



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA

CARRERA DE BIOLOGÍA

VARIACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DEL
FITOPLANCTON COMO BIOINDICADOR DEL
GRADO DE EUTROFIZACIÓN DEL LAGO URBANO
DEL BOSQUE DE SAN JUAN DE ARAGÓN

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
LICENCIADA EN BIOLOGÍA
P R E S E N T A:
TANIA KARINA MEDINA SERRANO

JURADO DE EXAMEN

DIRECTOR: DR. JOSÉ LUIS GÓMEZ MÁRQUEZ
ASESORA: M. EN C. SELENE ORTIZ BURGOS
ASESOR: BIOL. JOSÉ LUIS GUZMÁN SANTIAGO
SINODAL: DRA. VERONICA MITSUI SAITO QUEZADA
SINODAL: DR. ISAIAS HAZARMABETH SALGADO UGARTE



CIUDAD DE MÉXICO

Enero, 2023



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.

Dedicatoria

Dedico este trabajo a mi familia.

A mi mamá Karina por ser una increíble madre y siempre haberme apoyado en todo lo que he hecho y estar siempre cuando la necesito.

A mi papá Federico por ser un gran padre y siempre haberme apoyado y respetado en la decisión de haber elegido esta carrera.

A una persona muy especial y mi mejor amiga, mi hermana Annelise, por siempre haberme dado fuerzas para seguir adelante y por cuidar de mí, te quiero mucho hermanita.

A mis abuelitos Rosa y Sergio y a mis tíos que me cuidaron, motivaron y apoyaron siempre.

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México por haberme otorgado el privilegio de formar parte de la máxima casa de estudios.

A la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza por haber sido mi segundo hogar durante mi desarrollo profesional.

Al Dr. José Luis Gómez Márquez por sus consejos, conocimientos y por haberme permitido estar en su laboratorio y brindado todos los recursos para realizar este trabajo.

A la M. en C. Selene Ortiz Burgos por su apoyo y por haber hecho las correcciones necesarias para la mejora de este trabajo.

Al Biol. José Luis Guzmán Santiago por sus recomendaciones y consejos para la realización de este trabajo.

A la Dra. Mitsui Saito Quezada por haberme dedicado de su tiempo y hacer las correcciones pertinentes.

Al Dr. Isaías Hazarmabeth Salgado Ugarte por sus observaciones realizadas para mejorar este trabajo.

A todos los maestros que tuve a lo largo de mi carrera estudiantil, por sus enseñanzas y que gracias al gran labor que hacen he llegado hasta aquí.

A la dirección del Bosque de San Juan de Aragón por permitirme utilizar las instalaciones, en especial a la Directora de Gestión del Bosque de Aragón Biol. Carmen Yenitzia Chávez Carpio; al Subdirector Técnico del Bosque de San Juan de Aragón Biol. Ivar Amaury Palacios Albarrán y al personal de vigilancia que nos proporcionaba el acceso a las instalaciones.

A mis amigas de la Facultad, Ana Karen, Daira, Diana, y Monse por haber compartido la carrera conmigo y haber tenido grandes momentos juntas.

A mis amigas y compañeras de laboratorio Cinthia, Natalia y Vanne por haberme apoyado en este proyecto y por haber sido unas grandes amigas.

Contenido

Resumen	5
Introducción	7
Antecedentes	9
Pregunta de investigación	11
Hipótesis	11
Justificación	11
Objetivo general	11
Objetivos particulares	12
Área de estudio	12
Material y métodos	13
Trabajo de campo	13
Trabajo de laboratorio	15
Trabajo de gabinete	15
Resultados	18
Parámetros físicos del sitio	18
Nutrimentos	23
Estado trófico	26
Fitoplancton	26
Índice de saprobiedad y cociente de asociación	28
Jerarquización de especies	28
Índice de diversidad, dominancia y equitatividad	32
Discusión	34
Parámetros físicos y químicos del sitio	34
Nutrimentos	37
Índice del estado trófico	39
Jerarquización de especies y fitoplancton como bioindicador	39
Diversidad de especies	42
Referencias	45

Resumen

Los lagos urbanos se caracterizan por ser cuerpos de agua poco profundos y se encuentran ubicados en las grandes ciudades, su importancia radica en que cumple funciones, estéticas, recreativas, culturales y ambientales. Por ello es importante su monitoreo, el cual se realiza con la medición de parámetros químicos y físicos. Se realizaron muestreos mensuales en dos secciones del lago del bosque de San Juan de Aragón, Ciudad de México, de marzo de 2021 a febrero de 2022. En los sitios de muestreo se midieron *in situ* los siguientes parámetros: O.D., pH, sólidos disueltos totales, conductividad eléctrica, temperatura ambiental y del agua. Además, se tomaron muestras de agua para procesar en el laboratorio y obtener la dureza, alcalinidad, nitritos, nitratos, fosfatos y amonio. Se registró un total de 24 especies para la estación 1, ubicada en el lago menor y 25 especies de fitoplancton para la estación 2, ubicada en el lago mayor. En total se obtuvieron 26 especies diferentes pertenecientes a cinco divisiones distintas: Cyanobacteria, Chlorophyta, Ochrophyta, Charophyta y Euglenophycota.

Además, los resultados de los parámetros físicos, químicos y de los nutrientes no mostraron diferencia significativa entre las dos estaciones, pero si hubo una diferencia temporal en la mayoría de los parámetros medidos. El lago presentó una temperatura ambiental promedio de 21.3° C, transparencia promedio anual de 22.9 cm, una profundidad de 59.5 cm, temperatura del agua promedio de 18.7° C y una concentración de oxígeno disuelto de 10.6 mg/L. En cuanto a los nutrientes la concentración promedio de ortofosfatos fue de 1.3 mg/L, de nitratos 0.5 mg/L, de nitritos 0.3 mg/L, de amonio 0.4mg/L, de silicatos 15.82 mg/L y de sulfatos de 13.93 mg/L.

Las concentraciones de fósforo reactivo soluble y de nitratos fueron muy similares a las concentraciones reportadas para otros lagos categorizados como hipertróficos. El patrón de ortofosfatos y nitratos para este lago fue de concentraciones más altas en los meses secos, de marzo a mayo. Además, las mayores abundancias de organismos fueron registradas en los meses secos, presentando numerosos florecimientos algales en esos meses. Las especies que presentaron un mayor número de florecimientos algales fueron *Anabaena sp.*, *Microcystis sp.*, *Chlorococcum sp.*, *Scenedesmus ecornis*, *Scenedesmus quadricauda*, *Monoraphidium sp.*, *Pediastrum boryanum* y *Pediastrum duplex*. De las cuales *Pediastrum boryanum*, *Monoraphidium sp.* y *Microcystis sp.* son indicadoras de aguas eutróficas mientras que *Anabaena sp.* es indicadora de aguas eutróficas estancadas.

Las especies dominantes durante todo el estudio fueron *Chlorococcum sp.*, *Pediastrum duplex*, *P. boryanum*, *Scenedesmus ecornis*, *S. quadricauda* y *Monoraphidium sp.*, *Anabaena sp.*, *Chroococcus sp.* y *Microcystis sp.* que estuvieron asociadas a la mayor presencia de los nutrientes, en los meses secos. Las especies que fueron constantes fueron *Achnanthes sp.*, *Ankistrodesmus sp.* y *Navicula sp.*, siendo la última indicadora de sitios perturbados esto debido a su tolerancia a la contaminación. Mientras que las especies ocasionales y raras aparecieron mayormente en los meses de lluvias.

La riqueza total promedio de acuerdo al índice de Shannon-Wiener fue de 2.15 para la estación 1 y de 1.8 para la estación 2, a pesar de tener un índice de diversidad bajo, el lago presentó un índice de equitatividad alto durante todo el muestreo que tuvo un promedio general de 0.76, mientras que la abundancia de organismos fue bastante alta, llegando a presentar hasta 13,991,823 organismos por mililitro en febrero de 2022.

Como resultado el lago de Aragón no tiene una buena calidad de agua ya que tiene alta probabilidad de presentar floraciones de cianobacterias, presentando un estado hipertrófico, de acuerdo al índice de la Organización para la cooperación y el desarrollo económicos (OCDE) y del índice del estado trófico de Carlson-Simpson.

Introducción

Los lagos urbanos son a menudo cuerpos de agua artificiales relativamente pequeños, poco profundos y con escasa circulación de agua, características que contribuyen a un enriquecimiento de nutrientes más rápido (eutrofización), lo que puede provocar (junto con otros factores) graves daños al medio ambiente y representar una amenaza para la salud pública (Paerl y Otten, 2013; Rastogi *et al.*, 2015, Preece *et al.*, 2017; Pineda-Mendoza *et al.*, 2020).

Recientemente los lagos urbanos han adquirido gran importancia por su atractivo estético, recreativo y cultural. Estos sistemas presentan características particulares dependiendo de la calidad del agua con la cual es llenado. En la ciudad de México la carencia y problemática de este recurso, ha propiciado que los lagos urbanos sean llenados con agua tratada y por lo mismo, propicien condiciones ecológicas especiales que permiten el desarrollo de algunas especies (Elías-Fernández *et al.*, 2006).

La eutrofización de los cuerpos de agua es un proceso natural, pero con el incremento de las actividades antrópicas este proceso se está acelerando, amenazando la viabilidad y la calidad de la mayoría de los lagos urbanos a nivel mundial (Lei, *et al.*, 2014; citado en Aeriyanie *et al.*, 2021; Costa *et al.*, 2021). Al acelerar el proceso natural de la eutrofización, la contaminación provoca que el cuerpo de agua llegue a un estado de hipereutrofización y finalmente a la hipoxia, ocasionando la muerte a diversas especies de animales y plantas. Generalmente la eutrofización cambia la estructura y función de los ecosistemas acuáticos, dejando una pérdida de biodiversidad acuática y teniendo un impacto negativo en los humanos, en el bienestar social y económico (Le Moal *et al.*, 2019; Aeriyanie *et al.*, 2021). El fitoplancton es el componente autotrófico de la comunidad planctónica en ambientes continentales acuáticos y, por lo tanto, la base de la red trófica, además es importante debido a su tolerancia a cambios ambientales y a sus ciclos biológicos reducidos (Meybeck *et al.*, 1992 citado en Vélez *et al.*, 2016). El fitoplancton incluye a los procariontes fotosintéticos (cianobacterias) y a los organismos eucarióticos (microalgas) que se distribuyen cerca de la superficie de la columna de agua, en donde capturan la luz necesaria para el proceso de la fotosíntesis; además la abundancia y distribución del fitoplancton depende de factores ambientales y físicos y químicos como la disponibilidad de los nutrimentos principalmente de fósforo y nitrógeno (Umaña-Villalobos, 2010) y pueden funcionar como indicadores (Roldán y Ramírez, 2008).

Los bioindicadores se definen como aquel organismo o comunidad de organismos en los que su existencia, sus características estructurales, su funcionamiento y sus reacciones, dependen del medio en que se desarrollan y cambian al modificarse las condiciones ambientales (Capó, 2007). Por ello, no todas las especies de fitoplancton presentes en los ecosistemas lénticos expuestos a procesos eutróficos presentan las mismas características de tolerancia al cambio de la concentración de nutrientes, este proceso usualmente va acompañado de una reducción en la diversidad donde tienden a predominar ciertos grupos eurioicos (Fontúrbel *et al.*, 2006). Cabe resaltar que la información generada a partir de los bioindicadores no reemplaza los

análisis físico-químicos (como oxígeno disuelto, pH, nutrimentos, etc.); sin embargo, reduce los costos, por lo que estos estudios también son importantes en monitoreos de la calidad del agua (Chapman, 1996; en Martínez-Silva, 2015).

El uso de fitoplancton como indicador biológico permite la clasificación de los lagos de zonas templadas, en estas regiones estos organismos están fuertemente ligados a las condiciones ambientales de los lagos, en lagos oligotróficos predominan las crisofíceas, dinofíceas y bacilariofíceas mientras que en los eutróficos se presentan las cianofíceas, clorofíceas y euglenofíceas. Para los lagos tropicales, las investigaciones están en sus comienzos (Roldán y Ramírez, 2008). Nygaard en 1949 desarrolló cinco índices para lagos tropicales donde asumió que Cyanophyta, Euglenophyta, las diatomeas céntricas y los miembros de las clorococales se hallan en aguas eutróficas, mientras que las desmidiáceas y muchas diatomeas pennadas no pueden tolerar niveles altos de nutrientes y, por ello, son consideradas como de aguas oligotróficas (Roldán y Ramírez, 2008).

Las características generales de la comunidad de fitoplancton es el acelerado aumento de la biomasa debido a la rápida proliferación celular y la disminución casi igualmente rápida de las comunidades, separadas por un periodo de tiempo fijo, este tipo de cambio rápido en la biomasa de la comunidad de fitoplancton se conocen como “floración” (Mondal *et al.*, 2018), por ejemplo, las cianobacterias pueden formar floraciones tóxicas en los cuerpos de agua y tener un impacto severo en la calidad del agua y las redes alimenticias además de la producción y liberación de cianotoxinas como microcistinas, microgininas, microviridinas, entre otras, las cuales pueden afectar la salud de los organismos (Bláha *et al.*, 2009; Pineda-Mendoza *et al.*, 2020).

De acuerdo con Alves y Do Nascimento (2021), las cianobacterias y las floraciones de algas mixtas intensifican el deterioro de la calidad de agua, la cual se volvió más turbia, estratificada, salina, alcalina e hipereutrófica. A su vez las cianobacterias y las floraciones mixtas aumentaron la riqueza, la diversidad y la uniformidad de las especies de fitoplancton. En este sentido las cianobacterias pueden beneficiar la diversidad del fitoplancton mediante la liberación de nutrientes (Carey *et al.*, 2014; Alves y do Nascimento, 2021).

De entre los principales beneficios que tienen el uso de bioindicadores en el análisis de calidad del agua se encuentran: los datos biológicos son fácilmente accesibles como los físicos y químicos, la información puede expresarse numéricamente y existen conceptos biológicos que, propiamente aplicados, proveen información mejor que otros descriptores para cierto tipo de contaminación (De la Lanza, 2000).

Los cuerpos de agua eutrofizados tienen altos niveles de nutrientes y por lo tanto de fitoplancton. De entre las características físico-químicas que definen a estos cuerpos de agua son que sufren de niveles bajos de oxígeno disuelto (OD, debajo de 5 mg/L), causando estrés a los organismos acuáticos (Wang y Johnson, 2019). Además, cuentan con un alto contenido de fósforo, el cual es de 84.4 µg/L (García-Lozano, 2016).

En la actualidad, de los factores causantes de este fenómeno en los cuerpos de agua, se encuentra principalmente, la contaminación antrópica acelerada y, en un menor grado, su envejecimiento natural, lo que tiene como consecuencia el acortamiento considerable de la

vida de los receptores acuáticos (Moreno *et al*, 2010). Lamentablemente, numerosos cuerpos de agua de México ya se encuentran en condiciones de hipertrofia, y diversos lagos urbanos son ejemplos típicos de este problema. Los lagos urbanos poseen características que los hacen únicos en cuanto a condiciones y problemáticas. Sin embargo, a pesar de ser cada vez más comunes han recibido poca atención, han sido escasamente estudiados y la dinámica del fitoplancton hipertrófico es insuficientemente conocida (Oliva *et al*, 2008).

Antecedentes

No existen estudios acerca de la composición fitoplanctónica del lago del Bosque de San Juan de Aragón (LBSJA), pero si hay estudios realizados en otros lagos eutróficos, hipertróficos y lagos urbanos en México y en otros países. De los estudios revisados destacan los siguientes:

- Quiroz y colaboradores (2004) realizaron muestreos en 21 estaciones, durante los años 1992 a 1993 en el lago de Chapala, en el cual las clorofitas registraron las mayores abundancias, sobretodo en la superficie, y en menor cantidad a un metro de profundidad. En total encontraron seis divisiones fitoplanctónicas: Chlorophyta, Cyanophyta, Heterokontophyta, Euglenophyta, Pyrrophyta y Xantophyta. Concluyen que el lago de Chapala se mantiene en fase de eutrofia como resultado del aporte indiscriminado de contaminantes de diversos tipos

- Fontúrbel y colaboradores (2006) evaluaron la diversidad de fitoplancton en el lago eutrófico Titikaka , los resultado que obtuvieron sugieren que a mayor grado de avance del proceso eutrófico, las comunidades de fitoplancton se simplifican, modificando drásticamente la relación de equitatividad , dominando uno o pocos géneros (como *Oscillatoria*, *Closterium* y *Mougeotia*).

- Oliva y colaboradores(2008) reportaron que el lago urbano de Tezozomoc, Ciudad de México es considerado como hipertrófico y presenta una riqueza específica de fitoplancton de 50 especies, siendo los grupos dominantes Cyanobacteria, Chlorophyceae, Cryptophyceae y Euglenophyceae. Las Chlorococcales fueron el grupo más diverso y géneros de fitoplancton como *Monoraphidium*, *Pandorina*, *Eudorina*, *Coelastrum*, *Golenkinia*, *Pediastrum*, *Scenedesmus* y *Cryptomonas* se reportaron como indicadores de altas concentraciones de nutrientes en el lago.

- Montaña Salazar (2010) registró un total de 26 y 21 especies para dos esclusas del lago artificial de la Alameda Oriente, de las cuales dominaron especies pertenecientes a la división Clorofitas, seguidas por las Cianofitas y al último las Bacilariofitas. Además de acuerdo con el índice de Carlson (1977), las esclusas se clasificaron como hipertróficas, siendo la entrada de agua proveniente de la planta tratadora la principal causa de enriquecimiento excesivo de nutrientes.

- Tomasini y colaboradores (2012) estudiaron el Lago de Pátzcuaro en Michoacán y reportaron a las cianobacterias y sus florecimientos, siendo las más representativas: *Aphanizomenon gracile*, rebasando los millones de células por mililitro (células/mL), seguida de *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis pulvera* y *Anabaena affinis* rebasando los miles de células/mL. La alta densidad de los florecimientos de cianobacterias representó un alto riesgo para la salud humana. Se menciona que este suele ser un problema cada vez más frecuente de los cuerpos de agua eutróficos, lo cual ocasiona disminución de la biodiversidad y la falta de oxígeno disuelto.

