

Evaluación de la condición ecológica del embalse asociado a la Presa “ El Batán “ en el municipio de Corregidora, Querétaro, México.

Daniel Alejandro
García Ávila

2024



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ciencias Naturales

Evaluación de la condición ecológica del embalse asociado a la Presa “El Batán” en el municipio de Corregidora, Querétaro, México.

Tesis

Que como parte de los requisitos para obtener el Grado de
Maestro en Ciencias Biológicas

Presenta

Daniel Alejandro García Ávila

Dirigido por:

Dr. Juan Pablo Ramírez Herrejón

Codirector:

M en GIC Omar Yair Durán Rodríguez

Querétaro, Qro. a 2024

La presente obra está bajo la licencia:
<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.es>



CC BY-NC-ND 4.0 DEED

Atribución-NoComercial-SinDerivadas 4.0 Internacional

Usted es libre de:

Compartir — copiar y redistribuir el material en cualquier medio o formato

La licenciante no puede revocar estas libertades en tanto usted siga los términos de la licencia

Bajo los siguientes términos:



Atribución — Usted debe dar [crédito de manera adecuada](#), brindar un enlace a la licencia, e [indicar si se han realizado cambios](#). Puede hacerlo en cualquier forma razonable, pero no de forma tal que sugiera que usted o su uso tienen el apoyo de la licenciante.



NoComercial — Usted no puede hacer uso del material con [propósitos comerciales](#).



SinDerivadas — Si [remezcla, transforma o crea a partir](#) del material, no podrá distribuir el material modificado.

No hay restricciones adicionales — No puede aplicar términos legales ni [medidas tecnológicas](#) que restrinjan legalmente a otras a hacer cualquier uso permitido por la licencia.

Avisos:

No tiene que cumplir con la licencia para elementos del material en el dominio público o cuando su uso esté permitido por una [excepción o limitación](#) aplicable.

No se dan garantías. La licencia podría no darle todos los permisos que necesita para el uso que tenga previsto. Por ejemplo, otros derechos como [publicidad, privacidad, o derechos morales](#) pueden limitar la forma en que utilice el material.



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ciencias Naturales
Maestría en Ciencias Biológicas

Evaluación de la condición ecológica del embalse asociado a la Presa “El Batán”
en el municipio de Corregidora, Querétaro, México.

TESIS

Que como parte de los requisitos para obtener el grado de

Maestro en Ciencias Biológicas

Presenta:

Daniel Alejandro García Ávila

Dirigido por:

Dr. Juan Pablo Ramírez Herrejón

Codirigido por:

M en GIC Omar Yair Durán Rodríguez

SINODALES

Dr. Juan Pablo Ramírez Herrejón

Presidente

Firma

M en GIC Omar Yair Durán Rodríguez

Secretario

Firma

Dr. Isaí Betancourt Resendes

Vocal

Firma

M en GIC Martín Jonatan Torres Olvera

Suplente

Firma

Dr. Robert Wallace Jones Schueneman

Suplente

Firma

Centro Universitario, Querétaro, Qro.
27 de septiembre de 2024
México

DEDICATORIA

A mis padres con mucho cariño por su constante e incondicional apoyo a mi carrera que, incluso estando inseguros de mi elección profesional, me brindaron todo lo necesario para hoy sentirme orgulloso de ser Biólogo.

A Samy, por compartir tu vida conmigo, siempre tenerme paciencia y estar ahí cuando sentía que no podía más.

A mi hermana por siempre escucharme cuando lo he necesitado, por darme tantas palabras de apoyo y por tu fe en mí.

“Todo lo que podemos decidir es qué haremos con el tiempo que nos dieron...”

J.R.R. Tolkien

“Humans are a strange lot. We have the power to analyze and explore the world around us, yet panic as soon as the evidence threatens to violate our expectations”

Frans de Waal

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías CONAHCYT por la beca de posgrado otorgada para lograr mi formación de maestría (2022-000018-02NACF; CVU: 1228349).

A mi director de tesis y codirector de tesis, les agradezco enormemente las observaciones en este proceso y por ser ambos tan buenos colegas.

A Juan Pablo, por ser de los maestros más importantes en mi formación como biólogo, por siempre estar dispuesto a resolver mis dudas por más simples u obvias que fuesen, por actuar como un igual en todo momento, gracias a ti descubrí mi pasión por los ecosistemas de “agua fresca”.

A Omar por todo el apoyo como mi codirector, por aguantar mis procesos mentales raros y aun así siempre ayudarme con mis dudas y hacerme pensar.

A mi comité sinodal, Isaí, Martín y Robert. Por ser tan comprensivos y pacientes, por entender mis errores y proponer para que yo pudiera aprender.

Al Doctor Cantoral, quien, a pesar de no formar parte del comité sinodal final, hizo observaciones muy interesantes y de suma importancia para que yo pudiese comprender mejor mi trabajo de tesis.

A todos quienes me apoyaron tanto durante el trabajo de campo (Andrés, Iván y Jesús), a todos los chicos de la materia de Ictiología (César, Mario, Cristina, Montse, Luis), por soportar el calor (Adri y Karen), por su apoyo con los macros y facilitarme tanto la identificación (Emmanuel y Fanny). Gracias a todos por apoyar este trabajo que sin ustedes no habría sido posible concluirlo.

A mis amigos, que, a pesar de la distancia, estuvieron ahí para esos momentos de diversión que me ayudaron a continuar.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	5
3. HIPÓTESIS	11
4. OBJETIVOS	11
4.1 General	11
4.2 Específicos	11
5. MATERIALES Y MÉTODOS	12
5.1. Área de estudio y muestreo	12
5.2. Parámetros físicos y químicos del agua	15
5.3. Indicador del estado trófico del embalse	19
5.4. Grupos biológicos	20
5.4.1. Peces	20
5.4.2. Macroinvertebrados acuáticos	22
5.4.3. Zooplancton	22
5.4.4. Fitoplancton	22
5.4.5. Indicadores biológicos	23
5.5. Análisis de datos	27
6. RESULTADOS	29
6.1. Condición física y química del embalse	29
6.2 Estado trófico del embalse	36
6.3. Grupos biológicos	36
6.3.1. Peces	36
6.3.2. Macroinvertebrados acuáticos	44

6.3.3. Zooplancton.....	49
6.3.4. Fitoplancton.....	52
6.4. Análisis estadístico.....	54
7. DISCUSIÓN.....	62
8. CONCLUSIONES.....	76
9. CONSIDERACIONES GENERALES.....	80
10. REFERENCIAS.....	81
11. ANEXOS.....	100

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Valores del índice del estado trófico y su correspondiente clasificación del estado trófico del Índice del Estado Trófico (IET) basado en fósforo total propuesto por Cunha <i>et al.</i> (2013).	19
Cuadro 2. Valores obtenidos de los parámetros fisicoquímicos con el medidor multiparamétrico Hanna. CO= Cortina de la Presa, ZP= Zona Profunda, ZC= Zona Centro, BO= Brazo Oeste y BE= Brazo Este. Sólidos totales disueltos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$) y oxígeno disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).	32
Cuadro 3. Valores obtenidos en los análisis de muestras de agua realizados por el Laboratorio de Calidad de Agua y Suelos (LABCAS). CO= Cortina de la Presa, ZP= Zona Profunda, ZC= Zona Centro, BO= Brazo Oeste, BE= Brazo Este, D= Descargas de agua residual, H= Afluentes. Demanda química de oxígeno ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); fósforo total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); carbono orgánico total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); nitrógeno total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); sólidos suspendidos totales ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Los valores de los límites permisibles se obtuvieron de los límites permisibles de contaminantes para embalses, lagos y lagunas establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-2021.	34
Cuadro 4. Peces capturados en la zona limnética del embalse de la Presa “El Batán”, se incluyen los valores de peso y talla, así como abundancia total y relativa (N= 3). <i>P. annularis</i> (<i>Pomoxis annularis</i>), <i>Oreochromis</i> spp., <i>L. cyanellus</i> (<i>Lepomis cyanellus</i>). *Solo se han tomado en cuenta los individuos que fue posible sexar. 37	
Cuadro 5. Peces de la zona litoral del embalse, se incluyen los valores del peso, talla y abundancias (N= 10). <i>L. cyanellus</i> (<i>Lepomis cyanellus</i>), <i>Pseudoxiphophorus bimaculatus</i> (<i>P. bimaculatus</i>), <i>P. annularis</i> (<i>Pomoxis annularis</i>), <i>Oreochromis</i> spp. En este caso no fue posible sexar a los peces.	37
Cuadro 6. Valores de los indicadores biológicos de la comunidad de peces seleccionados para el embalse asociado a la Presa “El Batán”	43
Cuadro 7. Promedios y desviaciones estándar de los individuos de macroinvertebrados acuáticos recolectados en la zona litoral del embalse de la	

Presa “El Batán” en cada uno de los sitios de muestreo. CO= Cortina de la Presa, ZP= Zona Profunda, ZC= Zona Centro, BO= Brazo Oeste y BE= Brazo Este.....	45
Cuadro 8. Valencia de tolerancia, tolerancia, gremio trófico y hábito de vida de cada una de las familias de macroinvertebrados acuáticos colectados en el embalse. La valencia, tolerancia, gremios tróficos y hábitos de vida fueron obtenidos de (Pineda-López et al., 2014).	46
Cuadro 9. Valores de las métricas seleccionadas como indicadores biológicos de macroinvertebrados acuáticos del embalse de la Presa “El Batán”.	48
Cuadro 10. Abundancia absoluta de zooplancton colectados con red cónica de zooplancton de 80 µm de luz de malla en la zona limnética de cada uno de los sitios de muestreo en el embalse asociado a la Presa “El Batán”.	50
Cuadro 11. Valores de las métricas seleccionadas como indicadores biológicos del grupo de zooplancton del embalse de la Presa “El Batán”.	51
Cuadro 12. Comunidad de fitoplancton colectada en la zona limnética en las cinco zonas del embalse asociado a la Presa “El Batán”.	52
Cuadro 13. Valores de las métricas seleccionadas como indicadores biológicos del grupo de fitoplancton del embalse de la Presa “El Batán”.	53

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización geográfica del sitio de estudio. El embalse asociado a la Presa “El Batán” se localiza dentro del Municipio de Corregidora, Querétaro, México.	13
Figura 2. Ubicación de las zonas de muestreo en la presa El Batán. Las líneas rojas delimitan las zonas donde se llevó a cabo el estudio: Cortina de la Presa (CO), Zona Profunda (ZP), Zona Centro (ZC), Brazo Oeste (BO), y Brazo Este (BE).....	14
Figura 3. Ubicación de las descargas aportadas directamente al embalse asociado a la Presa “El Batán”.....	17
Figura 4. Ubicación de las muestras de las descargas y las muestras de agua tomadas en el afluente principal del embalse asociado a la Presa “El Batán”.....	18
Figura 5. Perfil de variaciones de la profundidad del agua en el embalse asociado a la Presa “El Batán”. CO= Cortina de la Presa, ZP= Zona Profunda, ZC= Zona Centro, BO= Brazo Oeste y BE= Brazo Este.....	30
Figura 6. Perfil de variaciones de la transparencia del embalse asociado a la Presa “El Batán”. CO= Cortina de la Presa, ZP= Zona Profunda, ZC= Zona Centro, BO= Brazo Oeste y BE= Brazo Este.....	31
Figura 7. Frecuencia de distribución de tallas basado en la longitud patrón (mm) y peso (g) de <i>L. cyanellus</i> , <i>P. annularis</i> , <i>P. bimaculatus</i> y <i>Oreochromis</i> spp.....	39
Figura 8. Diagrama de Olmstead-Tukey basado en abundancia y frecuencia relativas para la comunidad de peces del embalse asociado a la Presa “El Batán”.	40
Figura 9. Diagrama de Olmstead-Tukey basado en la biomasa y la frecuencia relativa de la comunidad de peces del embalse asociado a la Presa “El Batán”. ..	41
Figura 10. Análisis de Componentes Principales basado en los parámetros fisicoquímicos medidos en el embalse asociado a la Presa “El Batán” con el medidor multiparamétrico Hanna y analizados en el LABCAS. TEMP= temperatura del agua, OD= oxígeno disuelto, TRA= transparencia, COT= carbono orgánico total, FT= fósforo total, DQO= demanda química de oxígeno, SST= sólidos suspendidos totales, NT= nitrógeno total, STD= sólidos totales disueltos, pH= potencial de	

hidrógeno. Los símbolos en el ordenamiento corresponden a cada zona, los puntos a CO, el signo de más a ZP, los cuadros negros a ZC, las equis a BO y los triángulos a BE.....56

Figura 11. Escalamiento multidimensional no métrico basado en la abundancia relativa de cada taxón por sitio (Estrés= 0.2557). TEMP= temperatura del agua, OD= oxígeno disuelto, TRA= transparencia, COT= carbono orgánico total, FT= fósforo total, DQO= demanda química de oxígeno, SST= sólidos suspendidos totales, NT= nitrógeno total, STD= sólidos totales disueltos, pH= potencial de hidrógeno. Los símbolos en el ordenamiento corresponden a: los puntos a CO, el signo de más a ZP, los cuadros negros a ZC, las equis a BO y los triángulos a BE; el ordenamiento de cada taxón se representa como puntos.....59

