, 116 pp.*

Adams, M. S., Guilizzoni, P., & Adams, S. (1978). Relationship of dissolved inorganic carbon to macrophyte photosynthesis in some Italian lakes 1. *Limnology and Oceanography*, 23(5), 912-919. <https://doi.org/10.4319/lo.1978.23.5.0912>.

Adrian, R., O'Reilly, C.M., Zagarese, H., Baines, S.B., Hessen, D.O., Keller, W., Livingstone, D., Sommaruga, R., Straile, D., Van Donk, E., Weyhenmeyer, G., Winder, M., 2009. Lakes as sentinels of climate change. *Limnol. Oceanogr.* 54 (6), 2283–2297. https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2283.

Aizaki, M., Terashima, A., Nakahara, H., Nishio, T., & Ishida, Y. (1987). Trophic status of Tilitso, a high altitude Himalayan Lake. *Hydrobiologia*, 153(3), 217-224. <https://doi.org/10.1007/BF00007208>.

Aguilera, X., Lazzaro, X., & Coronel, J. S. (2013). Tropical high-altitude Andean lakes located above the tree line attenuate UV-A radiation more strongly than typical temperate alpine lakes. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 12(9), 1649-1657. <https://doi.org/10.1039/c3pp25285j>.

Alcocer, J., Oseguera, L. A., Escobar, E., Peralta, L., & Lugo, A. (2004). Phytoplankton biomass and water chemistry in two high-mountain Tropical Lakes in central Mexico. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 36(3), 342–346.

[https://doi.org/10.1657/1523-0430\(2004\)036\[0342:PBAWCI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1657/1523-0430(2004)036[0342:PBAWCI]2.0.CO;2).

Alcocer, J., Escobar, E., Oseguera, A., & Ardiles, V. (2012). El almacén de carbono orgánico particulado en los sedimentos de un lago oligotrófico tropical.

Alcocer, J., Ruiz-Fernández, A.C., Escobar, E., Pérez-Bernal, L.H., Oseguera, L.A., & Ardiles-Gloria, V. (2014). Deposition, burial and sequestration of carbon in an oligotrophic, tropical lake. *J. Limnol.* 73 (2), 21–33.

Alcocer, J., Caballero, M., Ruiz-Fernández, A., Oseguera-Pérez, L., Sánchez-Cabeza, J., Cuevas-Lara, D., & Soria-Reinoso, I. (2019). Ecosistemas Acuáticos Epicontinentales. En F. Paz-Pellat, R. Hernández-Ayón, & A. Velázquez-Rodríguez (Eds.), *Estado del Ciclo del Carbono: Agenda Azul y Verde. Programa Mexicano del Carbono* (Capítulo 15, p. 716).

Alcocer, Javier, Ruiz-Fernández, A. C., Oseguera, L. A., Caballero, M., Sanchez-Cabeza, J.-A., Pérez-Bernal, L. H., & Hernández-Rivera, D. M. (2020). Sediment carbon storage increases in tropical oligotrophic high-mountain lakes. *Anthropocene*, 32, 100272. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2020.100272>.

Alcocer, Javier, Oseguera, L. A., Ibarra-Morales, D., Escobar, E., & García-Cid, L. (2021). Responses of Benthic Macroinvertebrate Communities of Two Tropical, High-Mountain Lakes to Climate Change and Deacidification. *Diversity*, 13(6), 243. <https://doi.org/10.3390/d13060243>.

Arar, E. J., & Collins, G. B. (1997). Method 445.0 In Vitro Determination of Chlorophyll a and Pheophytin in Marine and Freshwater Algae by Fluorescence. U.S. Environmental Protection Agency.

Armienta, M. A., De La Cruz-Reyna, D. la S., & Macías, J. L. (2000). Chemical characteristics of the crater lakes of Popocatepetl, El Chichon, and Nevado de Toluca volcanoes, Mexico. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 97, 105–125.