- García-Rodríguez y colaboradores (2014) reportaron en el lago urbano del Parque Alameda de la Solidaridad, Cuernavaca, Morelos 30 especies de fitoplancton incluidas en 22 géneros: para Chlorophyceae se reconocen 17 especies, 7 para Bacillariophyceae, 4 para Cyanophyceae y 2 para Euglenophyceae, *Oocystis solitaria* y *Leptolyngbya sp.* fueron las especies con mayor abundancia durante el estudio

- López-Mendoza y colaboradores (2015) en su estudio de un canal de Xochimilco mostraron una composición diversa del fitoplancton, incluyendo especies no observadas previamente en México. Donde la división Chlorophyta fue el grupo mejor representado en el canal “EL Bordo” en Xochimilco y *Desmodesmus*, *Pediastrum*, *Pseudopediastrum*, *Acutodesmus* y *Coelastrum* fueron los géneros principales.

- Tomasini y colaboradores (2017) reportan que la problemática de eutrofización del Lago de Chapultepec se agudizó cuando los niveles de nitrógeno y fósforo fueron de 8.8 y 4.7 mg/L respectivamente, el pH fue mayor a 10 y la temperatura fue superior a 20°C. Las anteriores condiciones contribuyeron al desarrollo de florecimientos de cianobacterias como: *Anabaena fallax*, *A. helicoidea*, *Anabaenopsis tanganyikae*, *Aphanocapsa incerta*, *Geitlerinema carotinosum*, *Leptolyngbya boryana*, *L. tenerrima*, *Microcystis spp.*, *Microcystis aeruginosa*, *M. novacekii*, *M. panniformis*, *M. cf. protocystis*, *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena mucicola* y *Synechocystis endophytica*. Los florecimientos de cianobacterias como *Microcystis spp.* son recurrentes durante todo el año, ocasionando una coloración verde brillante al agua, espuma que se mantiene sobre la superficie y mal olor.

- Gianello y colaboradores (2018) mencionan que la gran mayoría de las lagunas urbanas presentan aguas poco transparentes y condiciones de hipertrofia, lo cual se puede ver reflejado en el incremento de la productividad primaria. En la laguna del Parque Unzué identificaron 30 géneros de fitoplancton, de Bacillariophyceae se registraron los géneros *Nitzschia*, *Navicula* y *Pinnularia*. Para Chlorophyceae predominaron los géneros *Pediastrum*, *Scenedesmus*, *Tetraedron*, *Coelastrum*, *Staurastrum* y *Monoraphidium*., indicando que estos géneros son comunes en estos ambientes lénticos.

- Pineda y colaboradores (2020) estudiaron tres lagos urbanos de la Ciudad de México, en los cuales el promedio de la temperatura estuvo por encima de los 20°C, el pH alcalino y altas concentraciones de nitratos y fosfatos (>100 µg L⁻¹). En los tres cuerpos acuáticos la composición de cianobacterias cambió muy poco entre las temporadas (seca y lluviosa) y entre los lagos, en donde *Microcystis* fue el género dominante.

Pregunta de investigación

Con base en la calidad del agua y al proceso de eutrofización del lago del Bosque de San Juan de Aragón ¿Cómo se verá afectada la riqueza, composición y abundancia del fitoplancton en su variación espacio-temporal?

Hipótesis

Si la calidad del agua en el lago del Bosque de San Juan Aragón presenta un estado eutrófico, entonces, la riqueza del fitoplancton será baja, mientras que la abundancia será alta dominando los géneros *Monoraphidium* y *Scenedesmus* pertenecientes a la clase Chlorophyceae, así como *Anabaenopsis*, *Microcystis* y *Merismopedia* pertenecientes a la clase Cyanophyceae.

Justificación

Debido que no se han reportado estudios acerca de la composición fitoplanctónica del Lago del Bosque San Juan de Aragón, es importante conocer el estado trófico del sistema, la abundancia, composición y diversidad del fitoplancton, debido a que es uno de los lagos de mayor dimensión de la Ciudad de México y que además brinda muchos servicios ambientales como un refugio de aves (residentes y migratorias), fauna acuática, incrementa la humedad del bosque y genera un microclima.

Conocer el estado trófico en el que se encuentre el cuerpo de agua es importante, ya que como sucede en distintos lagos urbanos, presentan un estado eutrófico debido a que son lagos relativamente someros y tienen un aporte de nutrientes de aguas tratadas que tienen como destino el lago (Quiroz *et al.*, 2004; Oliva *et al.*, 2008), generando un aumento en la abundancia de organismos fitoplanctónicos lo que traerá consecuencias negativas para el sistema como la reducción del oxígeno, un elemento importante para el desarrollo de la vida de los organismos que habitan en el lago, la alteración y destrucción del ecosistema, pérdida de diversas especies, tanto de plantas y animales del lago, así también como problemas sanitarios para los visitantes y habitantes del sitio (Sánchez, 2020).

De igual forma, también es importante realizar estudios acerca de la composición fitoplanctónica del sistema acuático, ya que existen especies que suelen presentarse en los lagos que son de importancia médica y sanitaria que representan un riesgo para la salud humana (Tomasini *et al.*, 2012).

Objetivo general

Evaluar la composición, riqueza, abundancia y su variación espacio-temporal del fitoplancton en dos secciones del Lago del Bosque San Juan Aragón, así como su estado trófico.

Objetivos particulares

- Determinar de manera cualitativa y cuantitativa la composición del fitoplancton.
- Evaluar los parámetros físicos y químicos de la calidad del agua en época seca y en época de lluvias y su variación espacial.
- Comparar la composición fitoplanctónica del lago menor con la del lago mayor.
- Determinar el estado trófico del sistema utilizando el índice del estado trófico Carlson y Simpson (1996).
- Determinar el índice de diversidad, equitatividad y dominancia como elementos de la comunidad fitoplanctónica.
- Relacionar los parámetros físicos y químicos con la abundancia y la diversidad del fitoplancton.

Área de estudio

El lago del Bosque de San Juan de Aragón (LBSJA) se ubica a 19° 28' latitud norte y 99° 05' longitud oeste. Se localiza en el nororiente de la Ciudad de México, en la colonia San Juan de Aragón, alcaldía Gustavo A. Madero (Figura 1) (Luna-Pabello y Aburto-Castañeda, 2014). El clima se clasifica como semiseco templado con lluvias en verano (BS1kwi'g), con una temperatura promedio de 16 °C, precipitación media anual de 600 milímetros, iniciando la temporada de lluvias en junio y terminando en septiembre.

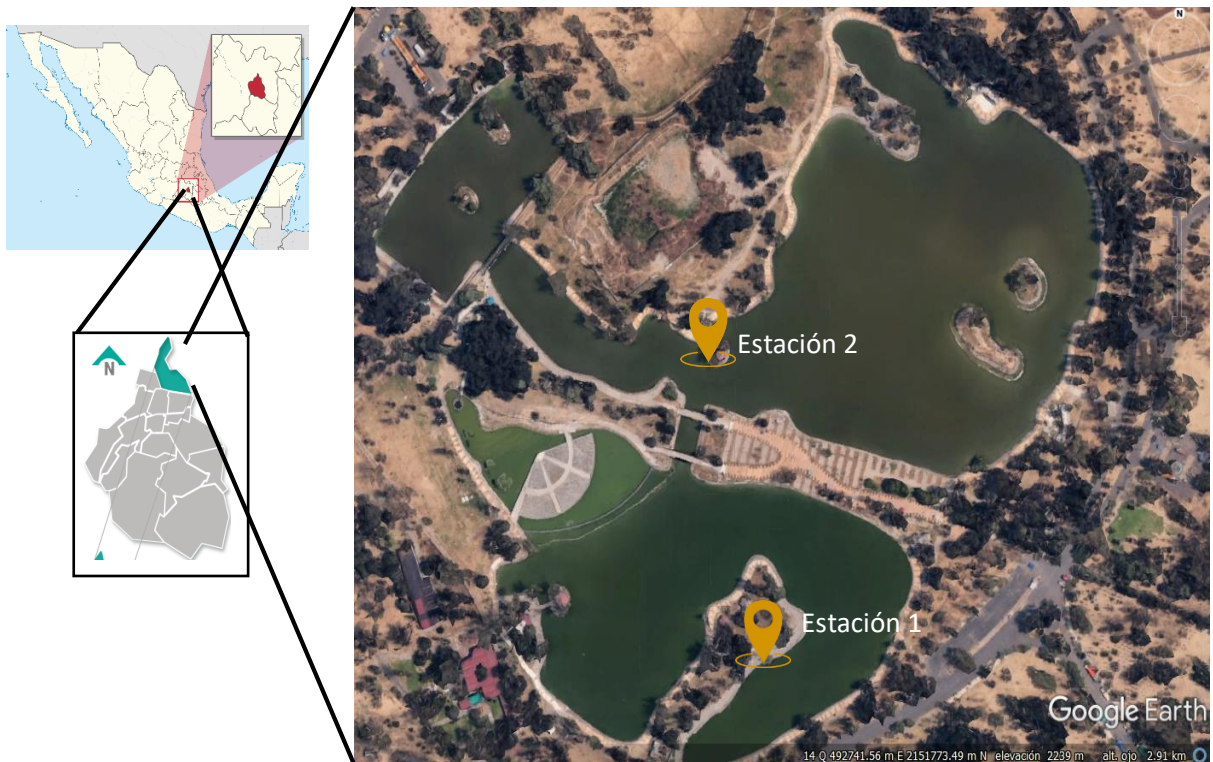


Figura 1. Ubicación del Lago del Bosque de san Juan de Aragón, indicando los sitios de muestreo

La vegetación se conforma principalmente por eucaliptos (*Eucalyptus camaldulensis* y *Eucalyptus globulus*), casuarinas (*Casuarina equisetifolia*) y otras especies que se encuentran en menor número son el pirul (*Schinus molle*), fresno (*Fraxinus uhdei*) y trueno (*Ligustrum lucidum*). Dentro de la fauna, lo más representativo del bosque son las aves, se registra el zanate mexicano (*Quiscalus mexicanus*), pato real (*Cairina moschata*), pato tepalcate (*Oxyura jamaicensis*), garzón blanco (*Ardea alba*), chara verde (*Cyanocorax yncas*), cardenalito (*Spinus cucullatus*), gorrión mexicano (*Haemorhous mexicanus*), gorrión inglés (*Passer domesticus*), chara azul (*Cyanocitta cristata*), calandria (*Mimus saturninus*), coconita (*Columbina passerina*), entre otras.

Además de las aves existe una diversidad de mariposas como la saltarina de cola larga (*Urbanus dorantes*), saltarina de bandas doradas (*Autochton cellus*), cometa negra (*Papilo polyxenes*) por mencionar algunas, también, tortugas como la tortuga de orejas amarillas (*Trachemys scripta spp. scripta*), tortuga pinta (*Trachemys scripta ssp. elegans*), sapos (Anura), lagartija espinosa del mezquite (*Sceloporus grammicus*), caracoles de jardín (*Helix aspersa*) y ardilla gris mexicana (*Sciurus aureogaster*). En el lago se pueden encontrar varias especies de tilapia (*Oreochromis spp.*) y guppy silvestre (*Poecilia spp.*).

El lago del Bosque de San Juan de Aragón tiene una extensión de 12 hectáreas y es el cuerpo artificial de agua de mayor dimensión en la Ciudad de México. Este lago se abastece con el agua residual proveniente de la planta de tratamiento Tlacos. Otra fuente de aporte al lago es por agua de lluvia (Luna-Pabello y Aburto-Castañeda, 2014).

Material y métodos

Trabajo de campo

En la zona de estudio se establecieron dos sitios de muestreo, ambos ubicados en la zona litoral, la estación 1 (figura 2) se localizó en el lago menor y la estación 2 en el lago mayor (figura 3). El muestreo se realizó mensualmente a partir de marzo 2021 a febrero 2022. En cada sitio de monitoreo se tomó la profundidad y la transparencia con ayuda del disco de Secchi. Las muestras de agua se recolectaron con la botella Van Dorn a una profundidad de 0.30 m y se almacenaron en botellas de polipropileno de 1L de capacidad para su posterior análisis en laboratorio. El pH, los sólidos totales disueltos y la conductividad eléctrica, se midieron con un multiparámetro HANNA modelo HI9146. La temperatura del agua y el oxígeno disuelto se obtuvieron utilizando un oxímetro HANNA modelo HI 991300.



Figura 2. Estación 1 (E1) del lago del bosque de San Juan de Aragón, delegación Gustavo A. Madero, CDMX.



Figura 3. Estación 2 (E2) del lago del bosque de San Juan de Aragón, delegación Gustavo A. Madero, CDMX.

Fitoplancton

Se tomaron muestras superficiales (0.30 m), en cada una de las estaciones, con ayuda de una botella Van Dorn de 2 L de capacidad, para el fitoplancton se tomaron muestras de 125 ml y se colocaron en botellas de polipropileno. A cada muestra se le adicionaron de 3 a 4 gotas de lugol para fijarlas y posteriormente se procesaron en el laboratorio.

Trabajo de laboratorio

Parámetros químicos

Se midieron los parámetros químicos del agua, de manera semicuantitativa con ayuda de los kits de la marca Azoo para agua dulce. Los kits que se manejaron fueron los siguientes GH (dureza de carbonatos), KH (Alcalinidad), NO₂ (nitritos), NO₃⁻ (nitratos) PO₄³⁻ (fosfatos) y NH₄⁺/NH₃ (amonio/amoníaco). Asimismo, se realizó la determinación de esos mismos parámetros químicos de manera cuantitativa, pero solo de los últimos seis meses de muestreo. Una vez obtenidos los valores cuantitativos de los últimos seis meses se realizó una regresión lineal por método de mínimos cuadrados, para obtener los valores cuantitativos de los primeros meses.

Fitoplancton

La composición y cuantificación de fitoplancton se determinó los primeros seis meses (debido a las condiciones sanitarias) con un microscopio marca AmScope con un ocular de 10x y 25 x y con objetivos de 10x y 40 x. y los últimos seis meses con un microscopio invertido marca American Optical. La identificación se realizó con ayuda de literatura especializada tales como Comas (1996); Whitton y Brook (*s.f.*) y Dillard (1989).

Trabajo de gabinete

Olmstead-Tukey

Para jerarquizar la dominancia de las especies en ambas estaciones de muestreo se construyeron los diagramas Olmstead y Tukey, en el cual las especies dominantes son aquellas que presentan la densidad y frecuencia mayor a ambas medias. Las constantes presentan densidades menores a la media y la frecuencia mayor a la media. Las ocasionales son las que presentan densidad mayor a la media y frecuencia menor a la media. Las raras presentan densidades y frecuencias menores a ambas medias (Sokal y Rohlf, 1981 en Varona *et al*, 2003).

Composición, abundancia y riqueza del fitoplancton

La riqueza es el número total de especies que habitan en una comunidad. La composición es un listado del nombre de todas las especies presentes y la abundancia es el número de individuos por especie asentados en una comunidad (Fernández-Gama, 2017).

Índice de Shannon-Wiener

Para medir la diversidad específica se utilizó el índice de Shannon-Wiener (H').

$$H' = - \sum_{i=1}^s (p_i \ln p_i)$$

Donde

S=número de especies

pi= proporción de individuos de la especie i

A mayor valor de H' mayor diversidad de especies. El valor mínimo puede aproximarse al cero y el valor máximo, en teoría, no está consolidado a un límite. El valor (H) del índice Shannon-Wiener aumenta con respecto a una de dos razones: (1) un aumento en la riqueza de especies, o (2) un aumento en la equitatividad de la representación de la abundancia relativa de especies. Es decir, cuando el índice de diversidad-alfa aumenta, el número del índice en sí, no es suficiente para determinar si el cambio es por un aumento en la riqueza o equitatividad de especies. Por esta razón, los índices de diversidad-alfa siempre se reportan en conjunto con análisis de riqueza y equitatividad de especies detectadas en un muestreo (Carmona-Galindo, 2013).

Índice de equitatividad de Pielou

También se utilizó el índice de equidad de Pielou, el cual mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988; citado en Reyes y Torres, 2009).

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}}$$

Donde H' máxima= LnS

Índice de dominancia

Los índices basados en la dominancia son parámetros inversos al concepto de uniformidad o equidad de la comunidad. Toman en cuenta la representatividad de las especies con mayor valor de importancia sin evaluar la contribución del resto de las especies (Moreno, 2001).

$$\text{Dominancia} = 1 - J'$$

Tendrá un valor bajo (mínimo 0) cuando la dominancia es baja y un valor alto (máximo de 1) cuando la dominancia es alta.

Coefficiente de asociación e índice de saprobiedad

Para poder tener una mejor idea del impacto de las especies presentes en el lago se utilizó el índice de saprobiedad el cual es fundamentado por la existencia de organismos indicadores o característicos de un tipo de contaminación y el cociente de asociación, método que utiliza las poblaciones acuáticas como marco de referencia (Ortega *et al.*, 1995).

Índices ecológicos

Para el cálculo de los índices ecológicos se utilizaron los valores de fósforo total y de la transparencia (medida con el disco de Secchi). Se utilizó el índice propuesto en 1982 por la OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos), donde indica los siguientes valores.

Categoría trófica	Pt (μ/L)	Clorofila a (μ/L)	Transparencia D_s (m)
Ultraoligotróficos	<4.0	<1 - <2.5	>12 - >6.0
Oligotrófico	<10.0	<2.5- <8.0	>6 - >3.0
Mesotrófico	10-35	2.5 - 25	6 - 1.5
Eutrófico	35-100	25-75	3 - 0.7
Hipertrófico	>100	>75	<1.5 - <0.7

Tomado y modificado de Moreno *et al.*, 2010.