Figura 12. Análisis de agrupación basado en la abundancia relativa de los taxones de los cuatro grupos biológicos. CO= Cortina de la Presa, ZP= Zona Profunda, ZC= Zona Centro, BO= Brazo Oeste y BE= Brazo Este.....61

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Descripción de la estructura física del hábitat en las zonas del embalse de la Presa “El Batán”.....	100
--	-----

RESUMEN

Los embalses son cuerpos de agua artificiales cuyo almacenamiento depende de una estructura física (presa) que funciona como una contención del agua. Los embalses cumplen funciones ecológicas y proveen de servicios al humano mediante el aprovechamiento del agua (uso doméstico, industrial, irrigación, hidroeléctrica, control de inundaciones, etc.). En México, los embalses son una fuente de agua muy importante, representando un almacenamiento conjunto de aproximadamente 150 mil millones de m³. Los embalses en todo el mundo enfrentan la eutrofización del agua, que altera la calidad del agua e imposibilita el aprovechamiento humano. El embalse asociado a la Presa “El Batán”, se originó por la construcción de la presa en el año 1990 en el municipio de Corregidora, Querétaro, México. Desde su creación ha estado sometido a disturbios como: el aporte de descargas de aguas residuales puntuales de fraccionamientos cercanos y no puntuales provenientes de sus afluentes desde localidades del municipio de Huimilpan y en el año 2021 la trituración y hundimiento de lirio acuático (*Pontederia crassipes*). En este trabajo se evaluó y comparó la condición ecológica en cinco zonas del embalse. Los objetivos fueron: (1) evaluar las características fisicoquímicas del agua; (2) estimar el estado trófico del embalse; (3) emplear indicadores biológicos de peces, macroinvertebrados acuáticos y plancton; (4) analizar la relación entre los parámetros fisicoquímicos con las respuestas de la comunidad biológica. La condición actual del embalse mostró que a pesar de que el Índice del Estado Trófico sugiere una tendencia hacia un estado supereutrófico, la comunidad de fitoplancton y zooplancton no reflejan este tipo de estado. Se encontró que la contaminación orgánica sigue un gradiente en el que los brazos del embalse se encuentran bajo mayores niveles de los parámetros fisicoquímicos y biológicos indicadores de contaminación orgánica que disminuyen hacia las zonas de mayor profundidad y la cortina de la presa. Este trabajo presenta por primera vez la evaluación de la condición ecológica actual del embalse asociado a la Presa “El Batán” y sienta las

bases para futuros estudios del ecosistema e información vital para las posibles acciones de manejo y monitoreo futuras.

Palabras clave: Evaluación de la condición ecológica, degradación ambiental, estado trófico.

ABSTRACT

Reservoirs are artificial water bodies whose storage depends on a physical structure (dam) that functions as a water barrier. Reservoirs perform ecological functions and provide services to humans through water usage (domestic, industrial, irrigation, hydroelectric, flood control, etc.). In Mexico, reservoirs are an important water source, collectively storing approximately 150 billion cubic meters. Worldwide, reservoirs face water eutrophication, which can alter water quality and hinder human use. The reservoir associated to the "El Batán" Dam was originated by the construction of the dam in 1990 in the municipality of Corregidora, Querétaro, Mexico. Since its creation, it has been subjected to disturbances that include the inflow of point-source wastewater discharges from nearby housing subdivisions and non-point sources from its tributaries originating in the municipality of Huimilpan and the trituration and sinking of water hyacinth (*Pontederia crassipes*) in 2021. This study evaluated and compared the ecological condition in five zones of the reservoir. The objectives were: (1) to evaluate the physicochemical characteristics of water; (2) to estimate the reservoir's trophic state; (3) use biological indicators of fish, aquatic macroinvertebrates, and plankton communities; (4) and analyse the relationship between physicochemical parameters and the responses of the biological community. The current condition of the reservoir showed that, although the Trophic Status Index suggests a trend towards a supereutrophic state, the phytoplankton and zooplankton communities do not reflect such a condition. Organic pollution follows a gradient, with higher levels of physicochemical parameters and biological indicators that were evidence of organic pollution in the reservoir inflow areas, which decrease towards the deeper areas closer to the dam wall. This study presents the first evaluation of the current ecological condition of the reservoir associated to the "El Batán" Dam, laying the foundation for future ecosystem studies and providing vital information for potential future management and monitoring actions.

Keywords: Ecological assessment, degradation, trophic state

1. INTRODUCCIÓN

La evaluación de la condición ecológica de un ecosistema consiste en la descripción de sus patrones, procesos y funciones para entender sus condiciones actuales, del pasado o las tendencias futuras del mismo. Usualmente el objetivo es generar información que funcione como base en la creación de políticas, resolución de problemáticas ambientales, planificación, y el manejo de los ecosistemas y sus recursos (Jensen *et al.*, 2001). El estudio de la condición ecológica en el contexto de los ecosistemas dulceacuícolas, solía basarse principalmente en el monitoreo de los parámetros fisicoquímicos del agua, pero actualmente los estudios han incluido la condición física del hábitat y la evaluación biológica por medio de organismos indicadores permitiendo obtener una interpretación integral de las condiciones y las respuestas de los organismos ante los cambios en el sistema (Park y Hwang, 2016).

Los indicadores biológicos son organismos o un grupo de organismos seleccionados por las respuestas que estos tienen ante los cambios en las condiciones bióticas y abióticas del ecosistema y que gracias a estas es posible obtener información su condición actual (López-López y Sedeño-Díaz, 2015). El uso de indicadores biológicos permite describir el estado y el funcionamiento de procesos de un ecosistema como la estructura de las redes tróficas, la productividad, el estado trófico y la condición del ecosistema pues estos indicadores son seleccionados por ser referentes de un buen funcionamiento ecológico (Lorenz, 2003). Los grupos biológicos pueden indicar distintas respuestas a la degradación ambiental y pueden proveer de información distinta pero importante. Los peces, por ejemplo, son los organismos más usados en el biomonitoreo de los ecosistemas dulceacuícolas ya que se conoce mucha información de la historia de vida de muchas especies, la comunidad de peces incluye especies que ocupan diferentes niveles y gremios tróficos. Algunas especies son sensibles a las alteraciones de las redes tróficas, la calidad del agua, la estructura del hábitat. Estos efectos de la degradación ambiental son reflejados por la estructura y el funcionamiento de la comunidad de peces (Chovanec *et al.*, 2003; Mathuriau *et al.*, 2012).

Los macroinvertebrados acuáticos son buenos indicadores al igual que los peces, aunque reflejando impactos diferentes en una escala distinta. La mayoría de estos organismos tienen varias características que permiten monitorear los efectos de la contaminación sobre la comunidad. Estas incluyen una alta abundancia, son fáciles de muestrear, algunos de ellos son sensibles a la disminución de las concentraciones de oxígeno disuelto, son importantes en la transferencia de energía en las redes tróficas, muchos son sensibles a los contaminantes mientras que otros no, además pueden acumularlos en sus cuerpos y transferirlos a otros niveles de la red trófica cuando son depredados (Castillo-Figueroa *et al.*, 2018; López-López y Sedeño-Díaz, 2015).

El plancton, que puede ser dividido en zooplancton y fitoplancton, es un bioindicador importante pues se compone de organismos sensibles a cambios en el ecosistema en periodos relativamente cortos. En sistemas lénticos, el estudio de la estructura y dinámica poblacional pueden ser muy útiles en el análisis del disturbio ambiental (Gazonato Neto *et al.*, 2014; Muñoz-Colmenares *et al.*, 2021). La estructura de la comunidad de zooplancton se determina por características fisicoquímicas del agua, son afectados por los cambios en la temperatura, el oxígeno, transparencia y pH. Además de las características del agua, estos organismos son afectados por las alteraciones de la comunidad de fitoplancton. El fitoplancton ha sido utilizado como un buen indicador de contaminación y alteraciones de la calidad del agua. Estos responden relativamente rápido a los cambios de las condiciones del ambiente, y son buenos indicadores del estado trófico de un ecosistema (Parmar *et al.*, 2016; Thakur *et al.*, 2013).

Usualmente el uso de indicadores biológicos se limita a la selección de uno o dos grupos biológicos para el monitoreo o la evaluación de las condiciones de un ecosistema. Sin embargo, algunos estudios como los de Passy *et al.* (2004), de Klochenko *et al.* (2014), y programas como el Programa Nacional de Monitoreo Ecológico Acuático de Corea del Sur (Park y Hwang, 2016) y el Programa de Evaluación de Riesgo Ecológico de la Agencia de Protección Ambiental (Griffith,

1998) han incluido al plancton, diatomeas, plantas, epifiton, macroinvertebrados y peces para la evaluación de la condición ecológica y de la salud ecológica de arroyos, ríos y embalses.

Los embalses han sido creados por los humanos desde hace miles de años, con distintos propósitos como el asegurar agua disponible para actividades como el riego o agua potable, para el control de las inundaciones o la producción de energía por la construcción de plantas hidroeléctricas (Fluet-Chouinard *et al.*, 2017). Estos cuerpos de agua, comúnmente referidos como “lagos artificiales”, son creados en regiones en las cuales los grandes lagos naturales son escasos o no es posible su aprovechamiento por las condiciones del agua (Wetzel, 2011). En embalses, la evaluación de la condición ecológica se ha desarrollado utilizando solamente parámetros fisicoquímicos (Mustapha, 2008), o una combinación de estos parámetros e indicadores biológicos. Estos indicadores pueden incluir: algas planctónicas y la sucesión de la comunidad de fitoplancton (Barinova *et al.*, 2018; Fadel *et al.*, 2014; Ochieng *et al.*, 2022), plantas acuáticas (Baláži *et al.*, 2014), macroinvertebrados (Molozzi *et al.*, 2012), o una combinación de grupos como peces y macroinvertebrados (Martins *et al.*, 2015).

En México, los estudios sobre embalses se han basado en el uso de macroinvertebrados como los coríxidos (Lino-González *et al.*, 2007), zooplancton (López-Blanco y Zambrano-González, 2001), zooplancton y macroinvertebrados (Rodríguez-Varela *et al.*, 2015), solo características fisicoquímicas del agua (Castilla-Hernández *et al.*, 2014; Quevedo-Castro *et al.*, 2018), fitoplancton y determinación del estado trófico (Rangel-Peraza *et al.*, 2009), macroinvertebrados bentónicos (Rosas *et al.*, 1985). Ninguno de estos estudios previos en embalses en México ha integrado más de dos grupos biológicos para la evaluación de la condición ecológica del embalse.

En el estado de Querétaro, México, no existen lagos naturales, los embalses asociados a presas o bordos componen el principal tipo de ecosistemas dulceacuícolas similares a los lacustres. En el estado existen once embalses

importantes formados por la construcción de presas: Zimapán, Constitución de 1917, San Idelfonso, Centenario, Santa Catarina, La Llave, Jalpan, La Soledad, El Capulín de Amealco, El Carmen y San Pedro Huimilpan (INEGI, 2023).

En el municipio de Corregidora, Querétaro, el embalse asociado a la Presa “El Batán” representa el principal almacenamiento del municipio con una capacidad aproximada de 6.5 millones de m³ (La Sombra de Arteaga, 2016). Se ha visto sometido a impactos ambientales como el aporte de descargas de aguas residuales y la trituración y hundimiento de lirio acuático (*Pontederia crassipes*) desde que fue construida la cortina de la presa. El embalse será parte del futuro proyecto estatal “Agua para todos: Sistema Batán” en coordinación con gobierno federal que pretende garantizar 1500 litros de agua por segundo con el fin de abastecer del recurso a la Zona Metropolitana de Querétaro por medio del tratamiento de aguas residuales y su almacenaje en el embalse.

Actualmente, no existe información previa respecto a la condición del embalse, por lo que bajo este contexto la evaluación de su condición ecológica representa una oportunidad única de estudiar los patrones fisicoquímicos y biológicos en un cuerpo de agua artificial bajo la influencia de impactos antropogénicos como la contaminación del agua. Es por este motivo que el presente trabajo propone evaluar la condición ecológica del embalse asociado a la Presa “El Batán”, midiendo características fisicoquímicas del agua, la tendencia del estado trófico, así como analizar y comparar las respuestas de la estructura y función de la comunidad de cuatro grupos biológicos (peces, macroinvertebrados acuáticos, zooplancton y fitoplancton) ante la degradación ambiental.

2. ANTECEDENTES

Los embalses en México

Un embalse es un cuerpo de agua cuyo tamaño y capacidad de almacenamiento dependen de una presa, es además definido por el diccionario íntegro Merriam-Webster como “un lago artificial en el que el agua está incautada para el uso doméstico e industrial, irrigación, energía hidroeléctrica, control de inundaciones, u otros propósitos” (Nilsson, 2010). Las características de los lagos naturales y artificiales (embalses) suelen ser similares, así como los planes de manejo y de uso de ambos ecosistemas, aunque también presentan diferencias importantes entre sí (Jørgensen *et al.*, 2005a).