[https://doi.org/10.1016/S0377-0273\(99\)00157-2](https://doi.org/10.1016/S0377-0273(99)00157-2).

Bade, D. L., Carpenter, S. R., Cole, J. J., Hanson, P. C., & Hesslein, R. H. (2004). Controls of $\delta^{13}\text{C}$ -DIC in lakes: Geochemistry, lake metabolism, and morphometry. *Limnology and Oceanography*, 49(4), 1160-1172. <https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.4.1160>.

Banderas-Tarabay, A. G. (1997). Phycoflora of the tropical high-mountain lake El Sol, Central Mexico, and some biogeographical relationships. *Hydrobiologia*, 354(1), 17-40. <https://doi.org/10.1023/A:1003082500767>.

Benoît, P. O., Beisner, B. E., & Solomon, C. T. (2016). Growth rate and abundance of common fishes is negatively related to dissolved organic carbon concentration in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73(8), 1230-1236. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2015-0340>.

Bertoni, R., Callieri, C., & Contesini, M. (1998). Organic carbon and microorganisms in two Nepalese lakes. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, 57, 99-106.

Bouillon, S., Abril, G., Borges, A. V., Dehairs, F., Govers, G., Hughes, H. J., ... & Middelburg, J. J. (2009). Distribution, origin and cycling of carbon in the Tana River (Kenya): a dry season basin-scale survey from headwaters to the delta. *Biogeosciences*, 6(11), 2475-2493. <https://doi.org/10.5194/bg-6-2475-2009>.

Butman, D., & Raymond, P. A. 2011. Significant efflux of carbon dioxide from streams and rivers in the United States. *Nature Geoscience*, 4(12), 839–842. <https://doi.org/10.1038/ngeo1294>.

Buytaert, W., Célleri, R., De Bièvre, B., Cisneros, F., Wyseure, G., Deckers, J., & Hofstede, R. (2006). Human impact on the hydrology of the Andean páramos. *Earth-Science Reviews*, 79(1-2), 53-72. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2006.06.002>.

Calasans, C., Pedrosa, P., & Rezende, C. E. (2003). Annual dynamics of dissolved and particulate organic matter (C and N) in a sub-tropical fluvial-lacustrine system (Cima Lake-Brazil). *Geochimica Brasiliensis*, 17(1).

Camarero, L., Rogora, M., Mosello, R., Anderson, N. J., Barbieri, A., Botev, I., ... & Wright, R. F. (2009). Regionalisation of chemical variability in European mountain lakes. *Freshwater Biology*, 54(12), 2452-2469. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02296.x>.

Catalan, J., Ballesteros, E., Gacia, E., Palau, A., & Camarero, L. (1993). Chemical composition of disturbed and undisturbed high-mountain lakes in the Pyrenees: a reference for acidified sites. *Water research*, 27(1), 133-141. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(93\)90203-T](https://doi.org/10.1016/0043-1354(93)90203-T).

Catalan, J., & Donato Rondón, J. C. (2016). Perspectives for an integrated understanding of tropical and temperate high-mountain lakes. *Journal of Limnology*, 75(1S), 215–234. <http://dx.doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1372>.

Ceppi, P., S.C. Scherrer, A.M. Fischer & C. Appenzeller. (2012). Revisiting Swiss temperature trends 1959–2008. *International Journal of Climatology*, 32 (2), 203-213. <https://doi.org/10.1002/joc.2260>.

Charles, D. F. (1990). Effects of acidic deposition on North American lakes: palaeolimnological evidence from diatoms and chrysophytes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, 327(1240), 403-412. <https://doi.org/10.1098/rstb.1990.0082>.

Clow, D., Striegl, R., Nanus, L., Mast, M. A., Campbell, D., & Krabbenhoft, D. 2002. Chemistry of Selected High-Elevation Lakes in Seven National Parks in the Western United States. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 2(2), 139–164. <https://doi.org/10.1023/A:1020102608378>.