Para complementar el análisis calculó el índice de Carlson- Simpson El estado trófico es el peso total del material biológico vivo (biomasa) en un cuerpo de agua para producir estimaciones a nivel de cuerpo de agua del estado trófico (North American Lake Management Society [NALMS], *s.f.*). Para calcular este índice se utilizarán tres ecuaciones. Disco de Secchi, IET (DS): pigmentos de clorofila, IET (CHL) y fósforo total, IET(FT). Las ecuaciones simplificadas de cada uno de los parámetros son:

IET (DS) a $60 - 14.41 \ln(DS)$

IET (CHL) a $9.81 \ln(CHL) + 30.6$

TSI(FT) a $14.42 \ln(FT) + 4.15$

Sustituyendo los valores correspondientes se obtendrá un valor del estado trófico, indicando el nivel de eutrofia del cuerpo acuático. Los valores del estado trófico (IET) indican lo siguiente

IET < 30-40 Oligotrófico
40-50 Mesotrófico
50-70 Eutrofia
> 70 Hipereutrónica

Análisis estadístico

Se utilizó el Análisis Exploratorio de Datos (Salgado, 1992), donde se realizaron diagramas de caja y bigote con muescas con el programa Statgraphics Centurion XVI, lo que permitió analizar la tendencia, distribución y forma de cada uno de los indicadores incluidos en el modelo matemático. Debido a que los datos no cumplieron con la normalidad se aplicaron métodos no paramétricos como la U de Mann-Whitney para la variación espacial de los parámetros, Kruskal-Wallis para la variación temporal. Los análisis estadísticos se realizaron cada uno de los parámetros: transparencia, profundidad, temperatura del agua, pH, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica y sólidos disueltos para observar si existe diferencia

a nivel espacial, es decir entre las dos profundidades (30 y 50 cm) y a nivel temporal (entre los meses). Mientras que para los parámetros químicos como alcalinidad, dureza, fosfatos (PO_4^{3-}), nitritos (NO_2^-), amonio ($\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$), nitratos (NO_3^-), silicatos y sulfatos se realizaron pruebas estadísticas para conocer si hay diferencia significativa de estos nutrientes a nivel temporal (a lo largo de los meses de muestreo) y si existe diferencia de estos entre las dos estaciones de muestreo. Para relacionar los parámetros físico-químicos con la abundancia y la diversidad de las especies del fitoplancton, los datos se sometieron al análisis de Correspondencia Canónica en el programa PAST (versión 4.04) incluyendo todas las especies presentes en cada estación y los factores ambientales (PAST,2008) con el fin de evaluar la relación entre las variables.

Resultados

Parámetros físicos del sitio

La temperatura ambiental osciló entre 12°C y 28 °C, siendo abril de 2021 el mes con la mayor temperatura ambiental registrada en el muestreo y febrero de 2022 el más frío. La transparencia en la estación 1 fue mayor en los meses de junio y noviembre con 42.5 cm y 45 respectivamente; mientras que en la estación 2 la transparencia fue máxima en junio-julio con 39 y 53cm de transparencia respectivamente. La menor transparencia (figura 4) registrada fue en enero de 2022 con 5.5 cm para la estación 1 y en la estación 2 con 6 cm de ese mismo mes, en cuanto a la transparencia si hubo una diferencia significativa a nivel temporal ($H=42.017$ $p=0.000016$) y no hubo diferencia significativa entre la transparencia de ambas estaciones ($H= 1.068$ $p=0.301$). La profundidad (figura 5) de la estación 1 fue mayor en mayo de 2021 con 54 cm y menor en febrero de 2022 con 30 cm. Para la estación 2 la mayor profundidad fue de 80 cm en marzo, abril y agosto, y la mínima de 61 cm en febrero, donde no hubo diferencia de las profundidades entre los meses ($H= 7.71$ $p=0.74$) pero si hubo diferencia entre las profundidades de ambas estaciones ($W= 576$ $p=0.0000000025$).

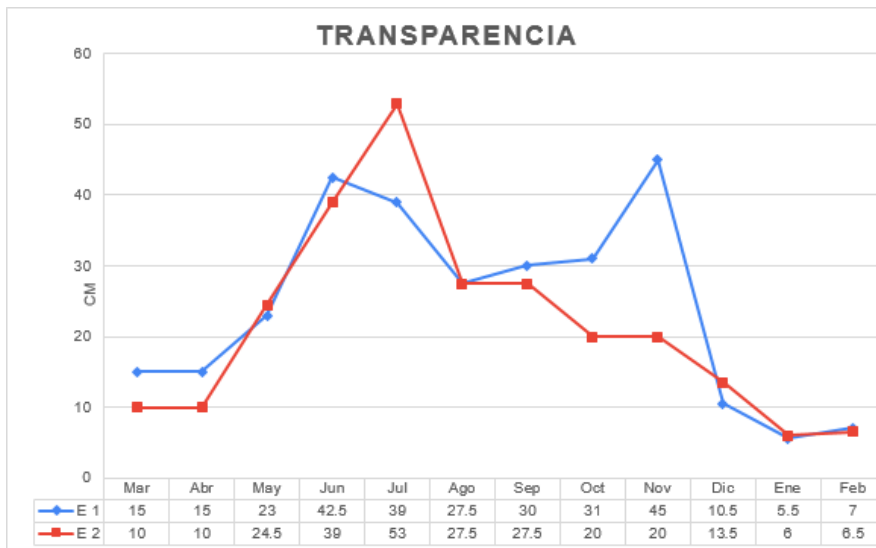


Figura 4. Transparencia de ambas estaciones.

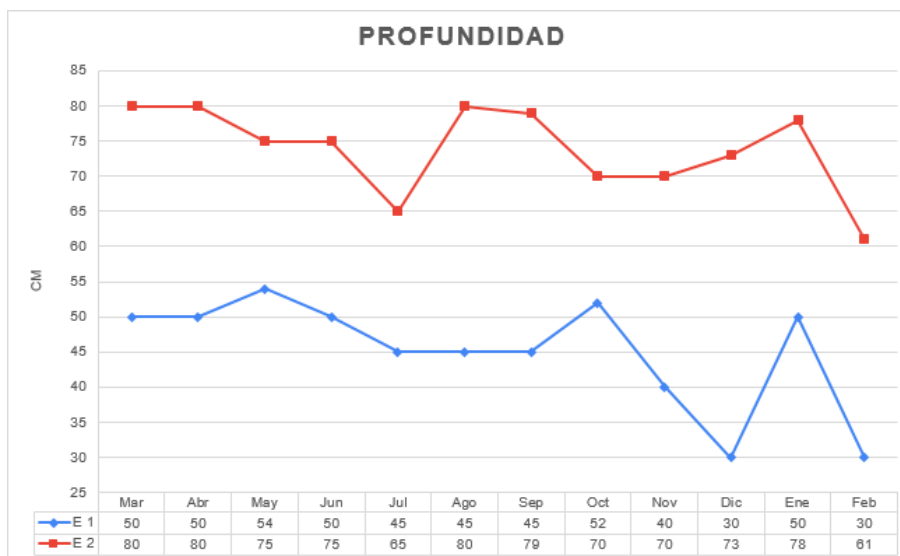


Figura 5. Profundidad de ambas estaciones.

El pH fluctuó entre 8.9 en julio hasta 10.87 en enero en la E1 (figura 6) y de 9.32 en julio hasta 10.7 en febrero en la estación 2 (figura 7), en ambas estaciones el pH no fue diferente espacialmente ($W=260$ $p=0.74$) y tampoco presentó diferencia entre ambas estaciones ($W=303.0$ $p=0.57$), pero el valor del pH a lo largo de los meses si fue diferente ($H=40.29$ $p=0.000031$), donde solo los meses de marzo y abril tuvieron valores similares de pH.



Figura 6. pH de la estación 1

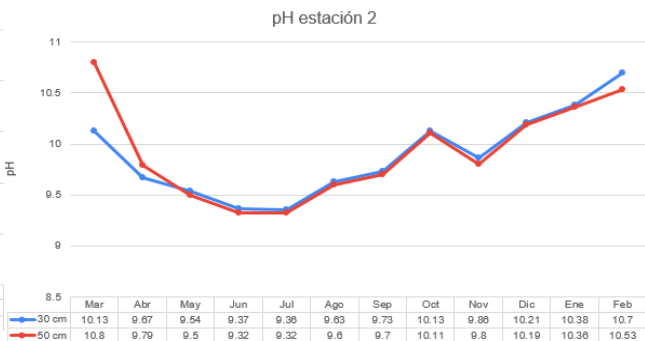


Figura 7. pH de la estación 2

La temperatura del agua fue mínima en el mes de febrero para ambas estaciones con 15 °C en la E1 y 14.3 en la E2, se observaron diferencias estadísticas de manera temporal de la temperatura ($H=37.61$ $p=0.0000908$) sobre todo en los meses de marzo-abril con respecto al periodo mayo-noviembre, pero no hubo diferencia entre las temperaturas tomadas a 30cm y 50 cm ($W=221$ $p=0.49$) ni entre las dos estaciones ($W=200$ $p=0.24$) (figura 8 y 9).

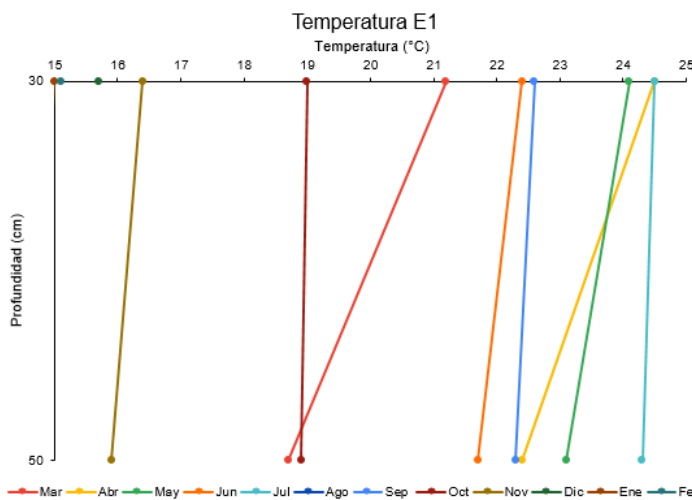


Figura 8. Distribución espacial de la temperatura E1

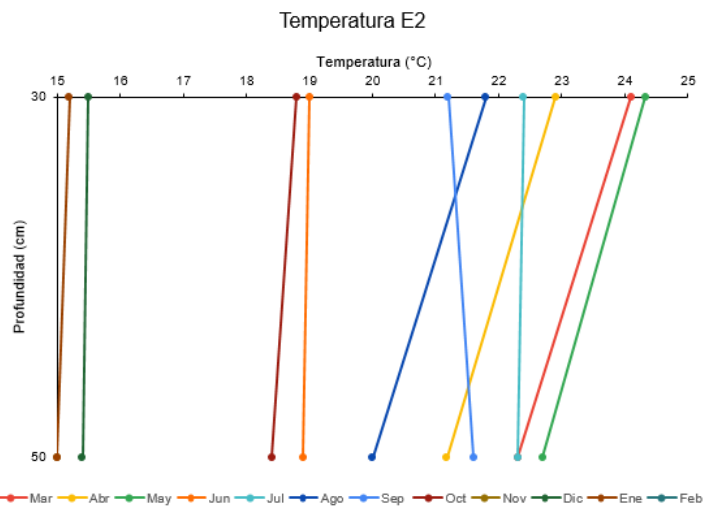


Figura 9. Distribución espacial de la temperatura E2

En la estación 1 (figura 10) a 30 cm de profundidad se registró el valor más alto de oxígeno disuelto, en septiembre con 17.34 mg/L y el menor en junio con 8.98 mg/L. A 50 cm de profundidad en esa misma estación se registró un máximo de 16.46 mg/L en septiembre y un

mínimo de 5.39 en mayo, en esta estación durante los meses de agosto, diciembre y febrero no se pudieron medir los valores debido a que la profundidad no fue suficiente. En la estación 2 (figura 11) a 30 cm de profundidad, la máxima concentración de oxígeno disuelto fue 16 mg/L en marzo y la mínima en julio con 3.33 mg/L a 50 cm la máxima concentración fue de 13.45 mg/L en diciembre y la mínima de 2.04 mg/L en julio. No se registraron diferencias significativas ($W= 204$ $p=0.279$) entre los valores de oxígeno disuelto de las estaciones en ambas profundidades y tampoco entre ambas estaciones ($W= 235$ $p=0.70$); en cambio, si hubo una diferencia ($H= 27.144$ $p=0.0043$) de la cantidad de oxígeno en los 12 meses de muestreo.

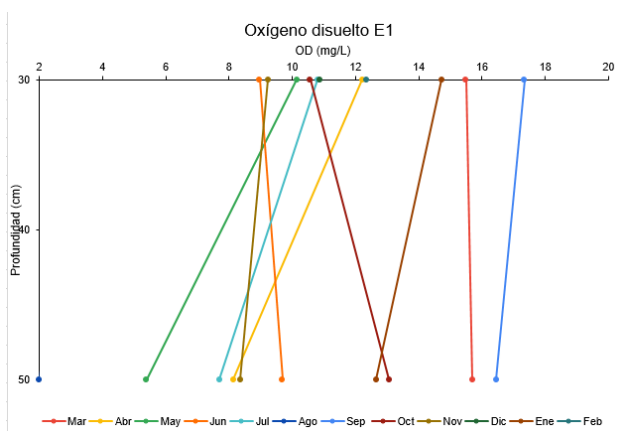


Figura 10. Oxígeno disuelto de la estación 1

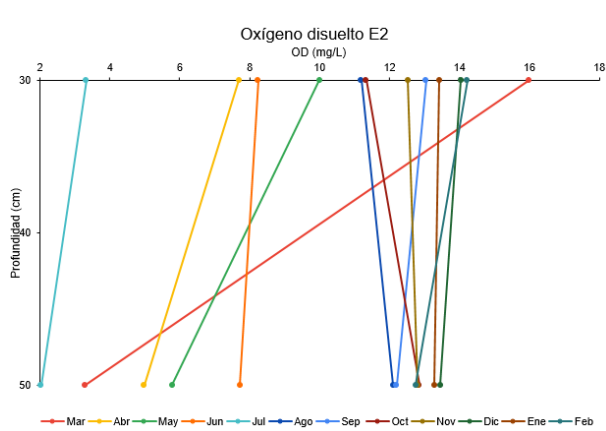


Figura 11. Oxígeno disuelto de la estación 2

Los sólidos totales disueltos tuvieron una diferencia ($H= 40.691$ $p= 0.0000275$) entre los meses, con valores de entre 725 hasta 860 ppm entre junio a noviembre y de 914 a 960 ppm de diciembre a febrero en la estación 1 (figura 12), mientras que en la estación dos (figura 13) la variación osciló desde 740 hasta 882 ppm de junio a noviembre y de 865 a 977 ppm. de diciembre a febrero. Entre los valores de los S.D.T. no hubo diferencia ($W=235.0$ $p=0.38$) entre las dos profundidades y tampoco entre ambas estaciones ($W= 296.5$ $p=0.67$).



Figura 12. Sólidos totales disueltos E1

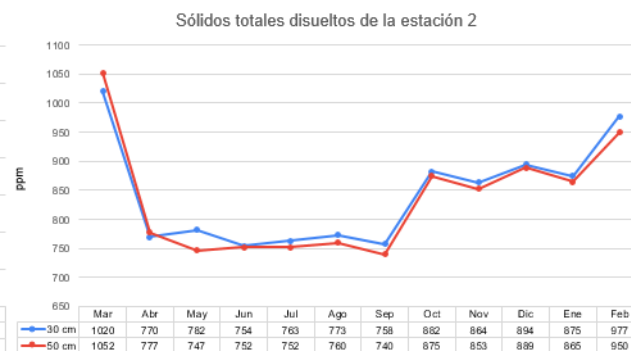


Figura 13. Sólidos totales disueltos E2

La conductividad eléctrica no mostró diferencia de manera espacial ($W= 226.5$ $p=0.297$), pero si temporalmente ($H= 38.07$ $p=0.000076$) con valores de 1269 a 1550 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de mayo a octubre y de 1655 a 1850 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de noviembre a febrero en la estación 1 (gráfico 11) y en la estación 2 (gráfico 12) de 1423 a 1715 $\mu\text{S}/\text{cm}$ entre mayo a octubre y de 1642 a 1878 $\mu\text{S}/\text{cm}$ entre noviembre a febrero. Además, la diferencia de la conductividad eléctrica entre ambas estaciones no fue significativa ($W=322$ $p=0.33$).

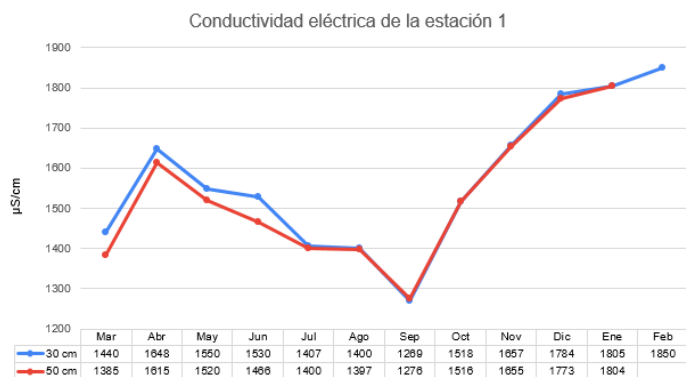


Figura 14. Conductividad eléctrica de E1

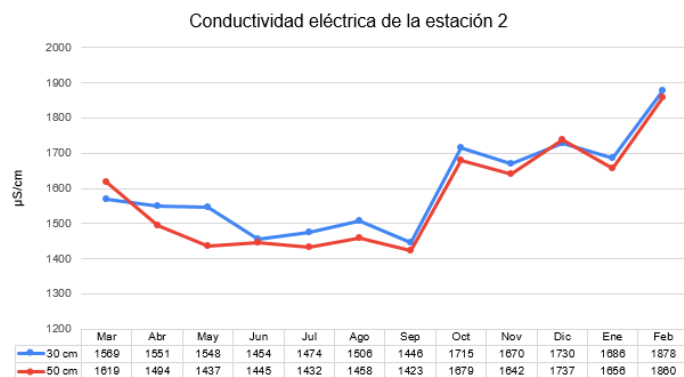


Figura 15. Conductividad eléctrica de E2

Alcalinidad

Los valores de alcalinidad no fueron significativamente diferentes entre ambas estaciones ($W=368$ $p=0.1007$), se registraron mínimos de 32 y 50 $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ en la estación 1 y 2 respectivamente en el mes de enero y máximos de 320 $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ en febrero para la primera estación y de 479 $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ en la segunda. La alcalinidad (figura 16) mostró una variación marcada entre los meses ($H= 31.69$ $p= 0.00085$) teniendo en los meses jun-jul y oct-dic valores muy similares, de entre 129 a 287 $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$.

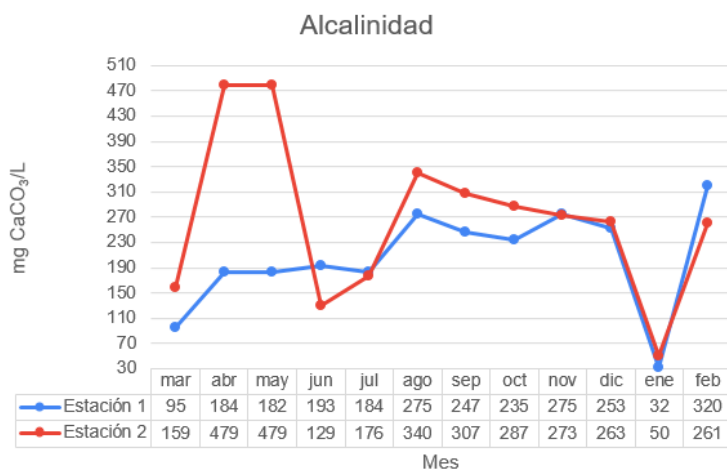


Figura 16. Alcalinidad de ambas estaciones

Dureza

La dureza general (figura 17) no mostró diferencia entre ambas estaciones ($W= 370$ $p=0.09$), la estación uno fue de 30 $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ en octubre a 323.6 $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ en abril, mientras

que en la estación dos fue de 62 a 372.4 en los mismos meses que la estación uno por lo tanto si hubo una diferencia a nivel temporal ($H=42.84$ $p=0.000011$), dentro de los cuales los meses de octubre a enero mantuvieron valores similares.