Los embalses son normalmente considerados similares en características limnológicas y de la calidad del agua a los lagos naturales, pero esto es un error, ya que existen diferencias importantes de estas características principalmente cuando se trata de un embalse “grande” (cortina de 15 m de altura o con un volumen de agua > 1 millón de m^3 y cortina de cualquier tamaño), los embalses pequeños no son diferentes de los lagos naturales (Jørgensen *et al.*, 2005b). Las principales diferencias entre embalses y lagos son: la carga de contaminantes, usualmente mayor en embalses que en lagos con características similares; los tiempos de retención y la estratificación, en embalses los tiempos de retención generalmente son más cortos y la estratificación es más variable por el influjo de agua por afluentes hacia los embalses; la fluctuación de los niveles del agua, en embalses la fluctuación es mayor; la retención de nutrientes (fósforo y nitrógeno) y materia orgánica es mayor en los embalses (Jørgensen *et al.*, 2005b).

En México, los lagos más grandes (>100 km^2) como los formados por la Sierra Madre Occidental y Oriental, y los lagos de las planicies que existieron durante el Oligoceno y Mioceno de las regiones centrales y norteñas han desaparecido. Los lagos que continuaron existiendo en las regiones centrales del país se han reducido a lagos pequeños (1 a <100 km^2), efímeros, poco profundos, alterados por causas naturales (procesos geológicos y climáticos) e impactos antropogénicos como la

sobreexplotación de mantos acuíferos, contaminación, y eutrofización (Alcocer y Bernal-Brooks, 2010). La menor presencia de lagos en México y principalmente en las zonas con escasez de agua, dio lugar a la construcción de presas que originaron embalses cuya función principal es la generación de energía, pesquería y acuicultura, actividades agrícolas, agua para uso público y actividades recreativas (Castilla-Hernández *et al.*, 2014). La construcción de presas en México ha sido tan importante para el suministro de agua que, de acuerdo con la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 2018), existen más de 5 mil presas con una capacidad conjunta de almacenamiento de aproximadamente 150 mil millones de m³.

Los embalses asociados a las presas en todo el mundo enfrentan dos problemas comunes que las autoridades deben atender: la sedimentación del cuerpo de agua y la eutrofización. La sedimentación ocurre año con año, disminuye la capacidad total de almacenamiento, disminuyendo su vida útil y en muchos casos inhabilitando totalmente la función de los embalses para regular el flujo de agua (Domínguez Serrano, 2019; Schleiss *et al.*, 2016). En conjunto, la eutrofización empeora calidad del agua (Istvánovics, 2010), evitando el aprovechamiento humano de estos recursos hídricos.

La eutrofización en los ecosistemas dulceacuícolas

La eutrofización puede definirse como el aumento o enriquecimiento de nutrientes que causan un crecimiento acelerado o excesivo del plancton y las macrófitas, y los efectos que esto ocasiona en los cuerpos de agua (González y Roldán, 2020). El proceso de eutrofización puede ocurrir naturalmente por cualquier cambio en la concentración de nutrientes en un cárcamo, que inevitablemente alterará la condición biológica de cualquier cuerpo de agua. Mientras, la eutrofización causada por actividades humanas, es conocida como eutrofización artificial (Harper, 1992). Desde mediados del siglo XX, este proceso de enriquecimiento ha sido visto como un problema que tiene su origen en las actividades humanas que incluyen: el desarrollo urbano, actividades agrícolas e industriales. De estos, el uso de nutrientes en las actividades agrícolas, principalmente fósforo y nitrógeno

representan los principales aportes en el agua, promoviendo el crecimiento de algas, perifiton y macrófitas (Harper, 1992; Istvánovics, 2010).

El enriquecimiento y aumento excesivo de la concentración de nutrientes por actividades humanas que altera la calidad del agua, tiene un efecto adicional que es la dominancia de las especies con selección “r” en la estructura de la comunidad de fitoplancton, siendo las cianobacterias los taxones predominantes en los lagos y embalses (González y Roldán, 2020). Los efectos de la eutrofización van más allá del crecimiento acelerado de algas y plantas acuáticas pues conlleva también: cambios en la composición y estructura de las redes tróficas por la intensificación de la actividad biológica en el agua; la alteración de los ciclos biogeoquímicos en los ecosistemas acuáticos; el aumento de compuestos hepatotóxicos, citotóxicos y neurotóxicos por el aumento en la abundancia de cianobacterias (Smith, 2003; Smith *et al.*, 2006). Los efectos de la eutrofización en conjunto la vuelven un problema global y uno de los riesgos más complicados de atender pues degradan la calidad del agua y los servicios ecosistémicos asociados a los cuerpos de agua dulce (Istvánovics, 2010).

Los indicadores biológicos en los ecosistemas dulceacuícolas

Aunque la evaluación de la calidad del agua y del ambiente suele realizarse usando técnicas que miden características físicas y químicas, varios países han incluido el uso obligatorio de parámetros biológicos como complemento para el desarrollo de este tipo de evaluaciones (Couceiro *et al.*, 2012). El uso de indicadores biológicos permite cuantificar la condición del ecosistema por medio de las características del hábitat, el estrés y las respuestas ecológicas al mismo (de la Lanza-Espino y Hernández-Pulido, 2000). Utilizar bioindicadores implica la selección de un organismo o un grupo de organismos que debido a sus respuestas biológicas permite obtener información sobre la condición actual de un ecosistema, los cambios que ha tenido y en ocasiones de las tendencias que ha tenido la misma en el pasado (López-López y Sedeño-Díaz, 2015). Lorenz (2003) considera que el usar bioindicadores provee de información importante sobre el ecosistema y muy útil para

el manejo de los ecosistemas, porque describen los procesos y estructuras del ecosistema (redes tróficas, productividad, eutrofización), la condición del ecosistema cuando se compara con referencias de un buen funcionamiento ecológico y las relaciones de causa y efecto que existen dentro del ecosistema.

De acuerdo con Mathuriau *et al.* (2012), el uso de bioindicadores en México comenzó en 1990 y hasta 2011 se publicaron 23 artículos que emplearon a los peces y macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua y el ambiente. Los peces en particular han sido el grupo biológico más utilizado para el desarrollo de herramientas de biomonitoreo de ecosistemas dulceacuícolas en México. La razón de este uso tan extendido de los peces como indicadores se debe a varias razones: hay información previa sobre la historia de vida de muchas especies; las comunidades de peces son representadas por especies que ocupan distintos niveles trófico y gremios tróficos; debido a su posición en las redes tróficas, los peces pueden dar una buena perspectiva de todo el ecosistema; su identificación es relativamente más sencilla que la de otros organismos; y los efectos de la toxicidad en el ambiente pueden verse reflejados en la comunidad de peces (Mathuriau *et al.*, 2012).

Los macroinvertebrados son buenos indicadores de las condiciones ambientales. Esto se debe a que muchos de estos tienen ciclos de vida de un año aproximadamente que permite monitorear los cambios por los efectos de la contaminación. También, la diversidad de adaptaciones y estrategias respiratorias de este grupo permite monitorear la concentración de oxígeno en el ecosistema; son un enlace entre los niveles de energía del ecosistema y la transferencia de esta hacia otros niveles de la red trófica. Además, se encuentran en contacto con todos los contaminantes que entran en el ecosistema, acumulándolos y transfiriéndolos a los otros niveles tróficos (López-López y Sedeño-Díaz, 2015).

Los esfuerzos europeos por integrar indicadores biológicos a los protocolos de evaluación de la calidad del agua en un principio no incluyeron algunos grupos como el zooplancton en los Elementos de la Calidad Biológica (ECB o BQE por sus siglas

en inglés) de la Directiva Marco del Agua (DMA o WFD por sus siglas en inglés) a pesar de ser buenos indicadores del estado de la red trófica y la calidad del agua de los ecosistemas de agua dulce (Muñoz-Colmenares *et al.*, 2021). La importancia del uso del zooplancton como indicadores de la condición se debe a que son un grupo de organismos cuya abundancia y composición son sensibles al proceso de eutrofización, y, estos cambios en la comunidad planctónica alteran las redes tróficas y el estado trófico (García-Chicote *et al.*, 2019). El fitoplancton ha sido utilizado también como un bioindicador de las condiciones de ecosistemas dulceacuícolas, como el estudio realizado por Díaz-Pardo *et al.* (1998) en el Lago Azteca en Hidalgo, México, en el cual se determinó el estado trófico del lago por medio de la riqueza de especies y sucesión de estas.

El embalse asociado a la Presa “El Batán”

La estructura de la Presa “El Batán” fue construida en el año 1990 por gestión de la CONAGUA, Gobierno Federal y Gobierno del Estado de Querétaro contando con una capacidad de almacenamiento de 6.5 millones de m³ destinada principalmente al control de inundaciones y el riego de 187 hectáreas de tierras de cultivo, beneficiando a 25,000 habitantes del municipio de Corregidora. Cabe destacar que esta representa el principal almacenamiento de agua del municipio de Corregidora (La Sombra de Arteaga, 2016). El embalse resultante por la construcción de la presa se mantiene gracias a los escurrimientos de afluentes de los Ríos Huimilpan, Bravo y Arroyo Hondo. Estos afluentes principales son intermitentes y el mayor aporte de agua hacia el embalse depende de las lluvias. Del embalse de la Presa “El Batán” inicia el Río Pueblito, siendo el embalse uno de los aportes de agua principales al río. En el año 2020 después de la temporada de lluvias el lirio acuático (*Pontederia crassipes*) fue transportado desde la Presa de Carranza (Huimilpan) por la crecida de aguas hacia los afluentes y hacia la Presa “El Batán”. El lirio es una planta acuática invasora que frecuentemente causa daños irreversibles en los ecosistemas acuáticos. Esta planta superficial alcanza altas abundancias disminuyendo el paso de la luz y alterando la producción de fitoplancton causando un decremento en la

cantidad de oxígeno disuelto en el agua, eventualmente alterando la estructura y función de los ecosistemas acuáticos (Villamagna y Murphy, 2010). De acuerdo con la empresa RENAR (2021), el lirio cubrió al 90% la superficie del embalse, por lo que, desde el mes de octubre de 2021, el Municipio de Corregidora con el permiso de la CONAGUA, la Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA), decidió llevar a cabo la trituración y hundimiento de aproximadamente 4000 toneladas de lirio acuático (Montes de Oca, 2021).

El embalse asociado a la Presa “El Batán” se ha visto sometido a otras modificaciones físicas, químicas y biológicas: 1) el embalse ha recibido sedimentos por sus afluentes desde que la presa fue construida y se desconoce el perfil batimétrico actual, por lo tanto, su tiempo de vida útil es incierto; 2) recibe descargas puntuales de aguas residuales provenientes de fraccionamientos a sus alrededores desde hace 4 años, y descargas no puntuales de localidades del municipio de Huimilpan desde hace más de una década; 3) ha albergado desde su construcción al menos 7 especies de peces exóticos invasores, la tilapia *Oreochromis niloticus*, Carpa Barrigona *Cyprinus carpio*, Lobina Negra *Micropterus salmoides*, Pez Sol *Lepomis cyanellus*, Perca plateada *Pomoxis annularis*, Guatopote manchado *Pseudoxiphophorus bimaculatus* y la Carpa Brema *Megalobrama amblycephala*; 4) la invasión del lirio acuático *Pontederia crassipes*, potencialmente puede alterar las condiciones de oxigenación, así como la estructura y función de las comunidades biológicas donde el hundimiento de materia vegetal del lirio triturado causa contaminación orgánica equivalente a 4 descargas de agua residual sanitaria (Montes de Oca, 2021). El influjo de descargas de aguas residuales y el hundimiento de lirio triturado pueden propiciar condiciones eutróficas en el embalse por el aporte de nutrientes y de materia orgánica.

El historial de impactos anteriormente mencionado puede tener un efecto importante sobre la estructura del ecosistema. Sin embargo, no existen estudios previos de la condición ecológica del embalse asociado a la Presa “El Batán”, por lo que

actualmente se desconoce la condición del hábitat físico, la calidad del agua, la composición de los sedimentos y el estado trófico del embalse. El estudio de este ecosistema acuático contenido en el embalse representa una oportunidad importante para describir la condición ecológica actual mediante la estimación de su calidad física, química y biológica. La evaluación de la condición ecológica plantea las siguientes preguntas:

¿Cuál es la condición ecológica actual del embalse asociado a la Presa “El Batán” y su estado trófico? ¿Cuáles son los principales indicadores del disturbio antropogénico, tanto físicos, químicos y biológicos que evidencien la condición ecológica actual del embalse?

3. HIPÓTESIS

El embalse asociado a la Presa “El Batán” presenta alteraciones fisicoquímicas significativas del agua que son originadas por el aporte de materia orgánica. Estas alteraciones inducen un estado eutrófico del embalse. Como consecuencia de esta condición, la estructura y función de las comunidades biológicas se caracteriza por una baja diversidad, prevalencia de especies generalistas y de especies tolerantes al disturbio.