Clow, D. W., Stackpoole, S. M., Verdin, K. L., Butman, D. E., Zhu, Z., Krabbenhoft,

D. P., & Striegl, R. G. (2015). Organic Carbon Burial in Lakes and Reservoirs of the Conterminous United States. *Environmental Science and Technology*, 49(13), 7614–7622. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00373>.

Cole, J. J., Prairie, Y. T., Caraco, N. F., McDowell, W. H., Tranvik, L. J., Striegl, R. G., ... Melack, J. (2007). Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, 10(1), 171–184. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9013-8>.

Craig, N., Jones, S. E., Weidel, B. C., & Solomon, C. T. (2015). Habitat, not resource availability, limits consumer production in lake ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 60(6), 2079-2089. <https://doi.org/10.1002/lno.10153>.

Cuevas, H. (2021). Evaluación de los aspectos ambientales que influyen el estado trófico de los lagos someros de la Cantera Oriente, REPSA C.U. Tesis (Doctorado) PCMyL-UNAM 138pp.

Cuna, E., Caballero, M., Zawisza, E., & Ruiz, C. (2015). Historia ambiental de un lago alpino en el centro de México (1230-2010). *TIP Revista Especializada En Ciencias Químico-Biológicas*, 18:97–106.

Cuna, E., Alcocer, J., Gaytán, M., & Caballero, M. (2022). Phytoplankton Biodiversity in Two Tropical, High Mountain Lakes in Central Mexico. *Diversity*, 14(1), 42. <https://doi.org/10.3390/d14010042>.

Dickson, A., Sabine, C., & Christian, J. (2007a). Guide to Best Practices for Ocean CO₂ Measurements. En *North Pacific Marine Science Organization* (Vol. 3).

Dickson, A., Sabine, C., & Christian, J. (2007b). Guide to Best Practices for Ocean CO₂ Measurements (PICES Spec).

Dlugokencky, E. and Tans, P.: Trends in atmospheric carbon dioxide, National

Oceanic and Atmospheric Administration, Earth System Research Laboratory (NOAA/ESRL), <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/global.html>.

Eckert, W., Didenko, J., Uri, E., & Eldar, D. (2003). Spatial and temporal variability of particulate phosphorus fractions in seston and sediments of Lake Kinneret under changing loading scenario. *Hydrobiologia*, 494, 223–229. https://doi.org/10.1007/978-94-017-3366-3_30.

Filonov, A., del Refugio Barba-López, M., Ladah, L., Tereshchenko, I., Palacios-Hernández, E., Alcocer, J., & Ávalos-Cueva, D. (2022). The dynamics and temperature regime of the crater lakes in the Nevado de Toluca volcano, Mexico. *Limnologica*, 92, 125938. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2021.125938>.

Finstad, A. G., Helland, I. P., Ugedal, O., Hesthagen, T., & Hessen, D. O. (2014). Unimodal response of fish yield to dissolved organic carbon. *Ecology letters*, 17(1), 36-43. <https://doi.org/10.1111/ele.12201>.

Galy, V., Peucker-Ehrenbrink, B., & Eglinton, T. (2015). Global carbon export from the terrestrial biosphere controlled by erosion. *Nature*, 521(7551), 204–207. <https://doi.org/10.1038/nature14400>.

García, E. (1988). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen: México. Offset Larios.

García-Palomo, A., Macías, J. L., Arce, J. L., Capra, L., Garduño, V. H., & Espíndola, J. M. (2002). Geology of Nevado de Toluca Volcano and surrounding areas, central Mexico. Geological Society of America Map and Chart Series, MCH089, 1–26.

Garduño-Solórzano, G., Martínez-García, M., Scotta Hentschke, G., Lopes, G., Castelo Branco, R., Vasconcelos, V. M. O., ... & Quintanar-Zúñiga, R. E. (2021). The phylogenetic placement of *Temnogametum* (Zygnemataceae) and description of *Temnogametum iztacalense* sp. nov., from a tropical high mountain lake in

Mexico. *European Journal of Phycology*, 56(2), 159-173.
<https://doi.org/10.1080/09670262.2020.1789226>.