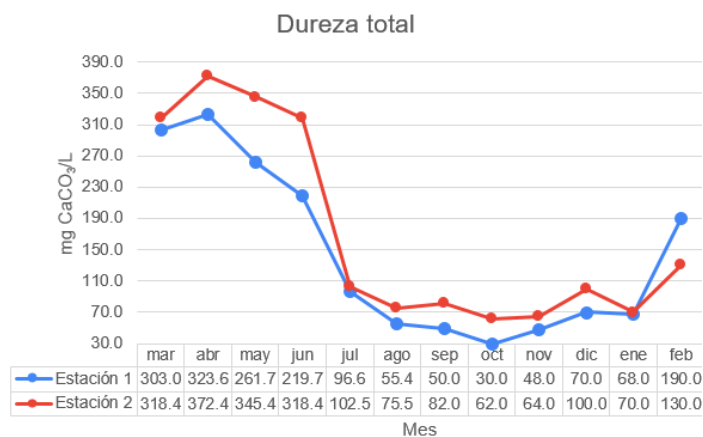


Figura 17. Dureza total de ambas estaciones

Nutrientos

Ortofosfatos

Los valores de ortofosfatos (figura 18) no presentaron diferencias ($W=312$ $p=0.62$) entre estaciones, con valores en el rango de 0.28 a 3.72 mg/L en la estación 1 y de 0.349 a 2.481 mg/L en la estación 2, siendo los valores más bajos registrados en octubre y los más altos en marzo en ambas estaciones, habiendo una diferencia temporal ($H=34.02$ $p=0.00035$).

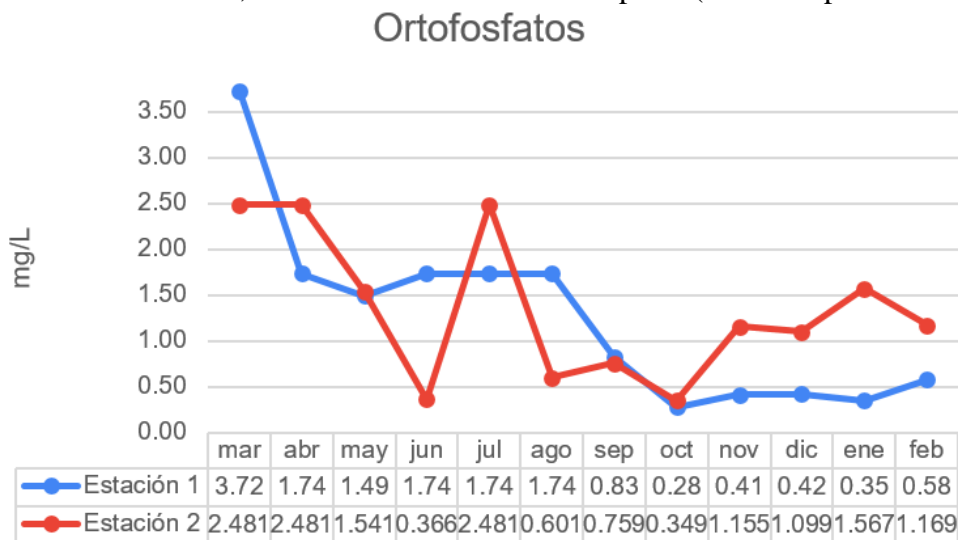


Figura 18. Concentración de ortofosfatos de ambas estaciones

Nitratos

Los valores de nitratos (figura 19) fueron estadísticamente diferentes entre ambas estaciones ($W=176$ $p=0.02$), siendo la estación 1 la que tuvo valores más altos llegando hasta 5.49 mg/L en marzo y con mínimo de 0.05 mg/L en junio. En cambio, la estación 2 no superó la concentración de 1.078 mg/L (en enero) y tuvo un mínimo de 0 mg/L en mayo. A su vez los valores de nitratos si fueron diferentes ($H=30.68$ $p=0.0012$) en los meses de muestreo.

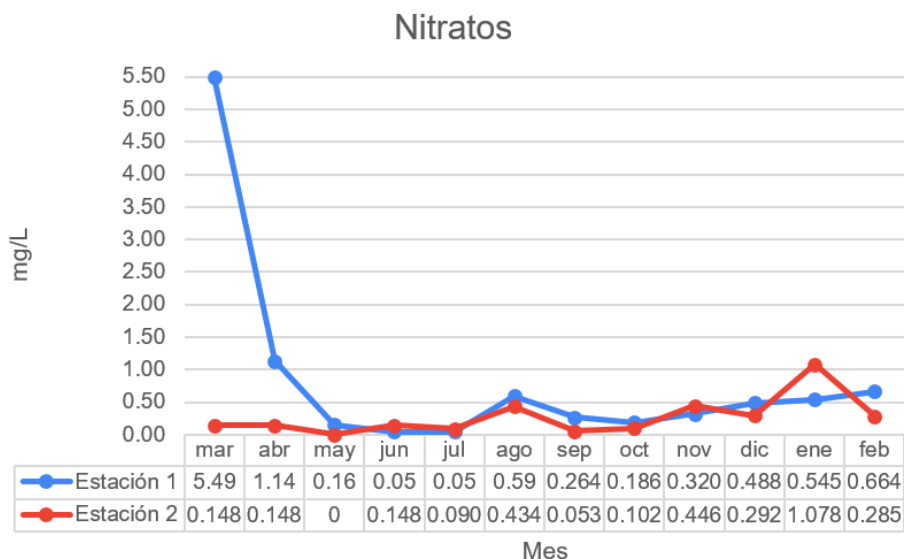


Figura 19. Valores de nitratos de las dos estaciones de muestreo

Nitritos

En nitritos (figura 20) no hubo diferencia entre las estaciones ($W= 282$ $p=0.91$) y las concentraciones estuvieron entre los rangos de 0 mg /L en la estación 1 y 0.04 mg /L ambas en noviembre, a 3.59 mg/L en marzo en la estación 1 y 0.12 mg /L en febrero la estación 2, pero sin haber una diferencia significativa entre los meses ($H=14.85$ $p=0.1894$).

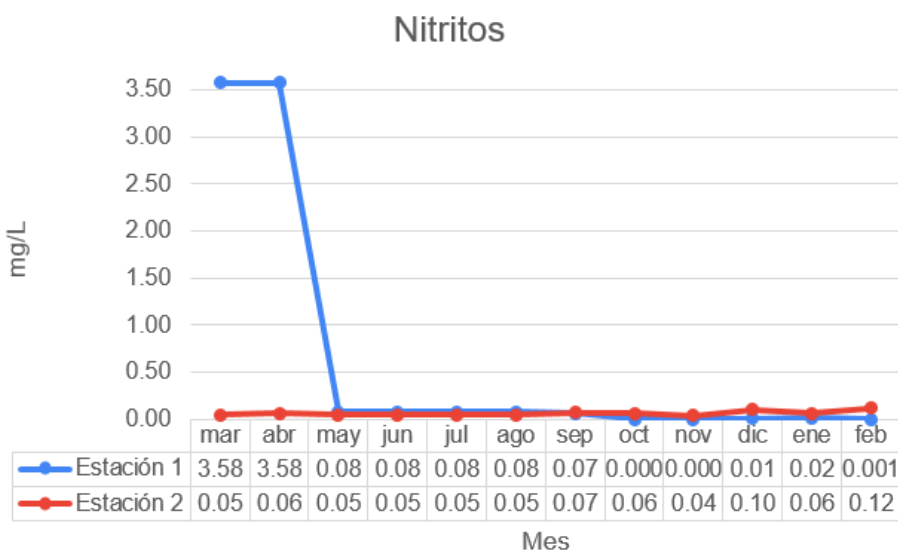


Figura 20. Concentración de nitritos de las dos estaciones

Amonio

La concentración de amonio (figura 21) no fue diferente entre ambas estaciones ($W= 218$ $p= 0.15$), presentado valores de 0mg/L (agosto) hasta 1.28 mg/L (abril) en la estación 1 y 1.83 (mayo) en la estación 2 presentando una diferencia temporal ($H= 31.75$ $p=0.00083$).

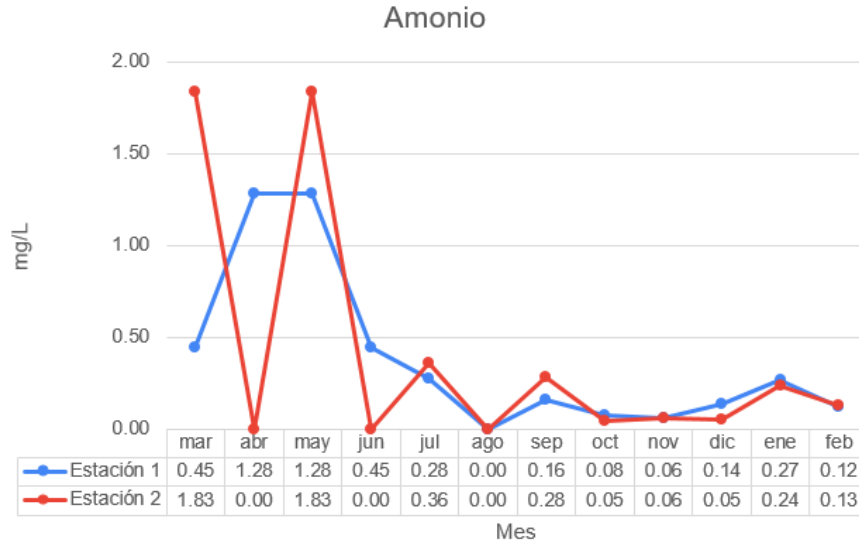


Figura 21. Concentración de amonio de las dos estaciones

Fósforo total

La concentración de fósforo total (figura 22) no fue significativamente diferente entre las dos estaciones ($W=26$ $p=0.23$), con valores que fluctuaron de 0.39 en octubre a 2.423 mg/L en enero en la primera estación y de 0.75 en octubre a 2.21 mg/L en enero en la segunda estación, sin haber una diferencia ($H= 8.61$ $p=0.12$) entre los seis meses (septiembre a febrero) que se midió este parámetro.

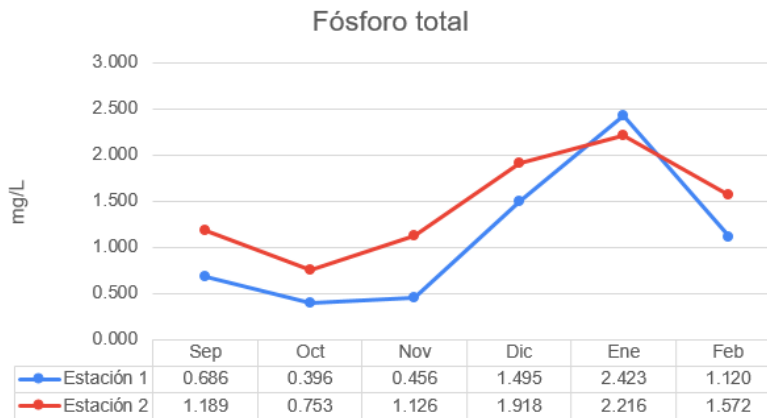


Figura 22 Fosforo total de ambas estaciones

Sulfatos

Los sulfatos (figura 23) no presentaron diferencia a nivel temporal ($H= 10.76$ $p=0.056$), en los seis meses de la obtención de este parámetro, ni entre estaciones ($W= 19$ $p=0.936$), presentando valores mínimos en septiembre con 2.531 y 2.92 mg/L en la estación 1 y 2 respectivamente a máximos de 31.9 y 32.8 mg/L en febrero en las estaciones 1 y 2, respectivamente.

Silicatos

Al igual que los sulfatos, los silicatos (figura 24) no mostraron diferencia temporal ($H=6.61$ $p=0.25$), ni tampoco entre estaciones ($W=29$ $p=0.092$) presentando los valores más bajos en octubre 7.59 y 15.61 en la estación 1 y 2 respectivamente; y los valores más altos en febrero con 23.56 mg/L en la estación 1 y 19.64 mg/L en la estación 2.

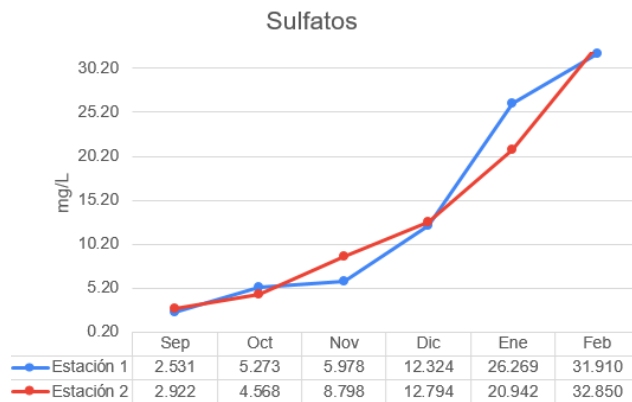


Figura 23. Concentración de sulfatos

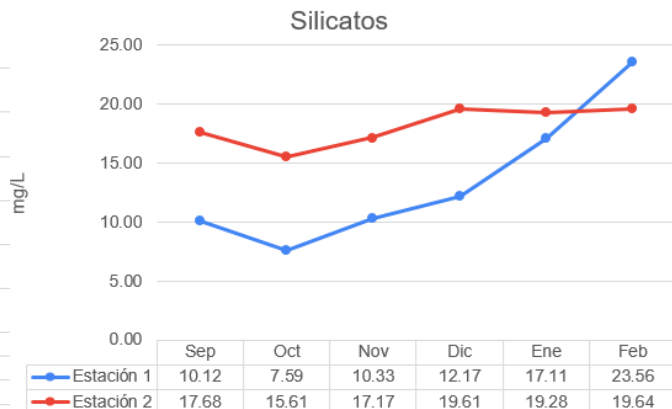


Figura 24. Concentración de silicatos

Estado trófico

Debido a la falta de valores de la concentración de fósforo total (por razones sanitarias) y a su importancia que aporta este parámetro en la determinación del estado trófico, de los primeros seis meses de muestreo se infirió la concentración de fósforo total de los meses faltantes a partir de las concentraciones de ortofosfatos.

El estado trófico de ambas estaciones se calculó con base en los valores límites de la OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos) con respecto al fósforo total y a la transparencia medida con el disco de Secchi. Ambas estaciones se clasifican en estado hipertrófico, la estación 1 con una transparencia promedio anual de 0.24 m y una concentración media anual de fósforo de 1.563 mg/L^{-1} (equivalente a $1563 \mu\text{L}^{-1}$). Mientras que en la estación 2 la transparencia media anual fue de 0.21 m y una concentración de fósforo total media anual de 1.561 mg/L^{-1} . Además, con base al índice de Carlson (1977) tomando en cuenta la concentración de fósforo total y la profundidad del disco de Secchi se infirió un estado hipertrófico durante todo el año en ambas estaciones.

Fitoplancton

Se registraron 24 especies para la estación 1 y un total de 25 especies de fitoplancton para la estación 2 siendo un total de 26 especies diferentes, las cuales se muestran ordenadas por división en la siguiente tabla.

División	Clase	Orden	Familia	Genero	Especie	Autor y año	
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Nostocales	Nostocaceae	Anabaena	<i>Anabaena sp.</i>	ST. Vincent, 1886	
			Nostocaceae	Anabaenopsis	<i>Anabaenopsis sp.</i>	Miller, 1923	
			Oscillatoriaceae	Oscillatoria	<i>Oscillatoria sp.</i>	Vaucher Ex Gomont, 1893	
		Chroococcales	Chroococcaceae	Chroococcus	<i>Chroococcus</i>	Nageli, 1849	
				Microcystis	<i>Microcystis sp.</i>	Lehmann, 1907	
				Merismopedia	<i>Merismopedia sp.</i>	Meyen, 1839	
Chlorophyta	Chlorophyceae	Sphaeropleales	Selenastraceae	Ankistrodesmus	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	Corda, 1838	
				Monoraphidium	<i>Monoraphidium arcuatum</i>	Komárková-Legnerová	
				Monoraphidium	<i>Monoraphidium irregulare</i>	Komárková-Legnerová	
			Scenedesmaceae	Kirchneriella	<i>Kirchneriella lunaris</i>	Moebius, 1894	
				Crucigenia	<i>Crucigenia tetrapedia</i>	(Kirch.) W. West and G.S. West, 1996	
				Scenedesmus	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	(Turpin) Brébisson 1835	
			Hydrodictyceae	Pediatrum	Scenedesmus	<i>Scenedesmus opoliensis</i>	Meyen 1829
					Scenedesmus	<i>Scenedesmus eornis</i>	(Ehrenberg) Chodat, 1926
					Pediastrum	<i>Pediastrum duplex</i>	Meyen, 1829
			Chlamydomonadales	Chlorococcaceae	Chlorococcum	<i>Chlorococcum sp.</i>	Meneghini, 1842
			Chlorellales	Ctenocladaceae	Protococcus	<i>Protococcus sp.</i>	C. A. Agardh, 1824
			Ulotrichales	Ulotrichaceae	Ulothrix	<i>Ulothrix sp.</i>	Kuetzing, 1836
			Ochrophyta	Bacillariophyceae	Naviculales	Naviculaceae	Navicula
Achnantheae	Achnanthes	<i>Achnanthes sp.</i>				Bory de Saint-Vincent, 1823	
Achnanthes	Cocconeidaceae	Cocconeis			<i>Cocconeis sp.</i>	Ehrenberg, 1836	
	Closteriaceae	Closterium			<i>Closterium sp.</i>	Nitzsch ex Ralfs, 1848	
Charophyta	Charophyceae	Charales	Desmidiaceae	Staurastrum	<i>Staurastrum gracile</i>	Meyen Ex J. Ralfs, 1848	
			Characeae	Chara	<i>Chara sp.</i>	Linnaeus, 1763	
Euglenophycota	Euglenophyceae	Euglenales	Euglenaceae	Phacus	<i>Phacus sp.</i>	Dujardin, 1841	

Tabla 1. Lista ficológica de las especies totales registradas en el lago de Aragón. Clasificación de acuerdo a Integrated Taxonomic Information System (ITIS).