4. OBJETIVOS

4.1 General

Evaluar y comparar la condición ecológica en diferentes zonas del embalse asociado a la “Presa El Batán” utilizando características fisicoquímicas del agua, físicas del hábitat, estado trófico, e indicadores biológicos.

4.2 Específicos

- Medir características fisicoquímicas del agua y físicas del hábitat.
- Estimar el estado trófico del embalse por medio de un índice del estado trófico.

- Emplear indicadores biológicos de peces, macroinvertebrados acuáticos, zooplancton y fitoplancton para interpretar y determinar la condición ecológica y el disturbio antrópico del embalse asociado a la Presa "El Batán".
- Analizar la relación entre los parámetros fisicoquímicos del agua y la estructura de la comunidad de los grupos biológicos.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. Área de estudio y muestreo

El embalse asociado a la Presa "El Batán" se encuentra ubicado en el municipio de Corregidora en el estado de Querétaro, México (Figura 1). El cuerpo de agua se encuentra a una elevación de 1903 msnm y tiene un área aproximada de 300,000 m².

Se realizó una jornada de campo, durante los meses de agosto-septiembre del año 2023. Se incluyeron variables de la condición física y química del agua e indicadores de la comunidad de cuatro grupos biológicos de cinco zonas en el embalse (Figura 2).

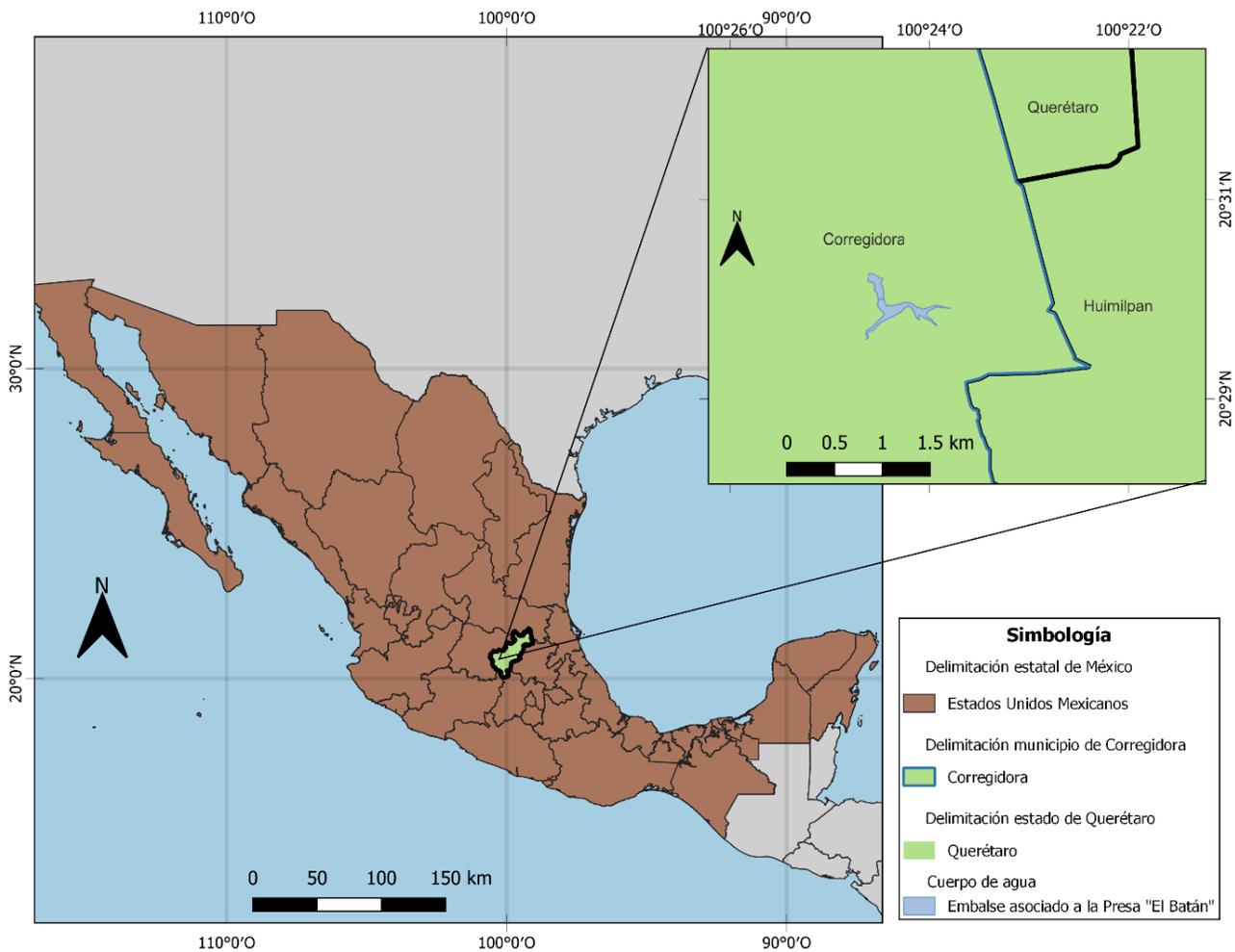


Figura 1. Localización geográfica del sitio de estudio. El embalse asociado a la Presa “El Batán” se localiza dentro del Municipio de Corregidora, Querétaro, México.

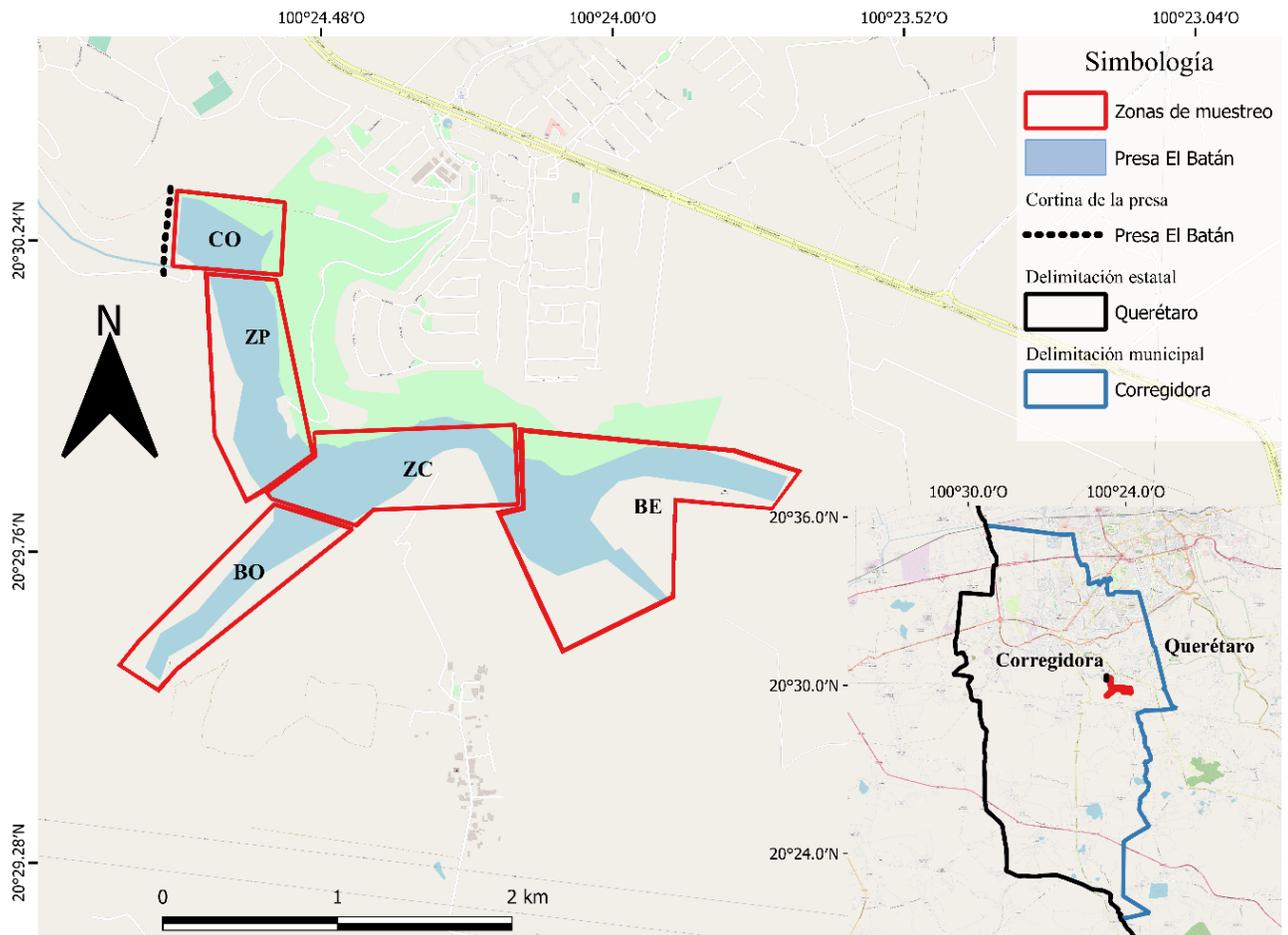


Figura 2. Ubicación de las zonas de muestreo en la presa El Batán. Las líneas rojas delimitan las zonas donde se llevó a cabo el estudio: Cortina de la Presa (CO), Zona Profunda (ZP), Zona Centro (ZC), Brazo Oeste (BO), y Brazo Este (BE).

Se describió la condición física de cada una de las zonas, considerando criterios como la condición de la orilla (Sin cambios, parcialmente modificada, modificada), tipo de vegetación de ribera (secundaria, cultivos, zonas urbanas), tipo de fondo (lodos, rocas, cieno, materia orgánica en degradación o detritus), hábitat disponible y el uso de suelo circundante (Ramírez-Herrejón et al., 2013). Además, se midió la profundidad y la transparencia en el embalse. La profundidad fue obtenida con una sonda portátil de profundidad (rango de 80m), y la transparencia fue determinada con un disco Secchi.

5.2. Parámetros físicos y químicos del agua

Se realizaron tres mediciones por zona de los parámetros fisicoquímicos del agua con un medidor multiparamétrico (Hanna Instruments Inc., Woonsocket, Rhode Island, EUA). Los parámetros medidos son los siguientes: oxígeno disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), sólidos totales disueltos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), y pH. Estos parámetros han sido seleccionados pues son típicamente considerados variables generales en índices de calidad el agua (Quevedo-Castro et al., 2018) y por su importancia para la determinación del estado del agua. En los embalses, el oxígeno disuelto es de los parámetros más importantes para el desarrollo de los organismos acuáticos, las interacciones y características químicas del agua (Tang et al., 2015; citado por Quevedo-Castro et al., 2018); el potencial de Hidrógeno (pH) junto con el oxígeno disuelto son muy buenos indicadores de la contaminación por materia orgánica, el oxígeno disuelto disminuye y los niveles de pH incrementan cuando hay mayor contaminación (Muñoz-Nájera et al., 2020). El parámetro de sólidos totales disueltos, así como los sólidos totales suspendidos componen los sólidos totales que hay en el agua y se refieren a la presencia de sales inorgánicas (cationes y aniones) y en menor medida materia orgánica, el incremento en la concentración de estos parámetros en el agua puede limitar el aprovechamiento del agua (agua potable, generación de energía, biodiversidad, servicios ecosistémicos, usos recreativos, riego y pesquería), aunque no es considerado un contaminante principal del agua sí representa un importante indicador de la calidad del agua

(Adjovu *et al.*, 2023; SDWF, 2016). En los lagos y los embalses la transparencia tiene una relación conocida con la productividad primaria (biomasa de algas y *blooms*), aunque las partículas suspendidas y la materia orgánica disuelta pueden disminuirla (Curtarelli *et al.*, 2019).

Además, se analizaron algunos de los parámetros establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-2021, que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores que son propiedad de la nación. Los parámetros analizados han sido: carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (NT), fósforo total (FT) y demanda química de oxígeno (DQO). La toma de muestras de agua dentro del embalse se realizó en tres puntos de cada zona (15 muestras). Además, se tomaron muestras de 5 descargas de aguas residuales que son recibidas en el embalse (Figura 3), junto con 4 muestras del afluente principal que es el cauce del Río Huimilpan (Figura 4). Estas muestras de agua fueron analizadas por el Laboratorio de Calidad de Agua y Suelos (LABCAS) de la Universidad Autónoma de Querétaro. La localización de las muestras tomadas de descargas de aguas residuales directas al embalse, y en el afluente principal del embalse se observan en la Figura 3 y Figura 4 respectivamente.