Godin, P., Macdonald, R. W., Kuzyk, Z. Z. A., Goñi, M. A., & Stern, G. A. (2017). Organic matter compositions of rivers draining into Hudson Bay: Present-day trends and potential as recorders of future climate change. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 122(7), 1848–1869.
<https://doi.org/10.1002/2016JG003569>.

Havig, J. R., Hamilton, T. L., McCormick, M., McClure, B., Sowers, T., Wegter, B., & Kump, L. R. (2018). Water column and sediment stable carbon isotope biogeochemistry of permanently redox-stratified Fayetteville Green Lake, New York, USA. *Limnology and Oceanography*, 63(2), 570-587.
<https://doi.org/10.1002/lno.10649>.

Held, I. M., & Soden, B. J. (2006). Robust responses of the hydrological cycle to global warming. *Journal of climate*, 19(21), 5686-5699.
<https://doi.org/10.1175/JCLI3990.1>.

Hernández de la Torre, B., & Gaxiola Castro, G. (2007). Carbono en ecosistemas acuáticos de México (No. Sirsi) 9789688178553).

Hessen, D. O., Ågren, G. I., Anderson, T. R., Elser, J. J., & De Ruiter, P. C. (2004). Carbon sequestration in ecosystems: the role of stoichiometry. *Ecology*, 85(5), 1179-1192. <https://doi.org/10.1890/02-0251>.

Huang, T. H., Fu, Y. H., Pan, P. Y., & Chen, C. T. A. (2012). Fluvial carbon fluxes in tropical rivers. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(2), 162-169.
<https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.02.004>.

Ibarra, D., Alcocer, J., Oseguera, L., & Merino-Ibarra, M. (2015). Dinámica limnológica estacional e interanual de dos lagos tropicales de alta montaña en el centro de México. En *Tendencias de Investigación en Limnología Tropical*:

Perspectivas Universitarias en Latinoamérica.

Ibarra-Morales, D., Alcocer, J., Oseguera, L. A., & Sosa-Echeverría, R. (2020). Bulk Deposition and Main Ionic Composition in a Remote Tropical Region: Nevado de Toluca, Mexico. *Water, Air, and Soil Pollution*, 231(8).

Ibarra-Morales, D. (2021) Influencia del depósito atmosférico y la cuenca de captación sobre la dinámica de las características fisicoquímicas del agua de los lagos tropicales de alta montaña El Sol y La Luna, Nevado de Toluca, México. Tesis (Doctorado) PCMyL-UNAM 98pp.

IPCC, (2018): Summary for Policymakers. In: *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, Maycock, M. Tignor and T. Waterfield (eds.)]. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, 32 pp.

Jamet-Ardiles, I., Alcocer, J., Ibarra-Morales, D., Oseguera, L.A., Cortés-Guzmán, D. & Cuevas-Lara, D. (2019). Dinámica del carbono inorgánico disuelto en dos lagos tropicales de alta montaña. En: Paz-Pellat, F., Velázquez, A., Rojo, M. (Eds.), *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono sus Interacciones en México*, pp. 325–331 Síntesis a 2019. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro Nayarita de Innovación y Transferencia de Tecnología, Universidad Autónoma de Nayarit, Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Nayarit y Stanford University - México Economía Limpia 2050- USAID. Texcoco, Estado de México, México. 541 pp.

Karlsson, J., Byström, P., Ask, J., Ask, P., Persson, L., & Jansson, M. (2009). Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. *Nature*, 460(7254), 506-509. <https://doi.org/10.1038/nature08179>.

Keresztesi, Á., Birsan, M. V., Nita, I. A., Bodor, Z., & Szép, R. (2019). Assessing the neutralisation, wet deposition and source contributions of the precipitation chemistry over Europe during 2000–2017. *Environmental Sciences Europe*, 31(1), 1-15. <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0234-9>.