La siguiente tabla muestra la presencia (✓) y ausencia (✗) de las especies en ambas estaciones.

Tabla 2. Presencia y ausencia de las especies por estación en el LBSJA

División	Especie	Estación 1	Estación 2
Cyanobacteria	<i>Anabaena sp.</i>	✓	✓
	<i>Anabaenopsis sp.</i>	✓	✓
	<i>Oscillatoria sp.</i>	✓	✓
	<i>Chroococcus sp.</i>	✓	✓
	<i>Microcystis sp.</i>	✓	✓
	<i>Merismopedia</i>	✗	✓
Chlorophyta	<i>Ankistrodesmus sp.</i>	✓	✓
	<i>Monoraphidium sp.</i>	✓	✓
	<i>Monoraphidium irregulare</i>	✗	✓
	<i>Kirchneriella lunaris</i>	✓	✓
	<i>Crucigenia tetrapedia</i>	✓	✓
	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	✓	✓
	<i>Scenedesmus opoliensis</i>	✓	✓
	<i>Scenedesmus eornis</i>	✓	✓
	<i>Pediastrum duplex</i>	✓	✓
	<i>Pediastrum boryanum</i>	✓	✓
	<i>Chlorococcum sp.</i>	✓	✓
<i>Pleurococcus</i>	✓	✓	
Ochrophyta	<i>Ulothrix sp.</i>	✓	✓
	<i>Navicula sp.</i>	✓	✓
	<i>Achnanthes sp.</i>	✓	✓
Charophyta	<i>Cocconeis sp.</i>	✓	✓
	<i>Closterium sp.</i>	✓	✓
	<i>Staurastrum gracile</i>	✓	✓
Euglenophycota	<i>Chara sp.</i>	✓	✗
	<i>Phacus sp.</i>	✓	✓

Índice de saprobiedad y cociente de asociación

En la estación 1 el cociente de asociación fue 7 y en la estación 2 el cociente fue de 8, dando como resultado que el estado trófico es saprotrófico (en función de la materia orgánica) debido a que el valor de C es ≥ 3 . Las especies tomadas en cuenta para este índice fueron:

- Estación 1. Las cinco especies de cianobacterias, *Chlorococcum sp.*, *Phacus sp.* y *Staurastrum gracile*.
- Estación 2. Las seis especies de cianobacterias presentes en esa estación, *Chlorococcum sp.*, *Phacus sp.* y *Staurastrum gracile*.

Mientras que algunos de los índices de saprobiedad (tabla 3) de las especies presentes fueron los siguientes:

Tabla 3. Índice de saprobiedad de algunas especies presentes en el lago. De acuerdo al índice de saprobiedad de Sládeček et al., 1981 en Ortega 1995)

Especie	índice de saprobiedad
<i>Anabaena sp.</i>	~1.5
<i>Oscillatoria sp.</i>	~2.4
<i>Microcystis sp.</i>	~1.75
<i>Merismopedia sp</i>	~2.4
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	2.4
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	1.75
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	2.1
<i>Scenedesmus opoliensis</i>	2.2
<i>Pediastrum duplex</i>	1.7
<i>Pediastrum boryanum</i>	1.85
<i>Ulothrix sp.</i>	~1.4
<i>Navicula sp.</i>	~1.6
<i>Coconeis sp.</i>	~1.5
<i>Closterium sp.</i>	~1.4
<i>Chara sp</i>	~1.2
<i>Phacus sp.</i>	~2.3

Jerarquización de especies

La división predominante en todo el año de estudio en la estación 1 (figura 25) fue Chlorophyta, de las cuales destacaron *Monoraphidium sp.*, *Scenedesmus quadricauda*, *Scenedesmus ecornis*, *Pediastrum duplex*, *Pediastrum boryanum* y *Chlorococcum sp.* las cuales fueron dominantes de acuerdo a la jerarquización de especies (figura 26). La división Cyanobacteria fue la segunda dominante, dentro de la cual destacan *Anabaena sp.*, *Chroococcus sp.*, y *Microcystis sp.* que estuvieron presentes durante todo el muestreo. En total hubo nueve especies dominantes (figura 27), tres constantes, tres ocasionales y nueve raras.

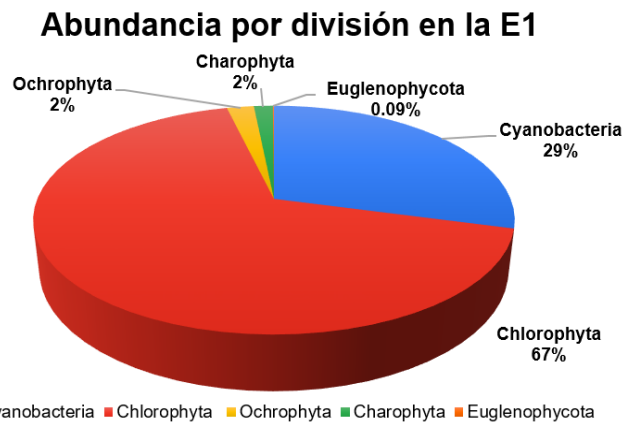


Figura 25. Abundancia por división en la estación 1.

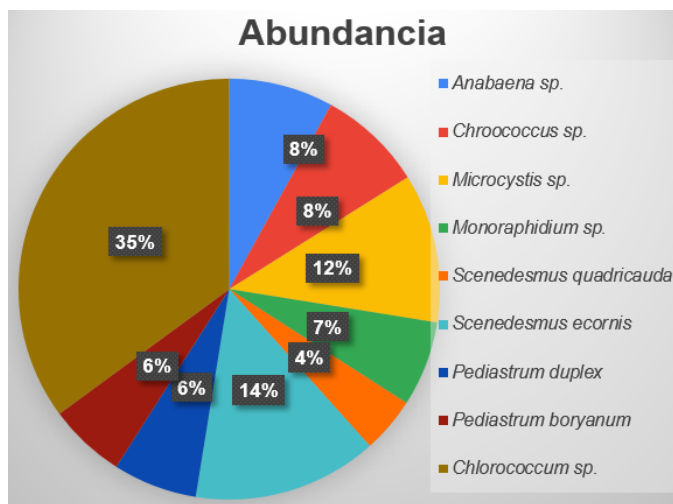
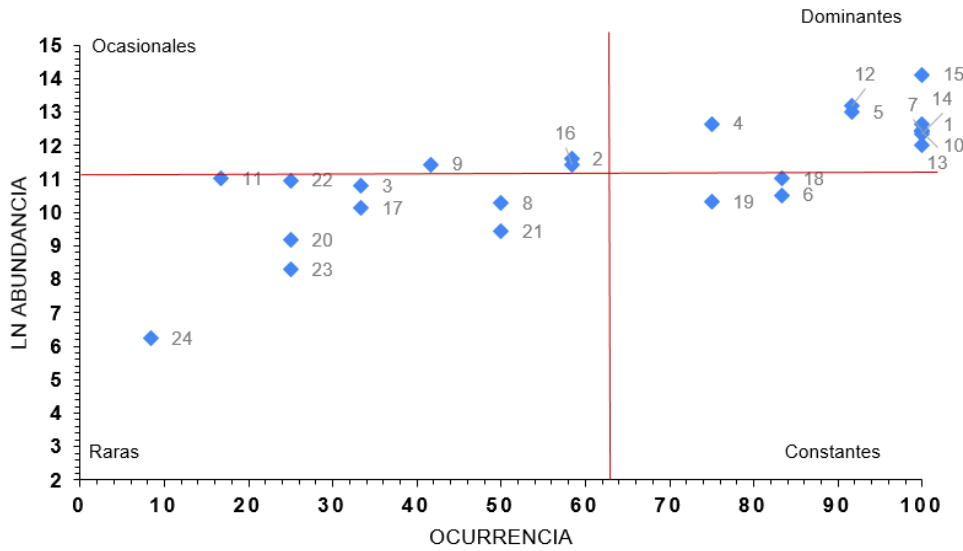


Figura 26. Abundancia de las especies dominantes de la estación 1

DIAGRAMA OLMSTEAD-TUKEY



Género/Especie	Género/Especie	Género/Especie	Género/Especie
1. <i>Anabaena sp.</i>	7. <i>Monoraphidium sp.</i>	13. <i>Pediastrum duplex</i>	19. <i>Achnanthes sp.</i>
2. <i>Anabaenopsis sp.</i>	8. <i>Kirchneriella lunaris</i>	14. <i>Pediastrum boryanum</i>	20. <i>Coconeis sp.</i>
3. <i>Oscillatoria sp.</i>	9. <i>Crucigenia tetrapedia</i>	15. <i>Chlorococcum sp.</i>	21. <i>Coconeis sp.</i>
4. <i>Chroococcus</i>	10. <i>Scenedesmus quadricauda</i>	16. <i>Protococcus sp.</i>	22. <i>Staurastrum gracile</i>
5. <i>Microcystis sp.</i>	11. <i>Scenedesmus opoliensis</i>	17. <i>Ulothrix sp.</i>	23. <i>Phacus sp.</i>
6. <i>Ankistrodesmus sp.</i>	12. <i>Scenedesmus ecornis</i>	18. <i>Navicula sp.</i>	24. <i>Chara sp.</i>

Figura 27. Diagrama Olmstead –Tukey de la estación 1

Para la estación 2 predominó la división Chlorophyta (figura 28) dentro de la cual dominaron, por abundancia, *Monoraphidium sp.*, *Scenedesmus quadricauda*, *S. ecornis*, *Pediastrum duplex*, *Pediastrum boryanum* y *Chlorococcum sp.* mientras que la división Cyanobacteria fue la segunda más abundante destacando *Anabaena sp.*, *Chroococcus sp.* y *Microcystis sp.* (figura 29).

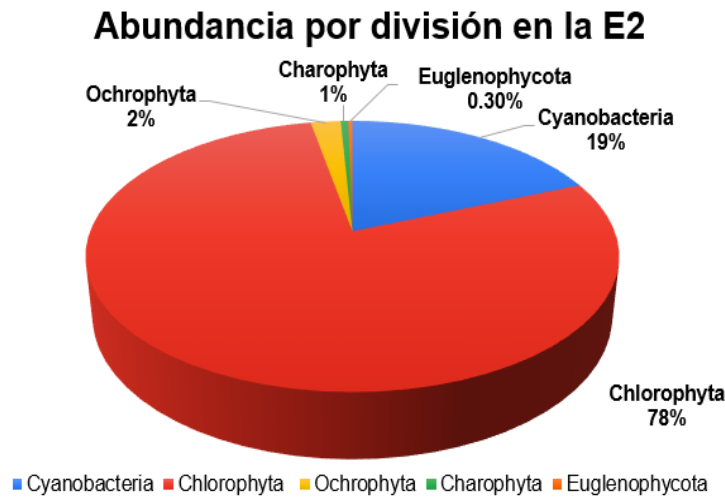


Figura 28. Abundancia por división en la estación 2

En la jerarquización de especies de la estación 2 hubo 9 especies dominantes (figura 30), dos ocasionales y 12 raras.

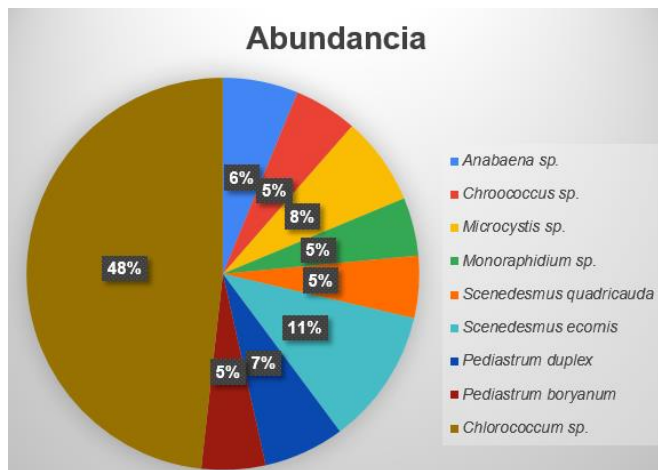
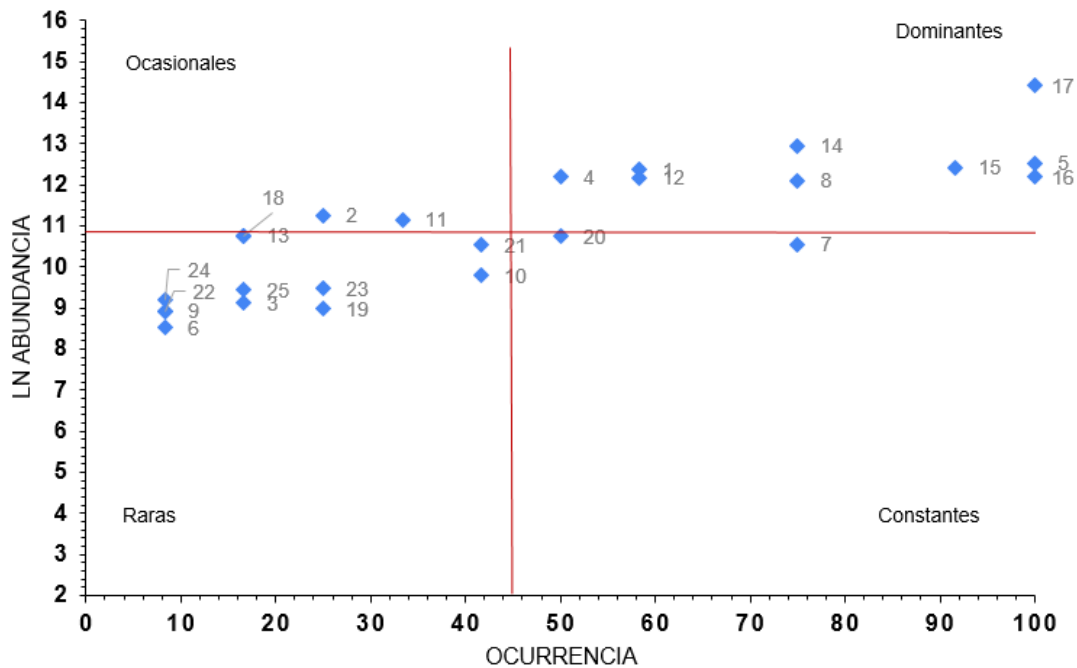


Figura 29. Abundancia de las especies dominantes de la estación 2.

DIAGRAMA OLMSTEAD-TUKEY



Género/Especie	Género/Especie	Género/Especie	Género/Especie
1. Anabaena sp.	7. Ankistrodesmus sp.	13. Scenedesmus opoliensis	19. Ulothrix sp.
2. Anabaenopsis sp.	8. Monoraphidium sp.	14. Scenedesmus ecornis	20. Navicula sp.
3. Oscillatoria sp.	9. Monoraphidium irregulare	15. Pediastrum duplex	21. Achnanthes sp.
4. Chroococcus	10. Kirchneriella lunaris	16. Pediastrum boryanum	22. Coconeis sp.
5. Microcystis sp.	11. Crucigenia tetrapedia	17. Chlorococcum sp.	23. Closterium sp.
6. Merismopedia sp.	12. Scenedesmus quadricauda	18. Protococcus sp.	24. Staurostrum gracile
			25. Phacus sp.

Figura 30. Diagrama Olmstead-Tukey de la estación 2

Índice de diversidad, dominancia y equitatividad

El valor máximo del índice de Shannon-Wiener (figura 31) fue registrado en la estación 1 con 2.52 en marzo de 2021, en esa misma estación los valores fluctuaron entre 1.68, en abril, hasta 2.52. En la estación 2 los valores fueron entre 1.01, registrado en junio, hasta 2.34 en noviembre. Los valores del índice de Shannon-Wiener muestran una diferencia significativa entre ambas estaciones ($W=36$ $p=0.040$), pero no hubo diferencia entre los valores de Shannon-Wiener a lo largo de los meses ($H= 13.6$ $p=.255$).

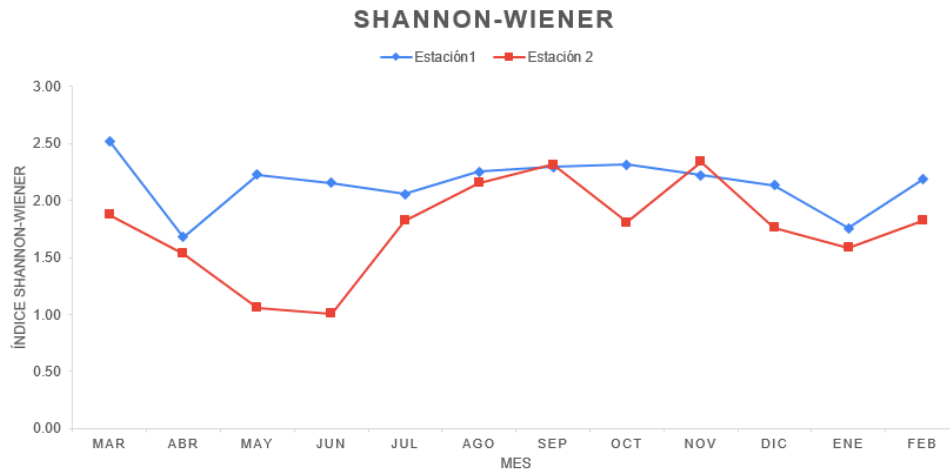


Figura 31. Shannon-Wiener de ambas estaciones

En el índice de equitatividad (figura 32), en la estación 1 se registró un máximo de .89 en el mes de marzo de 2021 y por lo tanto el menor valor de dominancia de 0.109 mientras que el mes de abril de ese mismo año registró el valor mínimo de equitatividad de 0.56 y mayor de dominancia, de 0.4077, debido a que los valores de equitatividad y dominancia son inversamente proporcionales. En la estación 2 el mes donde los recursos estaban mejor distribuidos fue septiembre con 0.90 y 0.09 de dominancia, siendo el menos equitativo el mes de junio con 0.51 y 0.48 de dominancia. Entre las estaciones no hubo diferencia entre los valores de equitatividad ($W= 56$ $p=0.37$) y por lo tanto tampoco entre la dominancia de ambas estaciones. Tampoco hubo diferencia entre los valores de equitatividad y dominancia a lo largo de los meses ($H= 15.4$ $p=0.16$).