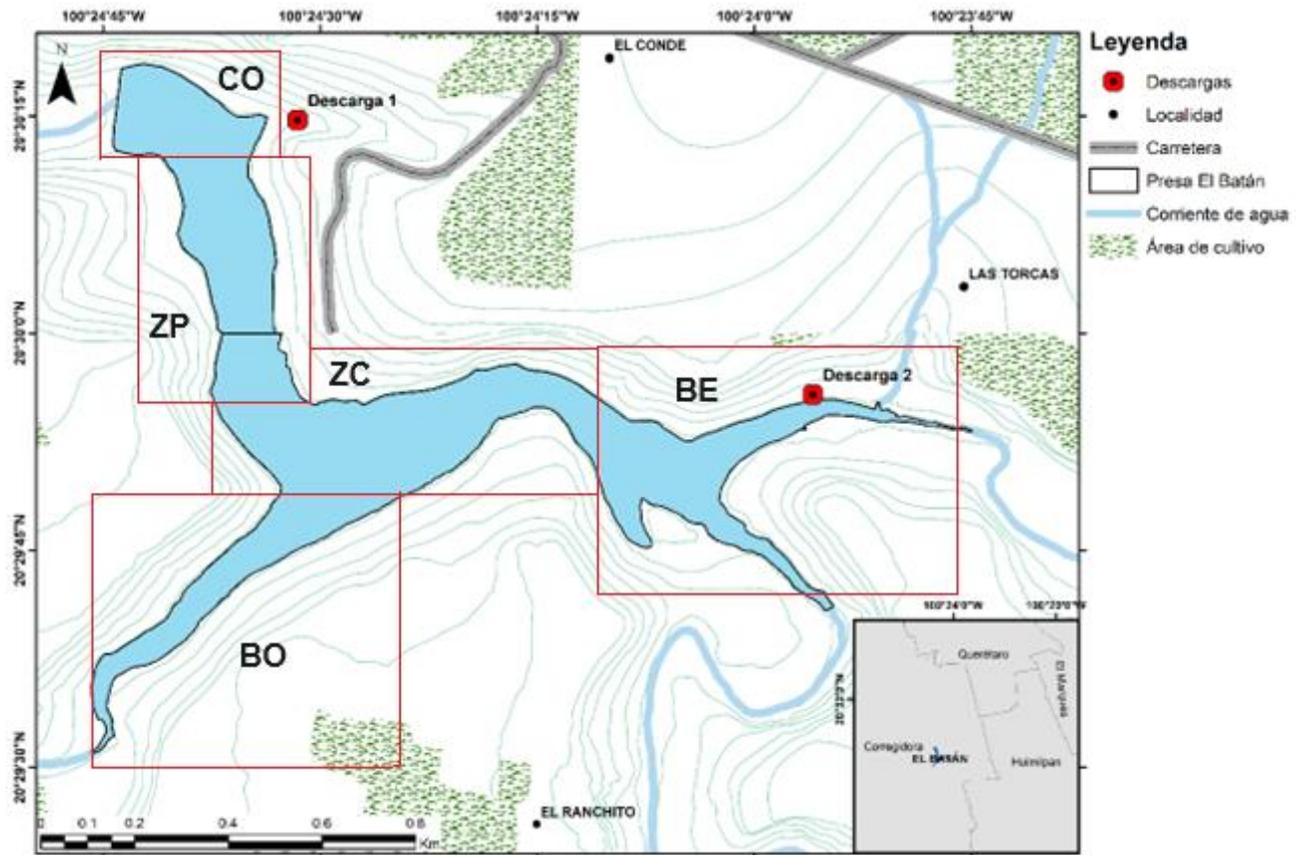


Figura 3. Ubicación de las descargas aportadas directamente al embalse asociado a la Presa “El Batán”.

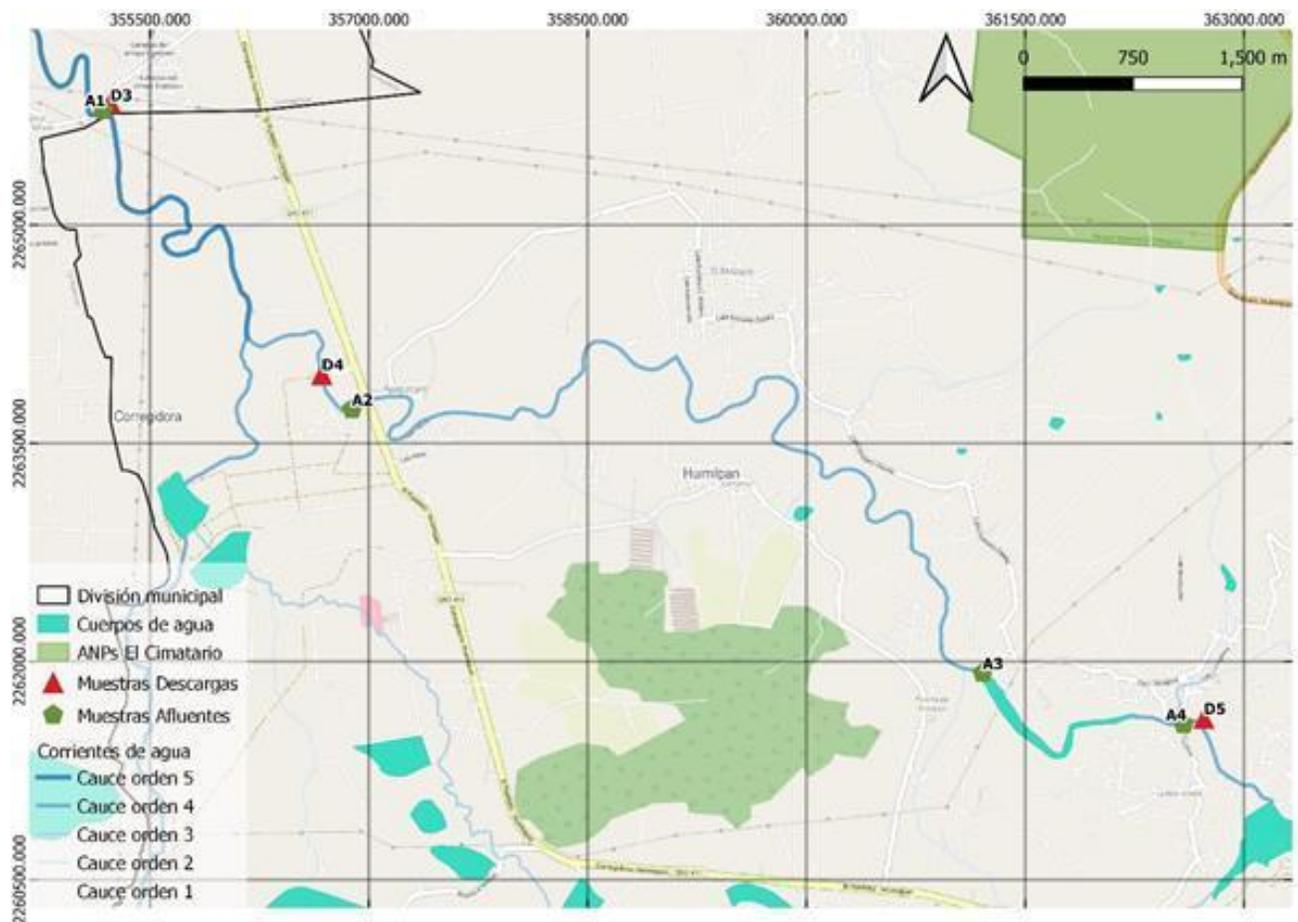


Figura 4. Ubicación de las muestras de las descargas y las muestras de agua tomadas en el afluente principal del embalse asociado a la Presa “El Batán”.

5.3. Indicador del estado trófico del embalse

Una aproximación del estado trófico fue calculada siguiendo los criterios del Índice de Estado Trófico (IET) basado en la concentración de fósforo total y que ha sido empleado en embalses tropicales/subtropicales propuesto por Cunha *et al.* (2013). Los valores del índice del estado trófico pueden observarse en la Tabla 1.

El índice de estado trófico fue calculado por medio de la siguiente fórmula:

$$\text{IET(PT)} = 10 \times (6 - ((-0.27637 \times (\ln \text{PT}) + 1.329766) / \ln 2))$$

Las concentraciones de fósforo total fueron convertidas de $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ a $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Se calculó el IET para cada una de las cinco zonas con el promedio de la concentración de fósforo total. Se obtuvieron cinco valores del índice que fueron promediados para obtener un valor para todo el embalse.

Cuadro 1. Valores del índice del estado trófico y su correspondiente clasificación del estado trófico del Índice del Estado Trófico (IET) basado en fósforo total propuesto por Cunha *et al.* (2013).

Valores del IET	Estado trófico
≤ 15.9	Ultraoligotrófico
16.0 – 23.8	Oligotrófico
23.9 – 36.7	Mesotrófico
36.8 – 63.7	Eutrófico
63.8 – 77.6	Supereutrófico
≥ 77.7	Hipereutrófico

5.4. Grupos biológicos

Se calculó la diversidad verdadera (número efectivo de especies) para cada una de las comunidades biológicas siguiendo lo establecido por Jost (2006, 2007). Para el caso de peces la riqueza se obtuvo usando el estimador no paramétrico Jackknife (Zahl, 1977), un estimador usualmente preciso para dicho grupo biológico (Paller, 2018). En el caso de macroinvertebrados acuáticos se ha usado el estimador Jackknife, apropiado para este grupo biológico (Durán-Rodríguez *et al.*, 2022). El estimador para el grupo de zooplancton fue Chao 1 (Chao, 1987), de los distintos estimadores que existen este es el más exacto de acuerdo con Colwell y Coddington (1994) y citado por Dumont y Segers (1996). Por último, el estimador usado para la riqueza de fitoplancton fue el estimador Jackknife de primer orden siguiendo las consideraciones de Nabout *et al.* (2007). Se comparó la diversidad de cada grupo biológico entre las zonas del embalse para identificar diferencias significativas por medio de la prueba no paramétrica de suma de rangos Kruskal-Wallis.

5.4.1. Peces

La captura de peces en la zona Limnética se llevó a cabo con tres redes agalleras (1, 2 y 3 pulgadas de luz de malla) de 100 m de longitud y 1 m de alto, colocadas durante la noche, y recuperadas tras 14 horas. Los peces de la zona Litoral fueron capturados colocando 2 trampas rectangulares tipo Nasa de dos entradas con cebo (masa de maíz) en cada una de las zonas, estas trampas también fueron colocadas en la noche y recuperadas tras 14 horas. Los peces capturados fueron identificados con ayuda de las claves taxonómicas de Etnier y Starnes (2001), Miller *et al.* (2009), Page y Burr (1991) y Trewavas (1983). Estos organismos fueron pesados, medidos, sexados y se determinó abundancia, densidad, biomasa, diversidad verdadera y el Índice de Valor de Importancia (IVI) para estimar la estructura de la comunidad (Begon *et al.*, 2006). El sexado de los peces se realizó apretando suavemente cerca de la cloaca para observar expulsión de huevos o esperma. La categoría de cada taxón en la comunidad de peces, desde el más común y abundante hasta el taxón más raro (dominante, abundante, frecuente o raro), fue determinado aplicando el

procedimiento de asociación de Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 2012). En este procedimiento, los taxones han sido clasificados de acuerdo con su abundancia relativa (encima y por debajo de la densidad o biomasa promedio de todos los taxones) y su frecuencia de ocurrencia (encima y por debajo de la frecuencia de ocurrencia promedio de todos los taxones). Este procedimiento permitió categorizar los taxones como: dominante (densidad o biomasa y frecuencia por encima del promedio para todos los taxones), abundante (densidad o biomasa por encima del promedio, pero frecuencia por debajo del promedio), frecuente (densidad o biomasa por debajo del promedio, pero frecuencia por encima del promedio) y rara (densidad o biomasa y frecuencia por debajo del promedio).

5.4.2. Macroinvertebrados acuáticos

Los macroinvertebrados acuáticos se recolectaron durante el mes de agosto de 2023. Se realizaron tres muestras por zona (15 muestras totales) en la zona litoral (<5m de la orilla), con una red tipo D de 33x 30 cm y una abertura de malla de 125 μm , cubriendo un área aproximada de 12 m^2 y con un muestreo multi-hábitat, siguiendo los criterios de (Piñón-Flores, 2017). Estos organismos fueron separados de los detritos usando una charola de disección blanca y pinzas entomológicas con un esfuerzo de muestreo de 30 minutos por muestra. Una vez recolectados, los organismos fueron separados de los detritos y conservados en alcohol (80%) e identificados en laboratorio con ayuda de las claves de identificación de Merrit *et al.* (2008).

5.4.3. Zooplancton

La comunidad de zooplancton fue recolectada por medio de tres arrastres horizontales durante 3 minutos en cada zona con una red cónica con una luz de malla de 80 μm , y un volumen aproximado de 60 litros de agua filtrados por cada uno de los arrastres (60 litros totales por cada zona) conformando una muestra concentrada de 200 ml por cada zona, siguiendo los criterios de Suthers *et al.* (2009). Las muestras se conservaron en un frasco de cristal de 250 ml con una solución de formol al 5% para su fijación y preservación. Posteriormente se tomaron 10 submuestras (2 ml c/u) de cada muestra concentrada para identificar a los organismos. Estos fueron identificados con ayuda de las claves de Suthers y Rissik (2009), de Witty (2004) y de Ruppert y Barnes (1996).