Koizumi, S., Craig, N., Zwart, J. A., Kelly, P. T., Ziegler, J. P., Weidel, B. C., ... & Solomon, C. T. (2018). Experimental whole-lake dissolved organic carbon increase alters fish diet and density but not growth or productivity. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 75(11), 1859-1867. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2017-0283>.

Kortelainen, P. (1993). Content of total organic carbon in Finnish lakes and its relationship to catchment characteristics. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50(7), 1477-1483. <https://doi.org/10.1139/f93-168>.

Laurion, I., Ventura, M., Catalan, J., Psenner, R., & Sommaruga, R. (2000). Attenuation of ultraviolet radiation in mountain lakes: Factors controlling the among- and within-lake variability. *Limnology and Oceanography*, 45(6), 1274-1288. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.6.1274>.

Le Quéré, C., Moriarty, R., Andrew, R. M., Peters, G. P., Ciais, P., Friedlingstein, P., ... & Zeng, N. (2015). Global carbon budget 2014. *Earth System Science Data*, 7(1), 47–85. <https://doi.org/10.5194/essd-7-47-2015>, 2015.

Le Quéré, C., Andrew, R. M., Friedlingstein, P., Sitch, S., Hauck, J., Pongratz, J., ... & Zheng, B. (2018). Global carbon budget 2018. *Earth System Science Data*, 10(4), 2141-2194. <https://doi.org/10.5194/essd-10-2141-2018>.

Lewis, W. M. (1996). Tropical lakes: how latitude makes a difference. *Perspectives*

in *Tropical Limnology*, 43–64.

Liu, X., Cheng, Z., Yan, L., & Yin, Z. Y. (2009). Elevation dependency of recent and future minimum surface air temperature trends in the Tibetan Plateau and its surroundings. *Global and Planetary Change*, 68(3), 164.

Löffler, H. (1966). Tropical high mountain lakes. Their distribution, ecology and zoogeographical importance, 9, 57-76.

Löffler, H. (1972). Contribution to the Limnology of High Mountain Lakes in Central America. *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie*, 57(3), 397–408. <https://doi.org/10.1002/iroh.19720570304>.

Macías, J. (2005). Geología e historia eruptiva de algunos de los grandes volcanes activos de México. *Boletín de La Sociedad Geológica Mexicana*, 57(3), 379–424. <https://doi.org/10.18268/bsgm2005v57n3a6>.

McKnight, D. M., Harnish, R., Wershaw, R. L., Baron, J. S., & Schiff, S. (1997). Chemical characteristics of particulate, colloidal, and dissolved organic material in Loch Vale Watershed, Rocky Mountain National Park. *Biogeochemistry*, 36(1), 99-124. <https://doi.org/10.1023/A:1005783812730>.

Meybeck, M. (2006). Origins and Behaviors of Carbon Species in World Rivers. En E. J. Roose, R. Lal, C. Feller, B. Barthes, yB. A. Stewart (Eds.), *Soil erosion and carbon dynamics* (pp. 209–235). New York: Taylor yFrancis Group, LLC.

Moser, K. A., Baron, J. S., Brahney, J., Oleksy, I. A., Saros, J. E., Hundey, E. J., ... & Smol, J. P. (2019). Mountain lakes: Eyes on global environmental change. *Global and Planetary Change*, 178, 77-95. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2019.04.001>.

Myrbo, A., & Shapley, M. D. (2006). Seasonal water-column dynamics of dissolved inorganic carbon stable isotopic compositions ($\delta^{13}\text{CDIC}$) in small hardwater lakes

in Minnesota and Montana. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 70(11), 2699-2714. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2006.02.010>.

Myrbo, A. (2012). Carbon cycle in lakes. En *Encyclopedia of Earth Sciences Series*.

Oseguera, L. A., Alcocer, J., & Vilaclara, G. (2011). Relative importance of dust inputs and aquatic biological production as sources of lake sediments in an oligotrophic lake in a semi-arid area. *Earth Surface Processes and Landforms*, 36(3), 419–426. <https://doi.org/10.1002/esp.2062>.