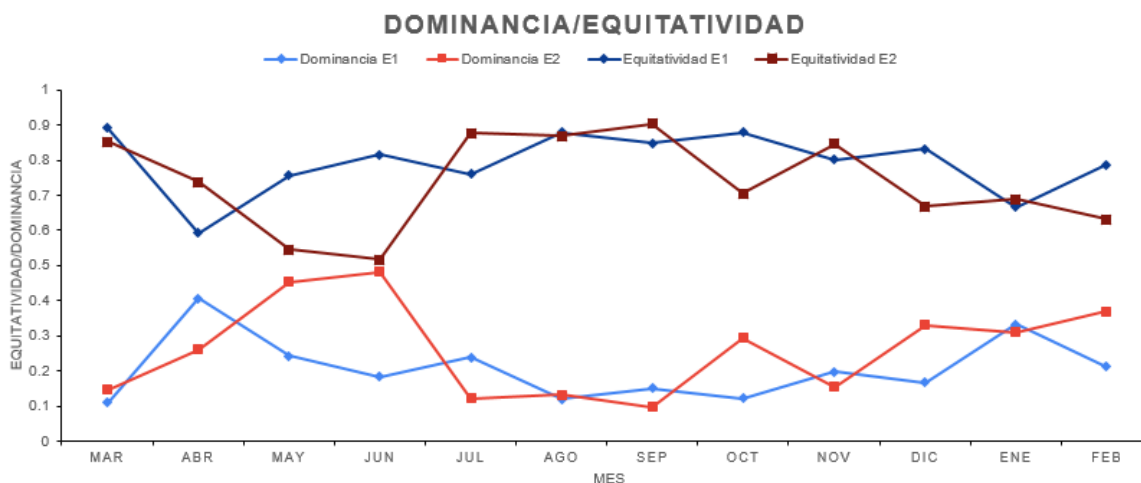


Figura 32. Índice de dominancia y equitatividad de las dos estaciones

Comparación de los parámetros entre estaciones

Con base en las pruebas estadísticas que se realizaron a cada uno de los parámetros, en general no hay una diferencia significativa entre estaciones como se muestra en la siguiente tabla, excepto para la profundidad, nitratos y diversidad de las especies:

Tabla 3. Diferencia de las variables entre estaciones del LBSJA

Parámetro	Estaciones	
	Si	No
Transparencia		×
Profundidad	✓	
pH		×
Temperatura del agua		×
Oxígeno disuelto		×
Sólidos totales disueltos		×
Conductividad		×
Alcalinidad		×
Dureza		×
Ortofosfatos		×
Nitratos	✓	
Nitritos		×
Amonio		×
Fósforo total		×
Sulfatos		×
Silicatos		×
Diversidad	✓	
Equitatividad		×

Análisis de correspondencia canónica

Para poder explicar mejor el comportamiento de las variables en el sistema acuático se realizó un análisis de correspondencia canónica en el que se incluyó a todas las especies presentes en ambas estaciones, debido a que no se registraron diferencias entre las variables de ambas estaciones, excepto los nitratos, profundidad y fosfatos, se obtuvo un promedio de cada variable. Se registró una relación entre las variables de nitratos (-0.36), nitritos (-0.53), dureza (-0.58) y amonio (-0.41) con los meses cálidos secos (marzo a mayo) y el inicio de la época de lluvias (mayo-junio) con las siguientes especies: *Monoraphidium* sp., *Chara* sp. (Charo), *Kirchneriella lunaris* (Kirch), *Oscillatoria* sp. (Oscill), *Phacus* sp., *Ankistrodesmus falcatus* (Anki), y *Monoraphidium* sp. (Mono). De julio a octubre se observó relación entre la temperatura ambiental (0.57) la temperatura del agua (0.73), los ortofosfatos (0.71) y la profundidad (-0.25) con las especies *Closterium* sp. (Clos), *Anabaena* sp. (Anabaen), *Navicula* sp. (Navi), *Achnanthes* sp. (Achn), *Ulothrix* sp. (Ulot) y *Coconeis* sp. (Coco). La alcalinidad (-0.05), precipitación (0.49) y la transparencia (0.65) (DS) marcaron los meses de septiembre a noviembre con las especies de *Protococcus* sp. (Proto), *Scenedesmus quadricauda* (Scequa), *Anabaenopsis* sp. (Anaba), *Pediastrum duplex* (Peddup), y *Chroococcus* sp. (Chro). La precipitación y la temperatura del agua tuvieron una relación inversa con los meses secos fríos, diciembre a febrero, en los cuales el pH (-0.66), oxígeno disuelto (-0.59) y la conductividad eléctrica (-0.30,) tuvieron más influencia junto con las especies *Pediastrum boryanum* (Pedbor), *Microcystis* sp. (Micro), *Scenedesmus ecornis*

(Sceeco), *Scenedesmus opoliensis* (Sceopo), *Crucigenia tetrapedia*. (Cruc), *Staurastrum gracile*(Stau) y *Chlorococcum sp.* (Chlo) y *Merismopedia* (Meri) (figura 33).

La correlación del primer eje fue de 28.88% y del segundo eje de 25.12 %, obteniendo así una correspondencia acumulada de 54% entre las variables ambientales y las especies presentes en el lago.

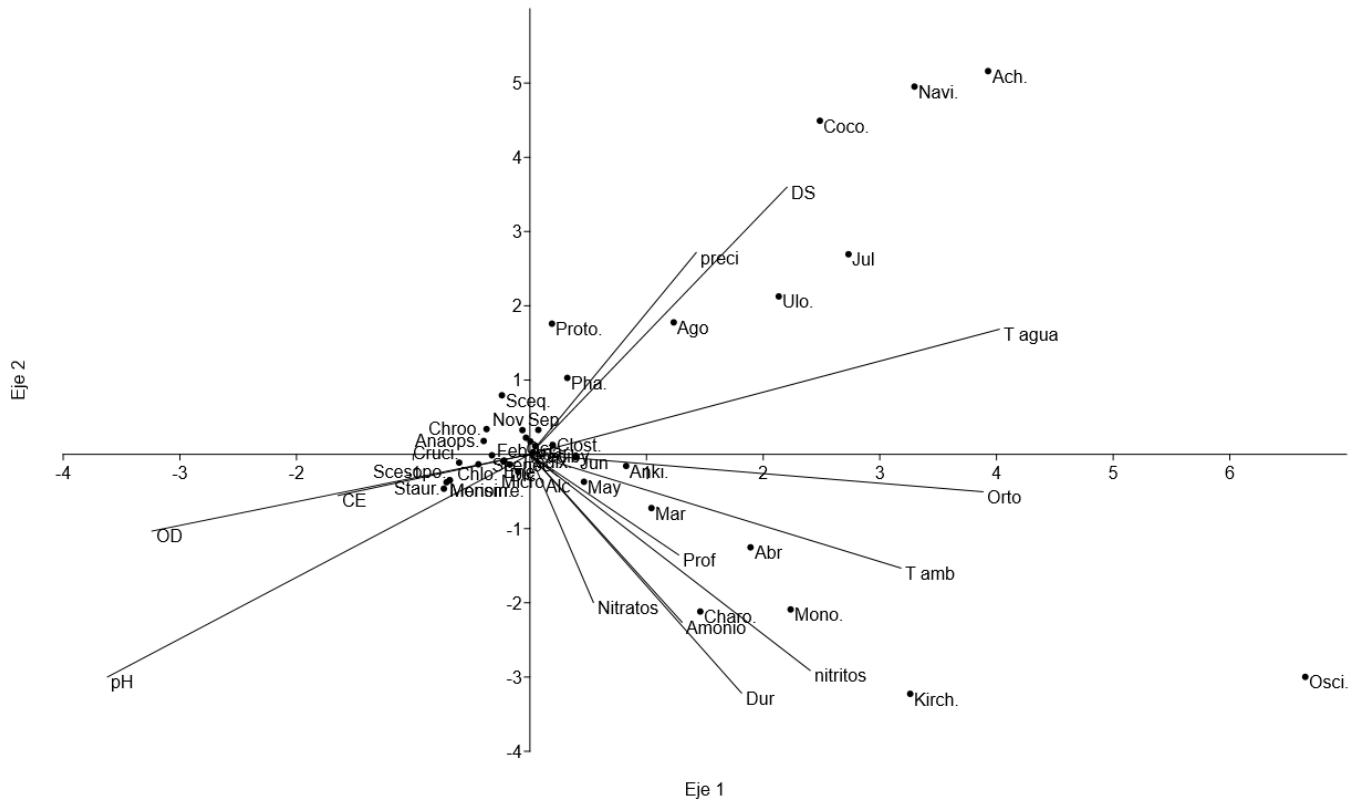


Figura 33. Análisis de correspondencia canónica para las variables físicas, químicas y biológicas.

Discusión

Parámetros físicos y químicos del sitio

El LBSJA tiene un clima semiseco templado por lo cual la temperatura ambiental registrada en los días de muestreo estuvo dentro del intervalo de 12°C a 28°C. Debido a que el lago urbano es un lago tropical se tomará en cuenta una temporada de lluvias, de junio a septiembre y una temporada de secas de octubre a mayo.

Esto se ve muy marcado en la precipitación promedio mensual registrada, donde en los meses de junio a septiembre hubo de 92 a 153mm de lluvia por mes. Los cambios en el nivel de agua pueden influir eventualmente en la concentración de nutrientes y contribuir en cambios en el crecimiento del fitoplancton (Wu *et. al.*, 2014 en Aeriyanie *et. al.*, 2021). En el Lago de Aragón la transparencia, que está fuertemente ligada a la precipitación, tuvo sus mayores niveles en los meses de junio a septiembre en ambas estaciones, exceptuando el mes de

noviembre donde la estación uno registró una transparencia alta. Se nota así un patrón general de una disminución de transparencia conforme disminuían las lluvias.

Sin embargo, la precipitación no cambió significativamente la profundidad del lago a lo largo de los meses de muestreo en las estaciones. No obstante, en la estación 2, ubicada en el lago mayor, desemboca la mayor cantidad de agua proveniente de la planta de tratamiento de aguas residuales “Tlacos”, haciendo esta estación ligeramente más profunda que la estación 1, ubicada en el lago menor. De acuerdo con la gaceta oficial de la Ciudad de México, 2018, el lago está construido a desnivel con una profundidad de 1.4 m, explicando la diferencia de profundidades de ambas estaciones, aunado a la pérdida de agua por evaporación, que se estima en 119 m³ al día y por el bombeo de agua del Lago de Aragón hacia la Alameda Oriente con un volumen diario de 8,54 m³ (Luna-Pabello y Aburto- Castañeda, 2014).

La temperatura del agua fluctuó bastante entre los meses, pero a causa de la poca profundidad de las estaciones la temperatura fue similar entre las dos profundidades tomadas, debido a las características térmicas del lago se considera un lago polimíctico cálido es decir que las aguas se mezclan totalmente de forma vertical muchas veces al año, esto se debe a que el lago es bastante somero y a la acción que ejerce el viento en el lago, pero durante el muestreo se observó una estratificación principalmente durante los meses cálidos secos. La mezcla constante de la columna de agua provoca una mejor distribución de los nutrientes y una temperatura similar a lo largo de ella. Sin embargo, para poderlo caracterizarlo como un sistema acuático polimíctico cálido continuo o discontinuo, es necesario realizar un ciclo nictimeral (24 horas) para observar si durante la noche se lleva a cabo mezcla y durante el día estratificación y poder realizar una mejor caracterización el sistema acuático.

La temperatura del agua de las dos estaciones fue mayor en la temporada seca, de marzo a mayo, presentando un patrón similar a los de otros lagos urbanos de la ciudad de México como lo son El lago de Chapultepec, Alameda Oriente y el cuerpo de agua de la pista olímpica Virgilo Uribe (Pineda *et al.*, 2020; Tomasini-Ortíz *et al.*, 2020) que presentaron mayores temperaturas de agua y ambiental en la temporada seca, donde además el mismo patrón se presentó para las concentraciones de oxígeno disuelto. En ambas estaciones del lago también hubo mayores concentraciones de oxígeno disuelto en los meses de septiembre a marzo. A pesar de no haber una diferencia significativa entre la concentración de OD entre las dos profundidades medidas, cabe destacar que en la estación 2 en el mes de marzo de 2021 hubo una disminución drástica de oxígeno disuelto conforme la profundidad, fue el mismo mes que coincidió con la alta presencia de peces en el lago, a diferencia de los meses de enero y febrero del año 2022 donde la concentración de oxígeno no cambio con respecto a la profundidad y a diferencia del año anterior, en los muestreos de enero y febrero se observó una alta presencia de aves migratorias como el pelícano blanco americano (*Pelecanus erythrorhynchos*), la garza de dedos dorados (*Egretta thula*) y la garza blanca (*Ardea alba*) siendo estos animales reguladores de poblaciones de peces, coincidiendo con una menor presencia de peces en el lago, provocando un menor consumo de oxígeno en el agua.

Las concentraciones de oxígeno fueron más altas en los meses de noviembre a abril, siguiendo el mismo patrón de la temperatura al igual que los otros lagos urbanos de la

CDMX. En cuanto a los valores de OD, fueron más similares a los registrados por Tomasini-Ortíz *et al.* (2020) para el lago de Chapultepec y por Oliva *et al.* (2008) en el lago hipertrófico de Tezozomoc, que fluctuaron de 18.6 a 5.6 mg/ L de octubre a marzo y de 17.8 a 0.1 mg/ L de abril a agosto, mientras que en Aragón fluctuaron de 17.34 a 3.3 mg/ L y de 12.22 a 2.04 mg/ L en los mismos periodos, presentando valores mayores a los encontrados en un lago urbano con características de hipertrofia en Cuernavaca (García-Rodríguez *et al.*, 2015) que obtuvieron valores de entre 5.0 a 6.7 mg/L en los meses de muestreo y menores a los reportados por Montaña (2010) para el lago Alameda Oriente, CDMX. Asimismo, Quiroz *et al.* (2008) menciona que aunque la respiración animal y vegetal puede consumir grandes cantidades de oxígeno disuelto, el mayor consumo se debe a la respiración bacteriana que descompone la materia orgánica.

La conductividad eléctrica presentó un patrón muy similar a los sólidos disueltos totales, debido a que el valor de la conductividad es muy usado en análisis de aguas para obtener un estimado rápido del contenido de sólidos disueltos (Arredondo, 1986; Romero, 1999 en Gómez *et al.*, 2014). Asimismo, la curva de la conductividad eléctrica y de los T.D.S. tuvieron la misma tendencia que el pH, teniendo el menor valor en los meses de junio a septiembre y los mayores valores en los meses más secos: marzo-abril y enero-febrero. De acuerdo con Roldán y Ramírez (2008) en los trópicos, los valores de conductividad están más asociados con la naturaleza geoquímica del terreno y su concentración varía principalmente con las épocas secas y de lluvias. Valores similares fueron reportados por Fernández (2006) pero menores a los mencionados por Montaña (2010) y Tomasini-Ortíz *et al.* (2020).

Lerman *et al.* (1995; citados en Montaña, 2010) reportan que los lagos poco profundos presentan una sedimentación de la materia orgánica y una posterior descomposición de ésta que puede alcanzar tal intensidad, que el contenido de oxígeno disuelto puede ser afectado por una disminución severa en el fondo del lago y reducir la profundidad del mismo. Además, los valores de conductividad registrados en el lago urbano, probablemente se produjeron por la acción de los organismos descomponedores que actúan sobre la materia orgánica, liberando amonio en el agua, y con esto, aumentando la concentración iónica del agua, factor que se ve reflejado en la conductividad (Wetzel, 2001; Roldán y Ramírez, 2008).

En cuanto a los valores de alcalinidad los valores más bajos se registraron en los meses de lluvias (jun-jul) y en enero en ambas estaciones, valores similares a los registrados por Montaña, 2010, que registró un promedio de 203.9 mg CaCO₃/L⁻¹ en una esclusa de la Alameda Oriente, la cual es abastecida con agua del lago del Bosque de Aragón. La importancia de la alcalinidad radica en que muchos organismos fotosintéticos pueden convertir los bicarbonatos a CO₂, el cual es la forma de carbono inorgánico que es necesaria para la fotosíntesis, por lo tanto, conociendo la alcalinidad y el pH de una muestra, esto permite calcular la cantidad de carbono inorgánico que esta inmediatamente disponible para la fotosíntesis (Dodds, 2002), esto es debido a que la alcalinidad es la cantidad de ácido que se requiere para titular las bases contenidas en una muestra (Gómez *et al.*, 2014) y principalmente está dada por la presencia de bicarbonatos y carbonatos del sistema CO₂-HCO₃⁻-CO₃²⁻, el cual es el principal mecanismo amortiguador de las aguas dulces (Wetzel, 2001).

La dureza, que es el contenido de calcio y magnesio, tuvo un promedio anual menor al de la alcalinidad con $156 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}^{-1}$ en ambas estaciones, ya que no hubo una diferencia significativa entre ellas, calificándola como agua dura. Sin embargo, los valores de la dureza fueron muy variables a lo largo del muestreo, clasificando al agua del lago como agua blanda ($0\text{-}75 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$) de agosto a noviembre, junto con el mes de enero; en los meses de julio y diciembre como agua moderadamente dura ($75\text{-}150 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$); en junio y febrero como agua dura ($150\text{-}300 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$) y llegando a presentar agua muy dura ($> 300 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$) en los meses de marzo a mayo durante la temporada de secas. A pesar de la fluctuación de los valores de dureza, los valores promedio se mantienen por debajo de los registrados para la Alameda Oriente en 2010 por Montaña.

Nutrientos

Las concentraciones de fósforo reactivo soluble fueron bastante similares a las registradas en la época seca por Oliva *et al.*, (2008) en el lago hipertrófico Tezozomoc, mientras que las concentraciones en la época lluviosa fueron menores a las registradas en el lago Tezozomoc y también similares a los reportados por Tomasini-Ortíz *et al.* (2020). El fósforo es un elemento limitante en la producción primaria en muchos ambientes acuáticos templados (Dodds,2002), sin embargo, la experiencia en los lagos tropicales evoca al nitrógeno como nutriente limitante (Henry *et al.*, 1985 en Alcocer y Bernal-Brooks , 2010) y en otros casos una alternancia entre el nitrógeno y fósforo como limitante e incluso como colimitantes como en el caso de la Laguna de Alchichica (Ramírez-Olvera *et al.*, 2009 en Alcocer y Bernal-Brooks , 2010).