5.4.4. Fitoplancton

La recolecta de organismos de la comunidad de fitoplancton se realizó siguiendo los criterios establecidos por la Confederación Hidrográfica del Ebro y URS (2005), mediante arrastres horizontales durante 1 minuto a 25-30 cm por debajo de la superficie del agua usando una red cónica con luz de malla de 25 μm y un volumen de 60 litros filtrados para obtener una muestra concentrada de 200 ml por cada zona del embalse. Una vez tomadas las muestras estas se preservaron en frascos de

vidrio de 250 ml y fueron fijadas con una solución de formol al 5% para su posterior identificación. Se tomaron 3 submuestras de cada una de las cinco muestras concentradas para realizar la identificación utilizando las guías y claves de Bellinger y Sigee (2010) y de Suthers y Rissik (2009). El conteo de organismos se llevó a cabo con ayuda de un microscopio óptico y una cámara de Neubauer.

5.4.5. Indicadores biológicos

Para la comunidad de peces se utilizaron métricas presentes en los trabajos de Dycus y Meinert (1994), Lenhardt *et al.* (2009), Petesse *et al.* (2007) y Mercado-Silva *et al.* (2006): abundancia total, abundancia relativa, número de especies piscívoras, número de especies sensibles (intolerantes), porcentaje de individuos tolerantes, abundancia relativa de la especie más dominante, porcentaje de individuos omnívoros, porcentaje de individuos insectívoros, porcentaje de individuos carnívoros, número total de especies, porcentaje de especies especialistas y porcentaje de especies bentónicas. La abundancia total indica que una mayor abundancia de organismos representa una mejor condición del ecosistema, cuando hay degradación ambiental en el ecosistema la abundancia de los peces en general disminuye (Harris, 1995). La abundancia relativa de especies puede mostrar si las especies tolerantes (tolerantes a condiciones de degradación como alta contaminación orgánica, hábitat altamente modificado, altos niveles de sedimentación, poco oxígeno disuelto, etc.) son representativas en la comunidad de peces (Lyons *et al.*, 2000). El número de especies piscívoras, cuando hay una mayor diversidad de piscívoros indica una mejor condición ecológica, conforme la degradación ambiental incrementa los organismos especialistas disminuyen (Adams *et al.*, 1999). El número de especies sensibles (intolerantes), es un indicador en el que la abundancia y distribución de estos disminuye con la degradación pues son más intolerantes a los cambios en las condiciones bióticas y abióticas en los estadios tempranos de la degradación en el embalse. El porcentaje de individuos tolerantes, este indicador muestra que cuando la proporción de individuos tolerantes a la degradación es mayor en comparación con individuos

típicamente intolerantes, es un indicador de la degradación del ambiente (hábitat, disminución de oxígeno, incremento de contaminantes, etc.) (Harris, 1995). La abundancia relativa de la especie más dominante, la dominancia de una especie puede indicar degradación ambiental en el embalse si la especie es identificada como tolerante ante condiciones de estrés (Avolio *et al.*, 2019). El porcentaje de individuos omnívoros, estos organismos son de los más tolerantes a las alteraciones en el ecosistema y su abundancia incrementa debido a la capacidad que tienen de aprovechar distintos tipos de recursos tróficos, e incluso de alimentarse de más de un nivel trófico (Pimm, 1982). El porcentaje de individuos insectívoros, los organismos especialistas son especialmente sensibles a la degradación pues al seleccionar su alimento específicamente y este disminuir con la perturbación su proporción en la comunidad disminuye (Adams *et al.*, 1999). El porcentaje de individuos carnívoros, la disminución de estos organismos representa alteraciones en la red trófica pues la presencia de individuos carnívoros indican que la comunidad de peces es diversa, saludable y cuando la calidad del agua disminuye, las poblaciones de estos disminuyen o en casos más graves, desaparecen (Araújo, 1998). El número total de especies se considera una medida de la diversidad, las especies de peces disminuyen por distintos efectos de la degradación ambiental (contaminación, alteración del hábitat, etc.) (Moyle y Leidy, 1992). El porcentaje de especies especialistas como herbívoras, carnívoras e invertívoras son los primeros en disminuir por las alteraciones en las redes tróficas ocasionadas por la degradación ambiental y la competencia con especies generalistas (Clavel *et al.*, 2011). El porcentaje de especies bentónicas indica la alteración de las características físicas del fondo y la vegetación rivereña, que afecta la disponibilidad de hábitat para estos organismos (Mercado-Silva *et al.*, 2006).

Para la comunidad de macroinvertebrados acuáticos se han seleccionado indicadores usados por Torres-Olvera *et al.* (2018) con los valores de tolerancia establecidos en (Pérez-Munguía y Pineda-López, 2005), Blocksom *et al.* (2002) y Piñón Flores (2017): riqueza de taxones, riqueza de insectos sensibles, riqueza de

taxones sensibles, valor promedio de tolerancia, número de taxones del orden Diptera, porcentaje de individuos pertenecientes al taxón dominante, porcentaje de individuos de Chironomidae, porcentaje de individuos de Amphipoda, riqueza de recolectores, abundancia de Gastropoda y riqueza de trepadores. La riqueza de taxones representa la heterogeneidad del hábitat reflejando una mejor condición del hábitat cuando esta es mayor. La riqueza de insectos sensibles (Muy intolerantes, Intolerantes) es un indicador que representa a los insectos intolerantes ante la degradación del ambiente. La riqueza de taxones sensibles (Muy intolerantes, Intolerantes) es un indicador que incluye a los insectos y otros taxones de macroinvertebrados acuáticos intolerantes afectados por la degradación. El valor promedio de tolerancia de los macroinvertebrados acuáticos indica la capacidad que tienen de sobrevivir ante el estrés y la degradación ambiental. El número de taxones del orden Diptera en un cuerpo de agua tiende a disminuir como respuesta ante el estrés antrópico. El porcentaje de individuos pertenecientes al taxón dominante suele incrementar cuando hay estrés antrópico generalmente el organismo dominante es tolerante. El porcentaje de individuos de la familia Chironomidae incrementa ante la contaminación, estos organismos son de los más abundantes y más ampliamente distribuidos en los ecosistemas dulceacuícolas, en muchas ocasiones son los únicos representantes en ecosistemas con una alta contaminación (Sierpe y Sunico, 2019). El porcentaje de individuos de Amphipoda disminuye cuando hay estrés, algunas especies del género *Hyallela* son intolerantes a la contaminación y son utilizados en estudios toxicológicos y de contaminación (Correa-Araneda *et al.*, 2010). La riqueza de recolectores está relacionada con la cantidad de materia orgánica en el cuerpo de agua y su aprovechamiento por este grupo funcional, por lo que el incremento de estos indica la asimilación de la materia orgánica y su aprovechamiento como energía. La abundancia de Gastropoda tiene una relación con una mejor asimilación de la energía en el sistema acuático. Los moluscos en general son considerados excelentes indicadores de la salud del ecosistema porque son sensibles a los cambios en su ambiente, los gasterópodos en particular, son parte importante de la transferencia de energía y materiales en

las redes tróficas y han sido utilizados previamente en estudios de ecotoxicología (Tallarico, 2016). La riqueza de trepadores representa a organismos que requieren de vegetación o rocas en la zona litoral, es decir, heterogeneidad y disponibilidad de hábitat. El incremento de estos por lo tanto indica el estado de conservación del hábitat.

En cuanto a las métricas seleccionadas para zooplancton se usaron las propuestas por Harig y Bain (1998) y dos que tienen base en la información presentada en el trabajo de (García-Chicote *et al.*, 2019): abundancia relativa de *Daphnia*, dominancia de macrozooplancton (>200µm), abundancia relativa de Cyclopoida y abundancia relativa de Calanoida. La abundancia relativa de *Daphnia* disminuye con la contaminación pues son sensibles a una amplia variedad de perturbaciones bióticas y abióticas. La dominancia de macrozooplancton (>200µm) indica el estrés en el ecosistema, la degradación causa una disminución de la predominancia de los organismos zooplanctónicos de mayor tamaño (microcrustáceos por ejemplo), incrementando la dominancia de individuos de zooplancton que típicamente miden <200 µm (ciliados, rotíferos, etc.). La abundancia relativa de Cyclopoida es generalmente más abundante en embalses con condiciones eutróficas. La abundancia relativa de Calanoida es un indicador que se asocia con ecosistemas que presentan condiciones oligotróficas. Estos organismos son más abundantes en ecosistemas con menores niveles de nutrientes limitantes.

Para la comunidad de fitoplancton se utilizaron métricas compuestas por consideraciones de Quiroz-Castelán *et al.* (2004), Díaz-Pardo *et al.* (1998), Oliva Martínez *et al.* (2008) y González y Roldán (2019); y dos basadas en las consideraciones de Palmer (1969): número de taxones típicos de condiciones eutróficas, número de géneros tolerantes y valor del índice de contaminación basado en géneros de algas. El número de taxones típicos de condiciones eutrófica, en un ecosistema léntico que tiende a la eutrofia hay dominancia de taxones como: Cyanobacterias (Chroococcales, Oscillatoriales y Nostocales), Chlorophyceae (Chlorococcales y Volvocales), Cryptophyceae (*Cryptomonas* y *Rhodomonas*) y

Euglenophyceae (*Euglena*, *Phacus* y *Trachelomonas*), algunas especies típicas de cuerpos de agua eutróficos e hipereutróficos como *Chlamydomonas globosa*, *Merismopedia punctata*, *Monoraphidium griffithii* y *Cyclotella meneghiniana*. En los ecosistemas eutrofizados hay un reemplazo de la predominancia de las algas verdes y diatomeas por especies de cianobacterias como *Anabaena* spp., *Microcystis aeruginosa*, *Oscillatoria* spp. y *Lyngbya* spp. El número de géneros tolerantes de Palmer (1969), este autor compiló listas de los 60 géneros de algas y fitoplancton más tolerantes a la contaminación y alteraciones de los ecosistemas acuáticos. El valor del índice de contaminación basado en géneros de algas de Palmer se basa en la presencia de algas tolerantes a la contaminación, asignándole un valor del índice de contaminación a cada género. Una vez determinadas las especies y sus valores, estos se suman y dependiendo del resultado se infiere una alta contaminación orgánica (valor ≥ 20) o si es probable que exista una alta contaminación orgánica (valor = 15-19).

5.5. Análisis de datos

Se utilizó la prueba no paramétrica de suma de rangos Kruskal-Wallis para identificar diferencias en las variables (parámetros fisicoquímicos del agua) entre las cinco zonas del estudio. Al encontrarse diferencias significativas se procedió a realizar la prueba de comparaciones múltiples *post-hoc* de diferencia honestamente significativa (HSD) de Tukey para identificar cuales variables son diferentes entre cada zona.

Para identificar la contribución de cada taxon entre las zonas del embalse se realizó un análisis de porcentaje de disimilitud SIMPER utilizando el índice de disimilitud de Bray-Curtis (Clarke, 1993), basado en las abundancias de los grupos biológicos.

Se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) basado en los parámetros físicos y químicos para distinguir patrones que puedan existir en las zonas del embalse. Las concentraciones de metales pesados no fueron ingresadas en el análisis debido a que las concentraciones de muchas de las muestras fueron menores al límite cuantificable.

Con el fin de evaluar las posibles relaciones entre los parámetros fisicoquímicos y las comunidades de peces, macroinvertebrados y plancton, se hizo un escalamiento multidimensional no-métrico (EMDNM o NMDS, por sus siglas en inglés) con el índice de similitud de Bray-Curtis, basado en la abundancia relativa de cada grupo biológico. Se realizaron correlaciones por el método de Spearman (Zar, 2010) con las puntuaciones del NMDS y los valores del ACP para estudiar las asociaciones entre las comunidades biológicas y las variables de los parámetros físicos y químicos.

Los análisis Kruskal-Wallis (incluyendo la prueba *post-hoc*), SIMPER, ACP y NMDS se realizaron con el programa estadístico Past v. 4.11 (Hammer *et al.*, 2001). La determinación de la diversidad verdadera se realizó con el software SPADE (Chao y Shen, 2009).

6. RESULTADOS

6.1. Condición física y química del embalse

La descripción de la condición física de las zonas del embalse se puede observar en la tabla del **Anexo 1**.

La profundidad media del embalse asociado a la Presa “El Batán” es de 5.4 ± 2.9 m, con una profundidad máxima de 9.5 m en el Brazo Superior (Figura 5). Por otro lado, la transparencia media del embalse fue de 74 ± 29 cm, con la mayor transparencia en el Brazo Superior (140 cm) (Figura 6).