Rasmussen, J. B., Godbout, L., & Schallenberg, M. (1989). The humic content of lake water and its relationship to watershed and lake morphometry. *Limnology and Oceanography*, 34(7), 1336–1343. <https://doi.org/10.4319/lo.1989.34.7.1336>.

Raymond, P. A., Hartmann, J., Lauerwald, R., Sobek, S., McDonald, C., Hoover, M., ... & Guth, P. (2013). Global carbon dioxide emissions from inland waters. *Nature*, 503(7476), 355–359. <https://doi.org/10.1038/nature12760>.

Redfield. (1958) Alfred C. "The biological control of chemical factors in the environment." *American scientist* 46.3 (1958): 230A-221.

Reid, R. T., & Butler, A. (1991). Investigation of the mechanism of iron acquisition by the marine bacterium *Alteromonas luteoviolaceus*: Characterization of siderophore production. *Limnology and oceanography*, 36(8), 1783-1792. <https://doi.org/10.4319/lo.1991.36.8.1783>.

Roldán Pérez, G., & Ramírez Restrepo, J. J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical*.

Rzedowski, J. (1981). La vegetación de México. En LIMUSA.

Sánchez, M. del R., Reyes, N., Lugo, A., Alcocer, J., Oseguera, L., & Peralta, L. (2004). Variación del bacterioplancton en dos lagos mexicanos de alta montaña. *Scientiae Naturae*, 7, 69–83.

Scully, N. M., & Lean, D. R. S. (1994). The attenuation of ultraviolet radiation in temperate lakes. *Ergebnisse der Limnologie*, 43, 135-135.

Semarnat-Conanp (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). (2016). Programa de manejo Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca. México. Recuperado el 22 de febrero, 2018.

Siebe, C., & Macías, J. L. (2006). Volcanic hazards in the Mexico City metropolitan area from eruptions at Popocatepetl, Nevado de Toluca, and Jocotitlán stratovolcanoes and monogenetic scoria cones in the Sierra Chichinautzin Volcanic Field. *Special Papers-Geological Society of America*, 402, 253.

SMN. (2018). Servicio Meteorológico Nacional.

Sobek, S., Tranvik, L. J., Prairie, Y. T., Kortelainen, P., & Cole, J. J. (2007). Patterns and regulation of dissolved organic carbon: An analysis of 7,500 widely distributed lakes. *Limnology and Oceanography*, 52:1208–1219. <https://doi.org/10.4319/lo.2007.52.3.1208>.

Sommaruga, R., & Psenner, R. (1997). Ultraviolet radiation in a high mountain lake of the Austrian Alps: air and underwater measurements. *Photochemistry and Photobiology*, 65(6), 957-963. <https://doi.org/10.1111/j.1751-1097.1997.tb07954.x>.

Sommaruga, R., Psenner, R., Schaffner, E., Koinig, K. A., & Sommaruga-Wögrath, S. (1999). Dissolved organic carbon concentration and phytoplankton biomass in high-mountain lakes of the Austrian Alps: Potential effect of climatic warming on UV underwater attenuation. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 31(3), 247-253. <https://doi.org/10.1080/15230430.1999.12003305>.

Sommaruga, R. (2001). The role of solar UV radiation in the ecology of alpine lakes. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 62(1–2), 35–42.

[https://doi.org/10.1016/S1011-1344\(01\)00154-3](https://doi.org/10.1016/S1011-1344(01)00154-3).

Song, K., Wen, Z., Shang, Y., Yang, H., Lyu, L., Liu, G., Fang, C., Du, J., & Zhao, Y. (2018). Quantification of dissolved organic carbon (DOC) storage in lakes and reservoirs of mainland China. *Journal of Environmental Management*, 217:391–402. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.03.121>.