La forma más común del fósforo en las aguas es como fósforo reactivo soluble, que se encuentra principalmente en las rocas, sobre todo las ígneas (Roldan y Ramírez, 2008) pero en el LBSJA la formación de los suelos que rodean al lago se caracterizan por procesos con ciclos de movilización, redistribución y acumulación de cloruros, sulfatos bicarbonatos, carbonatos sódicos, cálcicos y magnésicos (Administración pública de la CDMX, 2018), siendo antropogénica la principal fuente de fosfatos, debido al ingreso de aguas residuales no tratadas adecuadamente.

Otro factor importante en la disponibilidad de fosfatos es el pH, ya que la disponibilidad de PO_4^{-3} aumenta en pH básicos (Roldan y Ramírez, 2008). Esto debido a que un aumento del pH alrededor de las partículas resuspendidas disminuye la capacidad de unión de P con óxidos de Fe y Al, principalmente debido a las reacciones de intercambio de ligandos en las que los iones de hidróxido que reemplazan el ortofosfato (Andersen, 1975; Lijklema, 1977 en Hupfer y Lewandowski, 2008).

A pesar de la relación del pH con los fosfatos, en el LBSJA no sigue el patrón presentado anteriormente, ya que los meses con mayor pH no necesariamente fueron los que presentaron mayores concentraciones de ortofosfatos, sino que los meses con mayor concentración de ortofosfatos (marzo y abril de 2021) fueron también los que tuvieron una mayor dureza total y los meses con una menor concentración de ortofosfatos (octubre y noviembre) presentaron un agua blanda. Asimismo, los meses con los valores más altos de ortofosfatos coincidieron

con los meses con los valores más bajos de oxígeno disuelto, mostrando el consumo de oxígeno en los meses más eutrofizados.

Otro nutrimento sumamente importante es el nitrógeno, al ser un nutrimento limitante para el crecimiento de algas; el nitrógeno se puede encontrar en muchas formas, entre ellas como N_2 molecular, amoníaco (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-), las principales fuentes de nitrógeno incluyen la precipitación directa a la superficie del agua, la fijación del nitrógeno tanto en el agua como en los sedimentos y por las entradas del drenaje a aguas superficiales (Wetzel, 2001). En aguas subterráneas, humedales y sedimentos lacustres los nitratos pueden ser transformados en nitrógeno gaseoso por medio del proceso de desnitrificación (Le *et al.*, 2019).

El nitrato fue el único nutrimento que tuvo valores diferentes entre las dos estaciones medidas, habiendo una mayor concentración en los primeros meses de muestreo, que corresponden a la temporada seca; los valores de la estación 1, que fueron significativamente más altos son similares a los presentados por Oliva *et al.* (2008) para el lago urbano Tezozomoc, pero con diferente temporalidad, debido a que los valores más altos registrados para la estación 1 en el LBSJA corresponden a la época seca (marzo y abril) mientras que para Tezozomoc corresponden a los meses entre abril a agosto. Los valores de nitratos de la estación 2 fueron menores a los registrados en Tezozomoc, pero siguieron siendo valores altos, mayores a $80 \mu g/L$ como los registrados en los tres lagos urbanos de la CDMX estudiados por Pineda y colaboradores en 2020.

A pesar del papel del nitrógeno como limitante de la productividad primaria, los meses con mayores concentraciones de nitratos (marzo y marzo) no fueron necesariamente los que presentaron mayor abundancia de fitoplancton, siendo los nitratos un factor no tan limitante para el crecimiento de fitoplancton debido a que muchas especies de cianobacterias que forman floraciones indeseables pueden utilizar N_2 atmosférico a través de la fijación de este, sin la necesidad de nitratos ni amonio para su crecimiento (Dodds, 2002).

El valor promedio de los nitritos fue de 0.35 mg/L el cual es alto considerando que generalmente los valores de nitritos son bajos en aguas naturales, con rangos de $0-0.01 \text{ mg/L}$ asociando un incremento en las concentraciones de NO_2 en lagos que reciben una fuerte contaminación por materia orgánica (Wetzel, 2001). El nitrito también se puede producir en las plantas de tratamiento de agua como resultado de la acción bacteriana sobre el nitrógeno amoniacal (Romero *et al.*, 1982; Arredondo, 1986 en Gómez *et al.*, 2014) siendo el agua del LBSJA agua proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales.

Las concentraciones de amonio fueron significativamente mayores en los meses de marzo a mayo, y menores en los meses de agosto a diciembre. Asimismo, los meses con los valores menores de amonio (agosto a diciembre) coincidieron con los meses que presentaron mayor concentración de oxígeno disuelto en el agua, presentando patrones como los encontrados por Wang y colaboradores (2019) en el bajo río Minnesota, en el cual los bajos niveles de oxígeno disuelto provocaban una disminución en la biomasa fitoplanctónica y un incremento en las concentraciones de amonio (NH_4) y ortofosfatos (PO_4).

De los aniones más importantes en el agua (después de los carbonatos) se encuentran los sulfatos, los cuales se encuentran en aguas aeróbicas, siendo las formas HS^- y SO_4^{2-} las formas predominantes en aguas con pH superiores a 8 (Roldan y Ramírez, 2008), los valores de sulfatos en el LBSJA fueron en general, valores que se encuentran dentro de los límites normales, que van de 2 a 10 mg/L. Sin embargo, estudios como el realizado por Zhao y colaboradores (2021) reportaron una fuerte reducción de sulfato con un aumento de bacterias reductoras de sulfato y generación de sulfatos en sedimentos superficiales con acumulación de algas en un lago eutrófico en China. Montaña (2010) menciona para el lago urbano de la Alameda Oriente, valores superiores a los reportados para el LBSJA.

Los silicatos son moderadamente abundantes en la mayoría de los cuerpos acuáticos, su importancia radica en que las diatomeas asimilan grandes cantidades de sílice en la síntesis de sus frústulas, convirtiendo al silicio en un factor que influencia la producción de algas en muchos lagos y en el patrón de la sucesión de las mismas (Wetzel, 2001). Usualmente las concentraciones de sílice no son tan variables en las aguas naturales, presentando concentraciones de 1 a 30 mg/L (Gómez et al., 2014), el LBSJA presentó concentraciones de 11.60 a 21.60 mg Si-SiO₂/L en los meses que se midió ese parámetro (septiembre a febrero) menores a los reportados por Montaña (2010) para la Alameda Oriente.

Índice del estado trófico

Durante todo el año el lago del bosque de Aragón presentó un estado hipertrófico, de acuerdo con los valores de la OCDE, tomando en cuenta a las concentraciones de fósforo total y la profundidad medida al disco de Secchi, siendo su importancia en que los ecosistemas eutrofizados comienzan a presentar una alteración en la biota y en la diversidad biológica, provocando una proliferación de algas y cianobacterias (Moreno *et al.*, 2010).

Por lo tanto, se define como estado trófico al peso total de material biológico vivo (biomasa) en un cuerpo acuático a un espacio y tiempo específico, aparte de utilizar los valores propuestos de la OCDE, también se utilizaron los valores propuestos por Carlson (1977), que en todos los meses de muestreo el LBSJA presentó un TSI (trophic state index) >70 respecto a las dos variables tomadas en cuenta (disco de Secchi y fósforo total), indicando un estado hipertrófico con una productividad limitada por la luz y una alta densidad de algas, llegando a presentar posibles muertes de peces en el verano (NALMS, *s.f.*), y en el LBSJA se presentó la muerte de varios peces, mayormente de tilapias, en el verano de 2021 (junio) en el humedal de abanico que se abastece de las aguas del lago menor. Tomasini-Ortíz *et al.* (2020) citan que el lago Chapultepec presenta las mismas características tróficas que el LBSJA (Hipereutrófico) y López-Mendoza *et al.* (2015), mencionan que el lago de Xochimilco se considera como un sistema eutrófico a diferencia del LBSJA.

Jerarquización de especies y fitoplancton como bioindicador

En general ambas estaciones tuvieron las mismas especies, con excepción de la presencia de *Chara sp.* en la estación 1 y de *Merismopedia sp.* y *Monoraphidium irregulare* en la estación 2. Se observó un dominio en ambas estaciones de la división Chlorophyta, seguida de Cyanobacteria y representando un bajo porcentaje las otras divisiones: Ochrophyta, Charophyta y Euglenophycota. De acuerdo con el valor del cociente de asociación (C)

(sugerido por Thunmarck, 1945 y Nygaard, 1947, en Ortega *et al.*, 1995) que fue de 7 y 8 en la estación 1 y 2 respectivamente, indica que el agua del LBSJA corresponde a un estado trófico saprotrófico (referente a la cantidad de materia orgánica), presentado un color marrón verdoso en la estación 1 y verde brillante en la estación 2 durante la mayor parte del año, similar al color registrado por Tomasini-Ortíz *et al.* (2020) para el algo Chapultepec.

De acuerdo con Ortega *et al.*, 1995 se considera la saprobiedad en las zonas L (limnosaprobiedad) y E (eusaprobiedad) como el incremento de la cantidad de materia orgánica que es capaz de ser descompuesta por los degradadores o descomponedores. Los valores de saprobiedad de algunas especies presentes fueron de 1.2 a 1.5 entrando en la categoría de limnosaprobiedad con subzona de oligosaprobiedad (o) que corresponde principalmente a cuerpos de agua aeróbicos como lagos o arroyos, donde dominan Charophyceae, en el cual el intervalo del índice es de 0.51-1.5. que en el caso de este estudio las especies dentro de este intervalo fueron *Chara sp.*, *Closterium sp.*, *Ulothrix sp.* y *Anabaena sp.*; las otras especies restantes, que fue la mayoría de las especies, se clasificaron en el intervalo siguiente, de 1.51-2.5 que corresponde a la zona de limnosaprobiedad con subzona de betamesosaprobiedad correspondiente a aguas ligeramente sucias, que sirven para riego y pesca donde hay comunidades de Chlorophyceae. Sin embargo, en el lago no solo tuvo presencia de floraciones de Chlorophytas, sino también de cianobacterias, durante todo el año de muestreo, como lo reportan de la misma manera Tomasini-Ortíz *et al.* (2020) para el Lago Chapultepec.

De acuerdo con la clasificación de Arteta (1984 citado en Gama *et al.*, 2010 y en Gómez *et al.*, 2014) los valores de pH registrados a lo largo del muestreo clasifican al lago de Aragón como excesivamente alcalino, teniendo valores de 8.9 a 10.87 habiendo mayores valores de pH en los primeros y últimos meses de muestreo (marzo-abr y diciembre a febrero), siendo estos los meses correspondientes a la época seca. Por lo tanto, la lluvia pudo influir en mayores y menores valores de pH, además, algunos autores como Tomasini-Ortíz *et al.* (2020) y Alves, *et. al.* (2021), han mencionado que los florecimientos algales de cianobacterias mezclados con otras divisiones pueden intensificar el deterioro de la calidad de agua, dando como resultado aguas más turbias, salinas, alcalinas e hipertróficas. Esto coincide en ambas estaciones con el mes con mayor pH, que fue febrero de 2022, que a su vez fue el mes donde hubo mayor abundancia de organismos por ml y donde hubo muchos florecimientos algales.

En el mes de febrero de 2022, hubo un total de 1,185,600 células por mililitro en la estación 1 y varios florecimientos algales considerando densidades de cianobacterias y de otras algas superiores a 1×10^4 cels ml⁻¹, densidades que según Paerl (1988) y Pizzolon (1996) en Oliva *et. al.*, (2008) y Tomasini-Ortíz *et al.* (2020), pueden interpretarse como florecimientos algales. Las especies que tuvieron mayor densidad en ese mes fueron *Chlorococcum sp.* con 4×10^6 cels ml⁻¹, *Scenedesmus ecornis* con 2×10^6 cels ml⁻¹ y *Microcystis sp.* con 1×10^6 cels ml⁻¹.

En la estación 2, al igual que la 1, en febrero tuvo valores más altos de pH así como una mayor densidad total de fitoplancton con 13,991,823 organismos por mililitro y varios

florecimientos algales, predominando *Chlorococcum sp.* con 3×10^5 cels ml⁻¹, *Scenedesmus ecornis* con 2×10^5 cels ml⁻¹ y *Microcystis sp.* con 1×10^5 cels ml⁻¹.

Mientras que las menores abundancia de organismos fitoplanctónicos fueron registradas en los meses de lluvias (junio-agosto), caso similar al presentado por Quiroz y colaboradores (2004) en el lago de Chapala, donde la precipitación pluvial y el incremento de material en suspensión provocó problemas de turbidez por arcilla provocando una limitación a la producción fitoplanctónica, caso que en el LBSJA no se midieron las cantidades de arcillas o sólidos suspendidos pero si pueden presentar arcillas debido al origen de los sedimentos lacustres que presentan un relieve de Gilgai, el cual es una planicie que se encuentra en suelos muy arcillosos (Administración pública de la CDMX, 2018).

De las especies que fueron dominantes durante todo el muestreo en la estación 1, se encuentran principalmente especies pertenecientes a la división Chlorophyta: *Chlorococcum sp.*, *Pediastrum duplex*, *P. boryanum*, *Scenedesmus ecornis*, *S. quadricauda* y *Monoraphidium sp.*, a su vez también hubo cianobacterias que estuvieron presentes todo el año: *Anabaena sp.*, *Chroococcus sp.* y *Microcystis sp.* de estas últimas se debe de tener en cuenta que, de acuerdo con Rastogi y colaboradores (2015) y Tomasini-Ortiz *et al.* (2020), las floraciones de cianobacterias en cuerpos acuáticos, pueden producir varias cianotoxinas lo cual puede reducir la calidad del agua potable llevando a un alto riesgo para la salud de los organismos acuáticos, así como los animales salvajes, domésticos y a los humanos.

Las especies constantes en la estación 1 fueron *Ankistrodesmus sp.* (División: Chlorophyta), *Navicula sp.* y *Achnanthes sp.* (División: Ochrophyta), siendo *Navicula sp.*, indicadora de sitios perturbados por su tolerancia a la contaminación de acuerdo con Molina (2013; en Vélez *et al.*, 2016). *Pediastrum boryanum*, *Monoraphidium sp.*, *Microcystis sp.* y *Ankistrodesmus sp.* se encuentran principalmente en aguas eutróficas y *Anabaena sp.* se encuentra en aguas estancadas y eutróficas de acuerdo con el catálogo y claves de identificación de organismos fitoplanctónicos utilizados como elementos de calidad en las redes de control del estado ecológico (2012) y mencionadas por López-Mendoza *et al.* (2015).

En la estación 2 las algas dominantes fueron las mismas especies dominantes que la estación 1, solo cambiando su proporción, en cuanto a las especies constantes fueron solo dos: *Ankistrodesmus sp.* y *Navicula sp.*

En general el lago del bosque de Aragón no tiene una buena calidad del agua, ya que de acuerdo con Poikane *et al.* (2014; citados en Rodríguez-Flores *et al.*, 2019) definen a un lago en buen estado como aquel lago que tenga baja probabilidad de floraciones de cianobacterias y una baja probabilidad en cuanto a la disminución significativa de las macrófitas colonizadoras en el fondo.

El estado trófico del lago de Aragón fue diferente al esperado, ya que acuerdo con las medidas de transparencia promedio medidas con el disco de Secchi (en metros) y de la cantidad de fósforo total (en μL) se clasifica como un lago hipertrófico (de acuerdo a los valores propuestos por la OCDE), lo que conlleva a rechazar parcialmente la hipótesis presentada en

este trabajo, sin embargo, la riqueza fue baja, teniendo abundancias altas y muchas floraciones de diversas algas en el tiempo de muestreo, a su vez se presentaron todas las especies presentadas en la hipótesis casi todas dominantes con excepción de *Anabaenopsis sp.*, que fue una especie ocasional y *Merismopedia sp.*, que solo se presentó en la estación dos, clasificándose como una especie rara dentro del sistema.

Diversidad de especies

La estación 1 tuvo un total de 24 especies con un índice promedio de 2.15 y la estación 2 un total de 25 especies y con un índice promedio de 1.8 en el índice de Shannon-Wiener. Ambos valores son menores a los registrados en la Alameda Oriente, por Pineda *et al.*, 2020, que fueron de 2.18 en época seca y 3.07 en época de lluvias, sin embargo en ese mismo estudio, el lago urbano con menor contaminación, el lago urbano de la pista olímpica de canotaje, obtuvo los valores de diversidad más altos con 5.77 y 6.92, en época seca y de lluvias, respectivamente esto en comparación con los otros dos lagos urbanos, Alameda Oriente y lago de Chapultepec, en donde había más floraciones de cianobacterias, las cuales han sido asociadas a promover una comunidad fitoplanctónica dominada por solo algunas especies (Grabowska *et al.*, 2013 en Pineda *et al.*, 2020).

A pesar de la diferencia en los índices de diversidad de ambas estaciones, los valores de equitatividad y de dominancia no tuvieron diferencia entre estaciones ni en los meses, teniendo un promedio general de 0.76 presentando así una alta equitatividad, lo cual es traducido como una repartición más equitativa de los individuos entre las distintas especies. Dado que la equitatividad y la dominancia son índices con una relación inversamente proporcional, una alta equitatividad lleva a tener una baja dominancia entre especies, por lo tanto, el índice de dominancia del lago en general es bajo con un valor de 0.24.

El LBSJA tuvo un total de 26 especies diferentes registradas en total, una cantidad menor de especies, con respecto a otros lagos urbanos como el lago urbano del Parque Alameda de la Solidaridad en Cuernavaca, donde García-Rodríguez y colaboradores (2014) reconocieron 30 especies incluidas en 22 géneros, dominando especies pertenecientes a la clase Chlorophyceae, seguida por Bacillariophyceae y con menor proporción la clase Euglenophyceae. Mientras que en lago hipertrófico de Tezozomoc, Oliva *et al.*, 2008, determinaron 50 especies distribuidas en las clases Chlorophyceae, Cyanobacteria, Euglenophyceae y Dinophyceae. López-Mendoza *et al.* (2015) mencionan que en el canal El Bordo del lago Xochimilco, se registraron en total 46 taxones que pertenecen a 5 divisiones: Bacillariophyta, Chlorophyta, Cryptophyta, Cyanoprokaryota y Dinophyta.

Las 26 especies registradas en total en el lago del BSJA se distribuyen dentro de ocho clases: Cyanophyceae, Chlorophyceae, Trebouxiophyceae, Ulvophyceae, Bacillariophyceae, Conjugatophyceae, Charophyceae y Euglenophyceae, presentando un mayor número de clases que otros lagos pero un menor número de especies, respecto a este último valor, se debe de tomar en cuenta que debido a las condiciones sanitarias en el periodo de muestreo los muestreos se realizaron solo en la zona litoral del lago, pudiendo haber otras especies en la zona limnética del lago de Aragón.