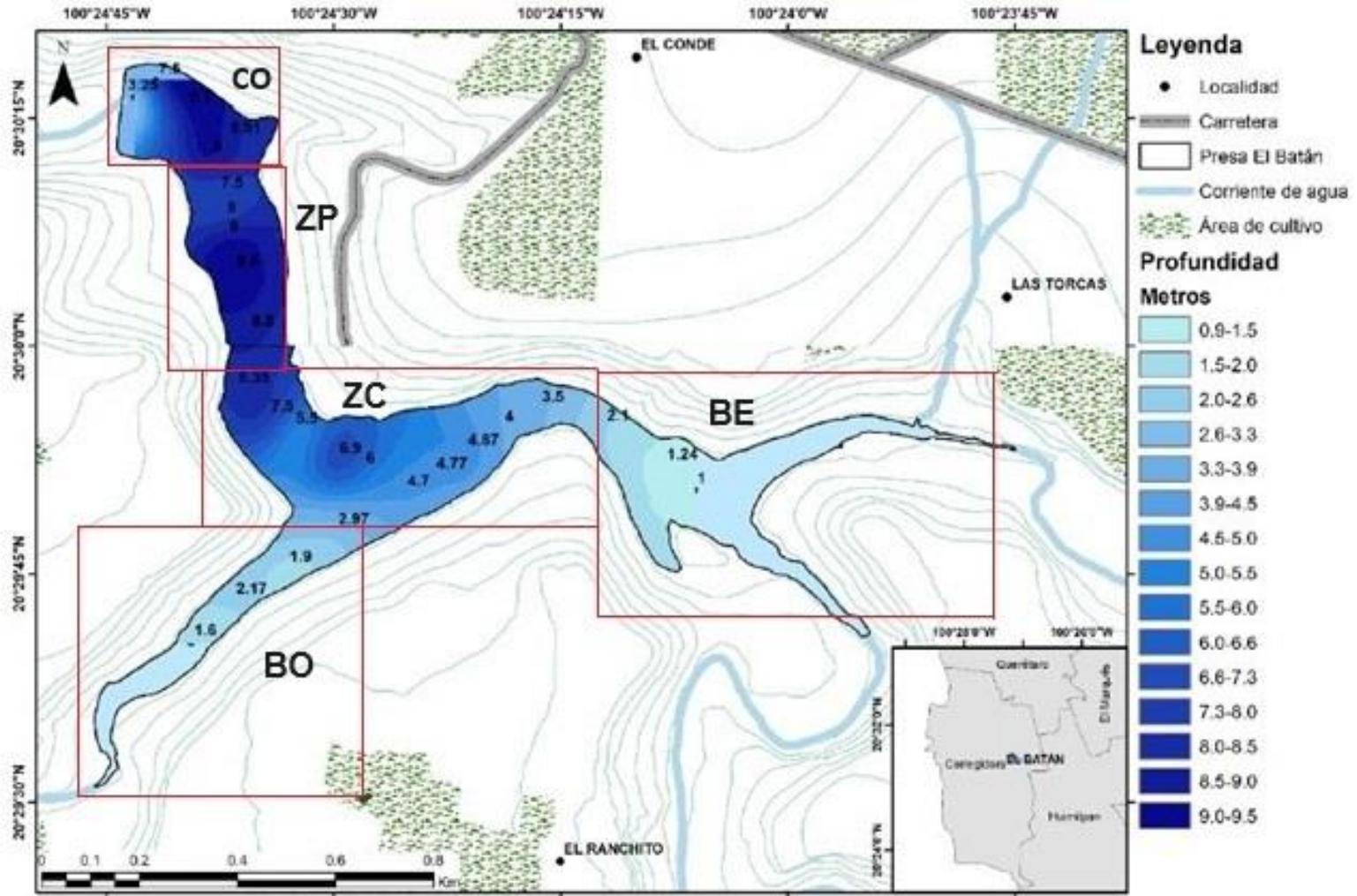


Figura 5. Perfil de variaciones de la profundidad del agua en el embalse asociado a la Presa “El Batán”. CO= Cortina de la Presa, ZP= Zona Profunda, ZC= Zona Centro, BO= Brazo Oeste y BE= Brazo Este.

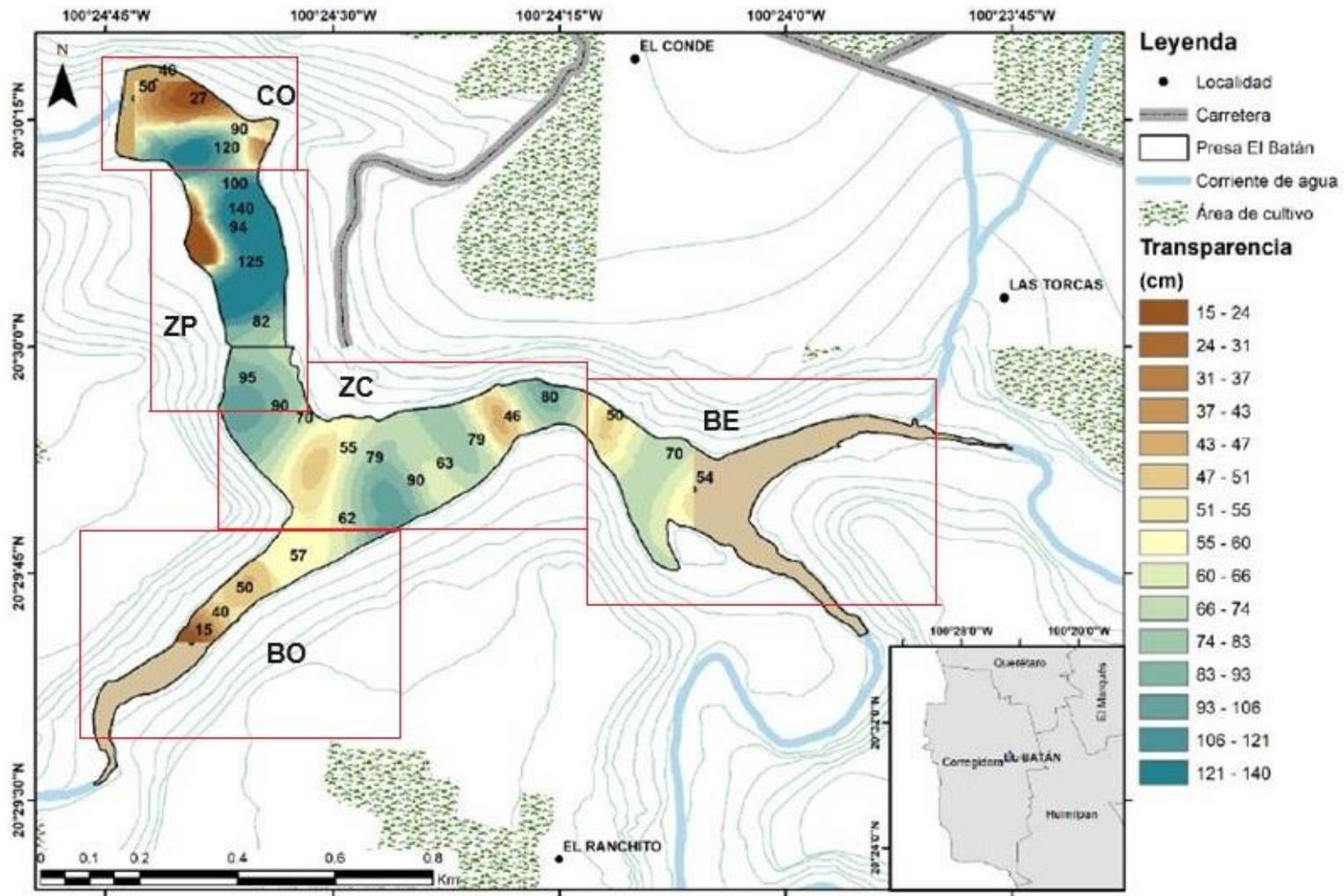


Figura 6. Perfil de variaciones de la transparencia del embalse asociado a la Presa “El Batán”. CO= Cortina de la Presa, ZP= Zona Profunda, ZC= Zona Centro, BO= Brazo Oeste y BE= Brazo Este.

Los parámetros fisicoquímicos del agua (Cuadro 2) muestran diferencias en los valores de concentración de oxígeno disuelto donde las zonas con menor concentración de oxígeno han sido el BO y BE. Los valores de los parámetros seleccionados de la NOM-001-SEMARNAT-2021 (Cuadro 3) muestran que el Brazo Este es el sitio con mayores valores de demanda química de oxígeno con $124(\pm 34.51)$ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, de concentración de fósforo total con $1.51(\pm 0.16)$ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, de carbono orgánico total con $130.1(\pm 36.29)$ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, de concentración de nitrógeno total con $15.3(\pm 2.4)$ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, y de sólidos suspendidos totales con $225.5(\pm 12.04)$ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. La zona con menores niveles de concentración de fósforo total fue la Cortina de la Presa con un valor promedio de 1.12 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y variación de ± 0.038 .

Cuadro 2. Valores obtenidos de los parámetros fisicoquímicos con el medidor multiparamétrico Hanna. CO= Cortina de la Presa, ZP= Zona Profunda, ZC= Zona Centro, BO= Brazo Oeste y BE= Brazo Este. Sólidos totales disueltos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$) y oxígeno disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

Parámetro	Sitios de muestreo				
	CO	ZP	ZC	BO	BE
pH	8.07 ± 0.03^c	8.11 ± 0.06^{bc}	8.08 ± 0.03^c	8.63 ± 0.04^a	8.26 ± 0.12^b
Sólidos totales disueltos	243.3 ± 5.7^b	243.3 ± 5.7^b	240^b	256.6 ± 5.7^a	260^a
Temperatura del agua	25 ± 0.35^a	26 ± 0.3^a	26.5 ± 1.05^a	22.73 ± 0.9^b	21.87 ± 0.51^b
Oxígeno disuelto	4.36 ± 0.05^a	4.58 ± 0.33^a	4.47 ± 0.4^a	1.62 ± 1.12^b	2.01 ± 0.14^b

Las letras en superíndice indican las agrupaciones de las zonas por medio de la prueba de HSD de Tukey. Las zonas con diferentes letras indican diferencias significativas de cada parámetro: oxígeno disuelto ($\chi^2=10.5$, $GL= 4$, $p= 0.0328$).

Los valores de los parámetros fisicoquímicos de las muestras de descargas de aguas residuales y las muestras de los afluentes (Cuadro 3) indican que los valores de la demanda química de oxígeno son mayores en las descargas con un valor de $80.4 (\pm 62.16) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ que en los afluentes $68.25 (\pm 73.1)$; el nitrógeno total con valor promedio de $78.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y desviación de ± 37.7 en las descargas y una concentración menor en los afluentes, con un promedio de $6.97 (\pm 4.4)$; los sólidos suspendidos totales fueron mayores en las descargas, con un promedio del valor de la concentración de $418.4 (\pm 93.8) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, en cambio en los afluentes es de $229.5 (\pm 11.62)$.

Cuadro 3. Valores obtenidos en los análisis de muestras de agua realizados por el Laboratorio de Calidad de Agua y Suelos (LABCAS). CO= Cortina de la Presa, ZP= Zona Profunda, ZC= Zona Centro, BO= Brazo Oeste, BE= Brazo Este, D= Descargas de agua residual, H= Afluentes. Demanda química de oxígeno ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); fósforo total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); carbono orgánico total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); nitrógeno total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$); sólidos suspendidos totales ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Los valores de los límites permisibles se obtuvieron de los límites permisibles de contaminantes para embalses, lagos y lagunas establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-2021.

Parámetro	Sitios de muestreo							Límites permisibles (embalses)
	CO	ZP	ZC	BO	BE	D	H	
Demanda química de oxígeno	9.3 ± 6.8^c	24 ± 7.9^c	59 ± 16.69^b	73.3 ± 7.6^b	124 ± 34.5^a	80.4 ± 62.16	68.25 ± 73.1	140
Fósforo total	1.1^c	1.2^{bc}	1.3 ± 0.09^{bc}	1.24 ± 0.1^b	1.51 ± 0.16^a	2.21 ± 0.16	0.99 ± 0.64	15
Carbono orgánico total	27.2 ± 9.4^c	46.7 ± 8.3^{bc}	71.04 ± 12.8^b	72.99 ± 8.7^b	130.1 ± 36.3^a	81.93 ± 59.7	82.5 ± 66.9	35
Nitrógeno total	2.7 ± 0.3^b	2.4 ± 0.1^b	3.9 ± 1.84^b	5.91 ± 0.96^b	15.3 ± 2.4^a	78.2 ± 37.7	6.97 ± 4.4	30
Sólidos suspendidos totales	190.5 ± 1.3^c	190.5 ± 0.6^c	197 ± 9.5^c	206.5 ± 5^b	225.5 ± 12.04^a	418.4 ± 93.8	229.5 ± 11.6	28

Las letras en superíndice indican las agrupaciones de las zonas por medio de la prueba de HSD de Tukey. Las zonas con diferentes letras indican diferencias significativas de cada parámetro: demanda química de oxígeno ($\chi^2=12.76$,

GL= 4, p= 0.0125), *fósforo total* ($\chi^2=12.55$, GL= 4, p= 0.0136), *carbono orgánico total* ($\chi^2=12.43$, GL= 4, p= 0.0144), *nitrógeno total* ($\chi^2=12.00$, GL= 4, p= 0.0174), y *sólidos suspendidos totales* ($\chi^2=11.58$, GL= 4, p= 0.0207).