Tranvik, L. J., Downing, J. A., Cotner, J. B., Loiselle, S. A., Striegl, R. G., Ballatore, T. J., ... & Weyhenmeyer, G. A. (2009). Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and oceanography*, 54(6part2), 2298-2314. https://doi.org/10.4319/lo.2009.54.6_part_2.2298.

Toming, K., Kotta, J., Uemaa, E., Sobek, S., Kutser, T., & Tranvik, L. J. (2020). Predicting lake dissolved organic carbon at a global scale. *Scientific reports*, 10(1), 1-8. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-65010-3>.

Van Colen, W. R., Mosquera, P., Vanderstukken, M., Goiris, K., Carrasco, M. C., Decaestecker, E., ... & Muylaert, K. (2017). Limnology and trophic status of glacial lakes in the tropical Andes (Cajas National Park, Ecuador). *Freshwater Biology*, 62(3), 458-473. <https://doi.org/10.1111/fwb.12878>.

Ventura, M., Camarero, L., Buchaca, T., Bartumeus, F., Livingstone, D. M., & Catalan, J. (2000). The main features of seasonal variability in the external forcing and dynamics of a deep mountain lake (Redó, Pyrenees). *Journal of Limnology*, 59 (1s), 97-108.

Wang, S., Gao, Y., Jia, J., Lu, Y., Sun, K., Ha, X., ... & Deng, W. (2022). Vertically stratified water source characteristics and associated driving mechanisms of particulate organic carbon in a large floodplain lake system. *Water Research*, 209, 117963. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117963>.

Wetzel, R. G., & Likens, G. E. (2000). Organic Matter. En *Limnological Analyses* (pp. 137–146). New York, NY: Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-1-4757->

3250-4_9.

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology Lake and river ecosystems* Third edition.

Williamson, C. E., Saros, J. E., & Schindler, D. W. (2009). Sentinels of change. *Science*, 323(5916), 887-888.

Woolway, R. I., Kraemer, B. M., Lenters, J. D., Merchant, C. J., O'Reilly, C. M., & Sharma, S. (2020). Global lake responses to climate change. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(8), 388-403. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0067-5>.

Wuebbles, D.J.; Easterling, D.R.; Hayhoe, K.; Knutson, T.; Kopp, R.E.; Kossin, J.P.; Kunkel, K.E.; LeGrande, A.N.; Mears, C.; Sweet, W.V.; et al. Our globally changing climate. En *Climate Science Special Report: Fourth National Climate Assessment*; Webbles, D.J., Fahey, D.W., Hibbard, K.A., Dokken, D.J., Stewart, B.C., Maycock, T.K., Eds.; U.S. Global Change Research Program: Washington, DC, USA, 2017; Volume I, pp. 35–72.

Xenopoulos, M. A., Lodge, D. M., Frentress, J., Kreps, T. A., Bridgham, S. D., Grossman, E., & Jackson, C. J. (2003). Regional comparisons of watershed determinants of dissolved organic carbon in temperate lakes from the Upper Great Lakes region and selected regions globally. *Limnology and Oceanography*, 48(6), 2321–2334. <https://doi.org/10.4319/lo.2003.48.6.2321>.

Xu, J., Lei, S., Bi, S., Li, Y., Lyu, H., Xu, J., ... & Zheng, Z. (2020). Tracking spatio-temporal dynamics of POC sources in eutrophic lakes by remote sensing. *Water Research*, 168, 115162. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115162>.

You, Q., Kang, S., Pepin, N., Flügel, W. A., Sanchez-Lorenzo, A., Yan, Y., & Zhang, Y. (2010). Climate warming and associated changes in atmospheric circulation in the eastern and central Tibetan Plateau from a homogenized dataset. *Global and Planetary Change*, 72(1-2), 11-24. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2010.04.003>.

Zhang, G., & Duan, S. (2021). Lakes as sentinels of climate change on the Tibetan Plateau. *All Earth*, 33(1), 161-165. <https://doi.org/10.1080/27669645.2021.2015870>.