En el análisis de correspondencia canónica, donde se incluyeron todas las especies presentes en cada estación, se obtuvo que las especies dominantes estuvieron más asociadas a los nutrientes como nitratos, amonio, nitritos, estando relacionadas también con el pH y el oxígeno disuelto del agua asociadas a los meses más secos, mientras que las especies ocasionales y raras estuvieron más asociadas a los meses más húmedos. En los meses de lluvias el componente climático tuvo un mayor impacto en el sistema, ya que la temperatura ambiental afectó directamente a la temperatura del agua. También se encontró que la dureza, la alcalinidad y el pH explicaron mejor el sistema en los meses más secos y calurosos siendo la presencia de lluvias determinante en la concentración de los nutrientes y por lo tanto de la presencia de algunas especies.

Conclusiones

El lago del Bosque de San Juan de Aragón, de acuerdo con el índice de Carlson (1977) y valores de la OCDE, se encuentra en estado hipertrófico provocando una baja riqueza de especies, presentando también muchas floraciones algales, tanto de clorofitas como de cianobacterias, siendo de especial interés las últimas debido a las cianotoxinas que pudieran liberar.

El número de especies totales registradas para el lago fueron 26, 24 especies encontradas en el lago menor y 25 en el lago mayor, dominando en ambas estaciones la división Chlorophyta seguida de la división Cyanobacteria.

La equitatividad y dominancia de comunidad fitoplanctónica en ambas estaciones no tuvo cambios significativos anuales y el índice de diversidad tampoco tuvo fluctuaciones importantes en los meses de muestreo, pero si hubo una ligera variación del índice entre las estaciones, esto debido principalmente la presencia de dos especies que no se encontraron en la estación uno, pero sí en la dos; y de una especie encontrada en la estación uno, pero no en la estación dos. Sin embargo, las dos estaciones son estadísticamente similares.

El régimen de lluvias en este lago provocó una diferencia marcada en las concentraciones de los nutrimentos, siendo menor la concentración de los nutrimentos como: ortofosfatos y amonio en esos meses afectando también la presencia de las especies dominantes, las cuales fueron más abundantes en los meses secos.

A pesar de la temporalidad de los nutrimentos, estos no fueron factores limitantes para el desarrollo de floraciones algales, siendo la alta probabilidad de desarrollo de las floraciones algales un indicador de un estado no tan bueno del lago, de igual modo la mayoría de las especies dominantes a lo largo de los meses del muestreo son indicadoras de aguas eutróficas, con alta carga de materia orgánica, correspondiendo también a aguas ligeramente sucias que sirven principalmente para riego.

Cabe destacar que este trabajo fue realizado en tiempos de pandemia provocando una deficiencia en la exactitud de los resultados, debido a que los muestreos solamente se realizaron en la zona litoral.

Referencias

- Administración pública de la Ciudad de México (2018) Gaceta Oficial de la Ciudad de México. N 333. Recuperado de http://www.data.educacion.cdmx.gob.mx/oip/2018/123/14/Mod_TSU_2018-2019_I.pdf
- Aeriyanie, A. R., Sinang, S., Nayan, N. y Song, H. (2021) Comparison of water level and eutrophication indicators during the wet and dry period in a eutrophic urban lake. *Acta ecologica Sinica*, 41(2), 73-78. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2020.03.003>
- Alves, C. y Do Nascimento, A. (2021). Ecological impacts of freshwater algal blooms on water quality, plankton biodiversity, structure, and ecosystem functioning. *Science of the Total Environment*, 758. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143605>
- Andersen, J. M. (1975) Influence of pH on release of phosphorus from lake sediments. En: Hupfer M. y Lewandowski J. (2008). Oxygen Controls the phosphorus release from lake sediments- a long-lasting paradigm in Limnology. *International Review of Hydrobiology*, 93 (4-5) 415-432. DOI: 10.1002/iroh.200711054
- Arredondo, F. (1986). Breve descripción de los criterios y las técnicas para el manejo y la calidad de agua en estanques de piscicultura intensiva. En: Gómez, J., Blancas, G., Constanzo, E. y Cervantes, A. (2014). Análisis de calidad de aguas naturales y residuales con aplicación a la microescala. México: UNAM, FES Zaragoza
- Bláha, L., Babica, P. y Maršálek, B. (2009) Toxins produced in cyanobacterial water blooms-toxicity and risks. *Interdiscip Toxicol*, 2(2), 36-41. <https://doi.org/10.2478/v10102-009-0006-2>
- Capó, M. (2007). *Principios de Ecotoxicología*. Editorial Tebar.
- Carey, C., Cottingham, K., Weathers, K., Brentrup, J., Ruppertsberger, N., Ewing, H. y Hairston, N. (2014). Experimental blooms of the cyanobacterium *Gloeotrichia echinulate* increase phytoplankton biomass, richness and diversity in an oligotrophic lake. *Journal of Plankton Research*, 36(2), 364-377. <https://doi:10.1093/plankt/fbt105>
- Carmona-Galindo, V.D. y Carmona, T. (2013). La diversidad de los análisis de diversidad. *Revista Bioma*, 2(14), 20-28.
- Comas, A. (1996). *Los Chlorococcales dulciacuícolas de Cuba*. Alemania: J.Cramer
- Costa, R.E.H., De-Carli, P.B., Vicentin, M.A., Martins, P.M.L. y Moschini, C.V. (2021). Cianobactérias e cianotoxinas em ambientes aquáticos: uma breve revisão sobre os principais métodos de detecção, remoção e seus impactos sobre a saúde humana. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*, 31(1).1-18.
- De la Lanza, E. G. (2000). Criterios generales para la elección de bioindicadores. En: De la Lanza, E. G., Hernández, P. S. y Carbajal, P. J. *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores)*. México: Plaza y Valdés editores, 17-41.
- Dillard, G. (1989). *Freshwater Algae of the Southeastern United States*. Alemania: J. Cramer

- Dodds, W. (2002) Freshwater ecology. Concepts and environmental applications. Estados Unidos de América: Academic Press. 569 p.
- Elías-Fernández, G., Navarrete-Salgado, N.A., Fernández-Guzmán, J.L. y Contreras-Rivero, G. (2006). Crecimiento, abundancia y biomasa de *Poecilia reticulata* en el lago urbano del parque Tezozomoc de la ciudad de México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 12(2), 155-159.
- Fernández-Gama, D. (2017). *Ecología y medio ambiente*. México: Editorial Pearson
- Fontúrbel, F., Molina, C. y Richard, E. (2006) Evaluación rápida de la diversidad de fitoplancton en aguas eutróficas del lago Titikaka (Bolivia) y su uso como indicador del grado de contaminación. *Ciencia Abierta Internacional*, 29.
- García-Lozano, M. (2016). Eutrofización: una visión general. *Ciencia Abierta, Revista científica, tecnológica y humanística*, (47), 3-14.
- García-Rodríguez, J., Molina-Astudillo, F. I., Miranda-Espinoza, E., Soriano-Salazar, M. B. y Díaz-Vargas, M. (2014). Variación fitoplanctónica en un lago urbano del municipio de Cuernavaca, Morelos, México. *Acta universitaria*, 25(1), 03-11.
- Gianello, D., Aguer, I., y Crettaz Minaglia, M. (2018). Aportes al conocimiento del fitoplancton de la laguna del Parque Unzué (Gualeguaychú, Argentina). *Natura Neotropicalis*, 48 (2). 37-42.
- Gómez, J., Blancas, G., Constanzo, E. y Cervantes, A. (2014). Análisis de calidad de aguas naturales y residuales con aplicación a la microescala. México: UNAM, FES Zaragoza
- Grabowska, M., Gorniak, A. y Krawczuk, M. (2013) Summer phytoplankton in selected lakes of the East Suwalki Lakeland in relation to the chemical water parameters. *En: Pineda-Mendoza, R., Briones-Roblero, C. et al., (2020). Seasonal changes in the bacterial community structure of three eutrophicated urban lakes in Mexico City, with emphasis on *Microcystis* spp. *Toxicon*, 179. 8-20.*
- Henry, R., Hino, K., Tundisi, G. y Ribeiro, S. (1985). Responses of phytoplankton in Lake JAcaretinga to enrichment with nitrogen and phosphorus in concentrations similar to those of the river Solimoes (Amazon, brasil) *En: Alcocer, J. y Bernal-Brooks, F. (2010) Limnology in Mexico. *Hydrobiologia* 644. 15-68.*
- Le Moal, M., Gascuel-Oudou, C., Ménesguen, A., Souchon, Y., Étrillard, C., Levain, A., Moatar, F., Pannard, A., Souchu, P., Lefebvre, A. y Pinay, G. (2019) Eutrophication: a new wine in an old bottle? *Science of the Total Environment*, (651). 1-11.
- Lei, L., Peng, L., Huang, X. y Han, B. (2014). Occurrence and dominance of *Cylindrospermopsis raciborskii* and dissolved cylindrospermopsin in urban reservoirs used for drinking water supply, South China. *En: Aeriyanie, A. R., Sinang, S., Nayan, N. y Song, H. (2021) Comparison of water level and eutrophication indicators during the wet and dry period in a eutrophic urban lake. *Acta ecologica Sinica*, 41 (2). 73-78.*
- Lijklema, L. (1977). The role of iron in the exchange of phosphate between water and sediments. *En: Hupfer, M. y Lewandowski, J. (2008). Oxygen Controls the phosphorus*

- release from lake sediments- a long –lasting paradigm in Limnology. *International Review of Hydrobiology*, 93 (4-5) 415-432. DOI: 10.1002/iroh.200711054.
- Luna-Pabello, V. y Aburto-Castañeda, S. (2014). Sistema de Humedales artificiales para el control de la eutrofización del Lago del Bosque de San Juan de Aragón. *Revista especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 17 (1)
 - Lopez-Mendoza Z., Tavera R. y E. Novelo (2015). El fitoplancton de un canal de Xochimilco y la importancia de estudiar ecosistemas acuáticos urbanos. *TIP Revista especializada en Ciencias Químico-Biológicas*. 18(1):13-28
 - Magurran, A. (1988). Ecological diversity and its measurement. En Reyes, P. y Torres-Flores, J. (2009) Diversidad, distribución, riqueza y abundancia de conductos de aguas profundas a través del archipiélago patagónico austral, cabo de Hornos, Islas Diego Ramírez y el sector norte del paso Drake. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 44 (1), 243-251.
 - Martínez-Silva, P. (2015) Variación espacio-temporal de microalgas acuáticas del embalse Betania-Huila y su relación con la calidad del agua. *Intropica*, 10.11-19.
 - Meybeck M. Friedrich G., Thomas R. y D. Chapman (1992). Rivers. En Vélez-Azañero, A.; Lozano, S. y Cáceres-Torres, K. (2016) Diversidad de fitoplancton como indicador de calidad de agua en la Cuenca Baja del Río Lurín, Lima, Perú. *Ecología Aplicada* 15 (2)
 - Ministerio de Agricultura, alimentación y medio ambiente (2012) *Id-Tax. Catálogo y claves de identificación de organismos fitoplanctónicos utilizados como elementos de calidad en las redes de control del estado ecológico*. España: Gobierno de España.
 - Molina, M. (2013). Efectos del derrame de petróleo sobre la comunidad fitoplanctónica de la laguna de Papallacta y sus principales afluentes. En: Vélez-Azañero, A., Lozano, S. y Cáceres-Torres, K. (2016) Diversidad de fitoplancton como indicador de calidad de agua en la Cuenca Baja del Río Lurín, Lima, Perú. *Ecología Aplicada*, 15(2), 69-79. <https://dx.doi.org/10.21704/rea.v15i2.745>.
 - Mondal, A., Pal, A. y Samanta, G. (2018). Rich dynamics of non-toxic phytoplankton, toxic phytoplankton and zooplankton system with multiple gestation delays. *International Journal of Dynamics and Control*, 8 .112-131 p.
 - Montaña, I. (2010) Aspectos hidrobiológicos en dos esclusas del lago artificial del parque de la Alameda Oriente. [Tesis de licenciatura] Universidad Nacional Autónoma de México.
 - Moreno, D., Quintero, J. y López, A. (2010). Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *ContactoS*, 78. 25-33.
 - Moreno, C. (2001). Métodos para medir la Biodiversidad, Manuales y Tesis SEA, vol.1 Zaragoza, 91 p.
 - North American Lake Management Society (20 de octubre de 2021). Trophic State Equations. NALMS. <https://www.nalms.org/secchidipin/monitoring-methods/trophic-state-equations/>

- Oliva, M., Rodríguez, A., Lugo, A. y Sánchez, M. (2008). Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica*, 18 (1): 1-13
- Ortega, M. Godínez, J., Garduño, G. y Oliva, Ma. (1995). Ficología de México. Algas continentales. México: AGT Editor. Pág. 168-181.
- Paerl, W.H. y Otten, G.T. (2013). Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences and controls. *Microb Ecol.*, 65(4), 995-1010.
- Pineda-Mendoza, R., Briones-Roblero, C. *et al.*, (2020). Seasonal changes in the bacterial community structure of three eutrophicated urban lakes in Mexico City, with emphasis on *Microcystis spp.* *Toxicon*, 179. 8-20.
- Poikane, S., Portielje, R., van den Berg, M., *et al.* (2014). Defining ecologically relevant water quality targets for lakes in Europe. *En: Rodríguez-Flores C, Vinocur A. e Izaguirre I. (2019) Dinámica del fitoplancton en tres lagos urbanos con diferentes estrategias de manejo: Análisis de floraciones estivales. Ecología Austral 29 p.072-093*
- Preece, E., Hardy, J., Moore, B. y Bryan, M. (2017). A review of microcystin detections in estuarine and marine waters: Environmental implications and human health risk. *Harmful Algae*, 61. 31-45
- Quiroz, C. H., Mora-Zúñiga, L., Molina-Astudillo, I. y García-Rodríguez, J. (2004). Variación de los organismos fitoplanctónicos y la Calidad del Agua en el Lago de Chapala, Jalisco, México. *Acta Universitaria*, 14 (1), 47-58.
- Ramírez- Olvera, M., Alcocer, J., Merino, M. y Lugo, A. (2009) Nutrient limitation in a tropical saline lake: microcosm experiment. *En: Alcocer J. y Bernal-Brooks F. (2010) Limnology in Mexico. Hydrobiologia 644. 15-68.*
- Rastogi, R., Madamwar, D. y Incharoensakdi, A. (2015). Bloom Dynamics of Cyanobacteria and their toxins: Environmental health impacts and mitigation strategies. *Frontiers in Microbiology*, 6.
- Rodríguez-Flores C, Vinocur A. e Izaguirre I. (2019) Dinámica del fitoplancton en tres lagos urbanos con diferentes estrategias de manejo: Análisis de floraciones estivales. *Ecología Austral 29 p.072-093*
- Roldán, G. y Ramírez, J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical*. (2ª edición). Colombia: Editorial Universidad de Antioquia. 261-266 p.
- Romero, R., González, I., Moreno, F. y Ontiveros, E. (1982) Manual de técnicas de análisis fisicoquímicos para aguas. *En: Gómez J., Blancas G., Constanzo E. y Cervantes A. (2014). Análisis de calidad de aguas naturales y residuales con aplicación a la microescala. México: UNAM, FES Zaragoza*
- Salgado, U.I.H. (1992). *El análisis exploratorio de datos biológicos: fundamentos y aplicaciones*. Marc-Ediciones. UNAM. 112 p.
- Sánchez, G. J. (2020). *La eutrofización*. Greenteach. <https://www.greenteach.es/eutrofizacion/>

- Sokal, R. y Rohlf, J. (1981). *Biometry* En: Varona, F. y Gutiérrez, F.J. (2003). Estudio multivariado de la fluctuación espacio-temporal de la comunidad fitoplanctónica en dos lagunas costeras del estado de Chiapas. *Hidrobiológica* 13(3).177-194
- Tomasini-Ortíz, A. C., Moeller-Chávez, G., Sánchez Chávez, J. J. y Bravo Inclán, L. A. (2012). Cianobacterias y Cianotoxinas en el Lago de Pátzcuaro, Michoacán, México. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, Desarrollo y Práctica*, 5(2). 93-101.
- Tomasini-Ortiz, A. C., Ramírez González, A., Ramírez Camperos, E. y Cardoso Vigueros, L. (2017). *Calidad del agua de un lago urbano en la Ciudad de México (2015-2017)*. <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2020/03/Calidad-del-agua-de-un-lago-urbano-en-la-Ciudad-de-M%C3%A9xico.pdf>
- Umaña-Villalobos, G. (2010). Temporal variation of phytoplankton in a small tropical crater lake, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol.)*, 58(4). 1405-1419.
- Varona-Cordero, F. y Gutiérrez-Mendieta, F.J.(2003). Estudio multivariado de la fluctuación espacio-temporal de la comunidad fitoplanctónica de dos lagunas costeras del estado de Chiapas. *Hidrobiológica*, 13(3).177-194.
- Vélez-Azañero, A., Lozano, S. y Cáceres-Torres, K. (2016) Diversidad de fitoplancton como indicador de calidad de agua en la Cuenca Baja del Río Lurín, Lima, Perú. *Ecología Aplicada*, 15(2), 69-79. <https://dx.doi.org/10.21704/rea.v15i2.745>.
- Wang, J. y Johnson, B. (2019). Low flows and downstream decline in phytoplankton contribute to impaired water quality in the lower Minnesota River. *Water Research*, 161. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.090>
- Wetzel, R. (2001) *Limnology. Lake and river ecosystem.*(3a edición) Estados Unidos de América: Academic Press
- Whitton, J., y Brook, A., *s.f.* The Freshwater Algal Flora of the British Isles.
- Wu, Z., Lai, X., Zhang, L., Cai, Y. y Chen, Y. (2014) Phytoplankton chlorophyll a in Lake Poyang and its tributaries during dry, mid-dry and wet seasons: a 5 year study. *En: Aeriyanie, A. R., Sinang, S., Nayan, N. y Song, H. (2021) Comparison of water level and eutrophication indicators during the wet and dry period in a eutrophic urban lake. Acta ecologica Sinica*, 41(2), 73-78. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2020.03.003>
- Zhao, Y., Wu, S., Yu, M., Zhang, Z. Wang, X., Zhang, S. y Wang, G. (2021). Seasonal iron-sulfur interactions and the stimulated phosphorus mobilization in freshwater lake sediments. *Science of the environment*. 768 (144336). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144336>.