6.2 Estado trófico del embalse

La concentración de Fósforo Total en todo el embalse fue de $1.269 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (± 0.16). El valor del IET por cada una de las zonas fue el siguiente: CO= 65.82, ZP= 65.92, ZC= 66.28, BO= 66.18 y BE= 66.96. El promedio del valor del índice de todas las zonas dio un resultado de 66.23 de la escala del estado trófico, que de acuerdo con los criterios establecidos por Cunha *et al.* (2013) indica una tendencia hacia un estado Supereutrófico (valores entre 63.8 y 77.6).

6.3. Grupos biológicos

6.3.1. Peces

Se capturó un total de 369 individuos de peces. Los peces capturados en la zona limnética (273 ind.) del embalse (Cuadro 4), se capturaron 193 peces con la red agallera de 2 pulgadas (ningún individuo ha sido capturado en la red de 1 pulgada) y 76 individuos con la red de 3 pulgadas. Los peces de la zona litoral (Cuadro 5), se capturaron 96 individuos de peces. Todos los individuos capturados fueron identificados a nivel de especie con excepción del género *Oreochromis*. En México se han introducido al menos tres especies de tilapias del género (*O. mossambicus*, *O. aureus* y *O. niloticus*) y la hibridación entre estas especies ha dificultado la identificación a nivel de especie (Barriga-Sosa *et al.*, 2004). Las otras especies son: *Pomoxis annularis*, *Lepomis cyanellus* y *Pseudoxiphophorus bimaculatus*.

La diversidad gamma en el embalse es de 4 taxones, las especies mencionadas en el párrafo anterior. La diversidad alfa en cada una de las cuatro zonas es: CO (${}^1D_\alpha = 1.82$), ZP (${}^1D_\alpha = 1.94$), ZC (${}^1D_\alpha = 2.03$), BO (${}^1D_\alpha = 2.02$) y BE (${}^1D_\alpha = 1$); la diversidad beta de peces en el embalse es ${}^1D_\beta = 2.26$. Las comparaciones de diversidad entre las zonas por medio de la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis no mostraron diferencias significativas ($\chi^2=4$, GL= 4, $p= 0.406$).

Cuadro 4. Peces capturados en la zona limnética del embalse de la Presa “El Batán”, se incluyen los valores de peso y talla, así como abundancia total y relativa (N= 3). *P. annularis* (*Pomoxis annularis*), *Oreochromis* spp., *L. cyanellus* (*Lepomis cyanellus*). *Solo se han tomado en cuenta los individuos que fue posible sexar.

Especie	Abundancia Total	Abundancia Relativa	Peso (g)	Talla (mm)	Sexo*	
					Macho	Hembra
<i>P. annularis</i>	243	89%	90.3 ± 42.8	159.1 ± 21.6	24	83
<i>Oreochromis</i> spp.	16	6%	113.3 ± 51.4	149.1 ± 21.8	-	5
<i>L. cyanellus</i>	14	5%	44.5 ± 6.9	128.1 ± 7.2	-	-

Cuadro 5. Peces de la zona litoral del embalse, se incluyen los valores del peso, talla y abundancias (N= 10). *L. cyanellus* (*Lepomis cyanellus*), *Pseudoxiphophorus bimaculatus* (*P. bimaculatus*), *P. annularis* (*Pomoxis annularis*), *Oreochromis* spp. En este caso no fue posible sexar a los peces.

Especie	Abundancia Total	Abundancia Relativa	Peso (g)	Talla(mm)
<i>L. cyanellus</i>	45	47%	1.2 ± 1.7	35 ± 10.3
<i>P. bimaculatus</i>	30	31%	0.2 ± 0.2	24.9 ± 3.5
<i>P. annularis</i>	20	21%	0.3 ± 0.3	25.2 ± 5.2
<i>Oreochromis</i> spp.	1	1%	3.8	50

La especie más abundante en todo el embalse fue *P. annularis* (263 ind.), la segunda fue *L. cyanellus* (59 ind.). Por otro lado, las especies *P. bimaculatus* y *Oreochromis* spp. fueron las especies menos abundantes con 30 y 17 individuos respectivamente. En la zona limnética, la especie con un promedio mayor de peso es *Oreochromis* spp. y la especie con mayor promedio de talla fue *P. annularis*. Mientras que la especie de menor talla y peso fue poecílido *P. bimaculatus* con un promedio de talla de 24.9 (± 3.5) mm y un promedio de peso de 0.2 (± 0.2) g (Figura 7).

La asociación de Olmstead-Tukey basado en las abundancias y la frecuencia relativa de las especies de peces puede observarse en la Figura 8. En esta asociación la especie *P. annularis* es categorizada como la especie dominante, *L. cyanellus* como una especie frecuente, mientras que *P. bimaculatus* y *Oreochromis* spp. son especies menos abundantes. Las especies *P. bimaculatus* y *Oreochromis* spp. son menos abundantes debido al arte de pesca utilizado, la mayor cantidad de peces fueron capturados por las redes agalleras. La asociación basada en biomasa y frecuencia relativa (Figura 9) muestra resultados similares, confirmando que *P. annularis* es la especie dominante en la comunidad de peces. El Índice de Valor de Importancia (IVI) de las cuatro especies de peces muestra que la especie con el valor más alto del índice es *P. annularis* (224.28), seguida de *L. cyanellus* (71.44) y las dos con menor valor *Oreochromis* spp. (49.88) y *P. bimaculatus* (31.32). De acuerdo con estos resultados *P. annularis* es la especie dominante en el embalse, la cual representa un 72% de la abundancia numérica, el 62% de la frecuencia de aparición y el 91% de la captura total en peso.

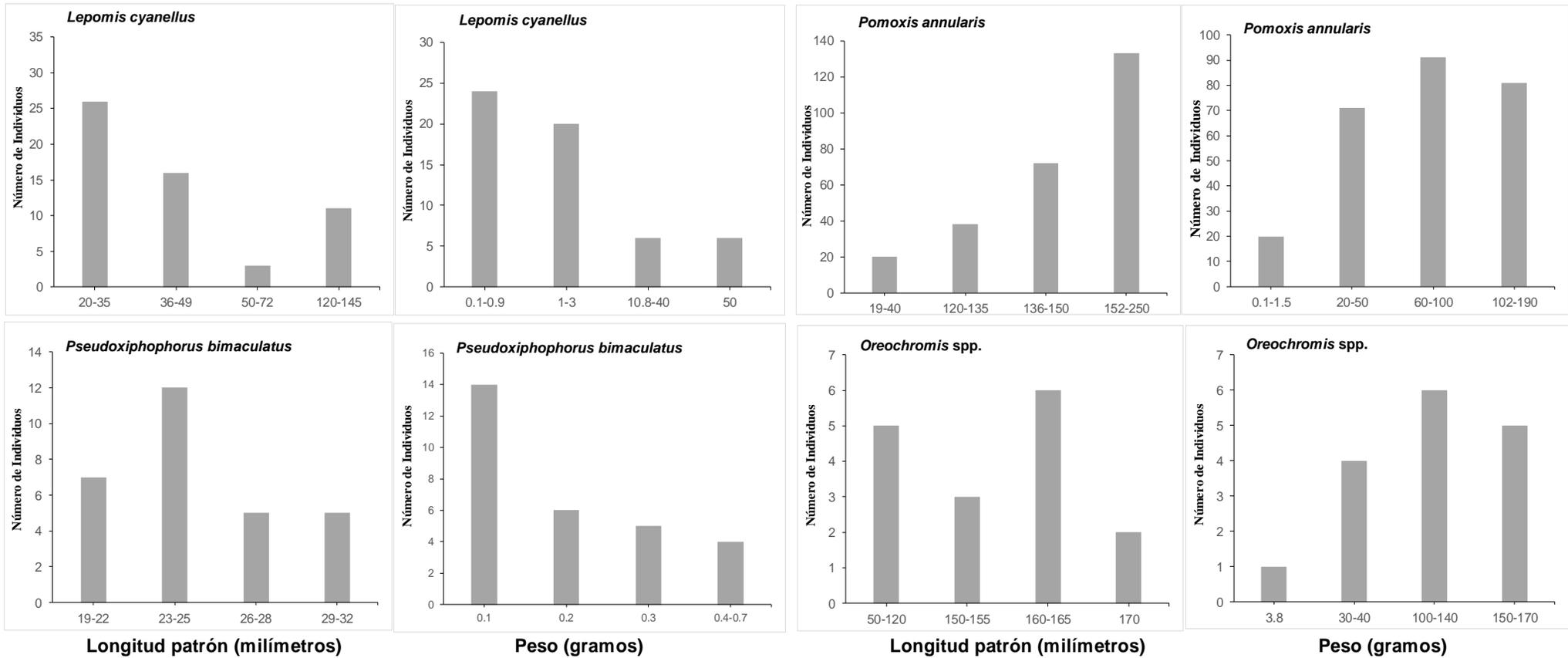


Figura 7. Frecuencia de distribución de tallas basado en la longitud patrón (mm) y peso (g) de *L. cyanellus*, *P. annularis*, *P. bimaculatus* y *Oreochromis spp.*

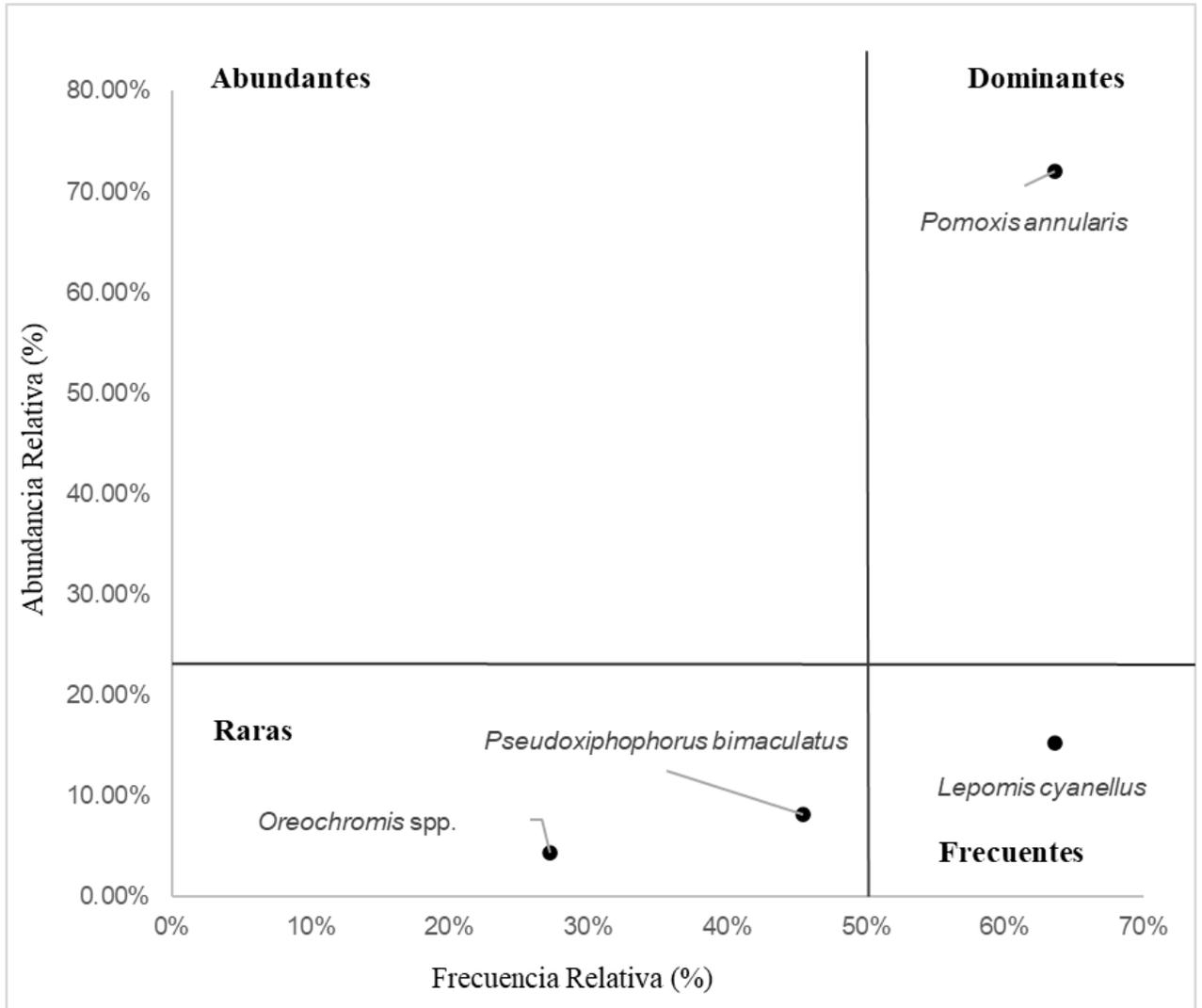


Figura 8. Diagrama de Olmstead-Tukey basado en abundancia y frecuencia relativas para la comunidad de peces del embalse asociado a la Presa “El Batán”.

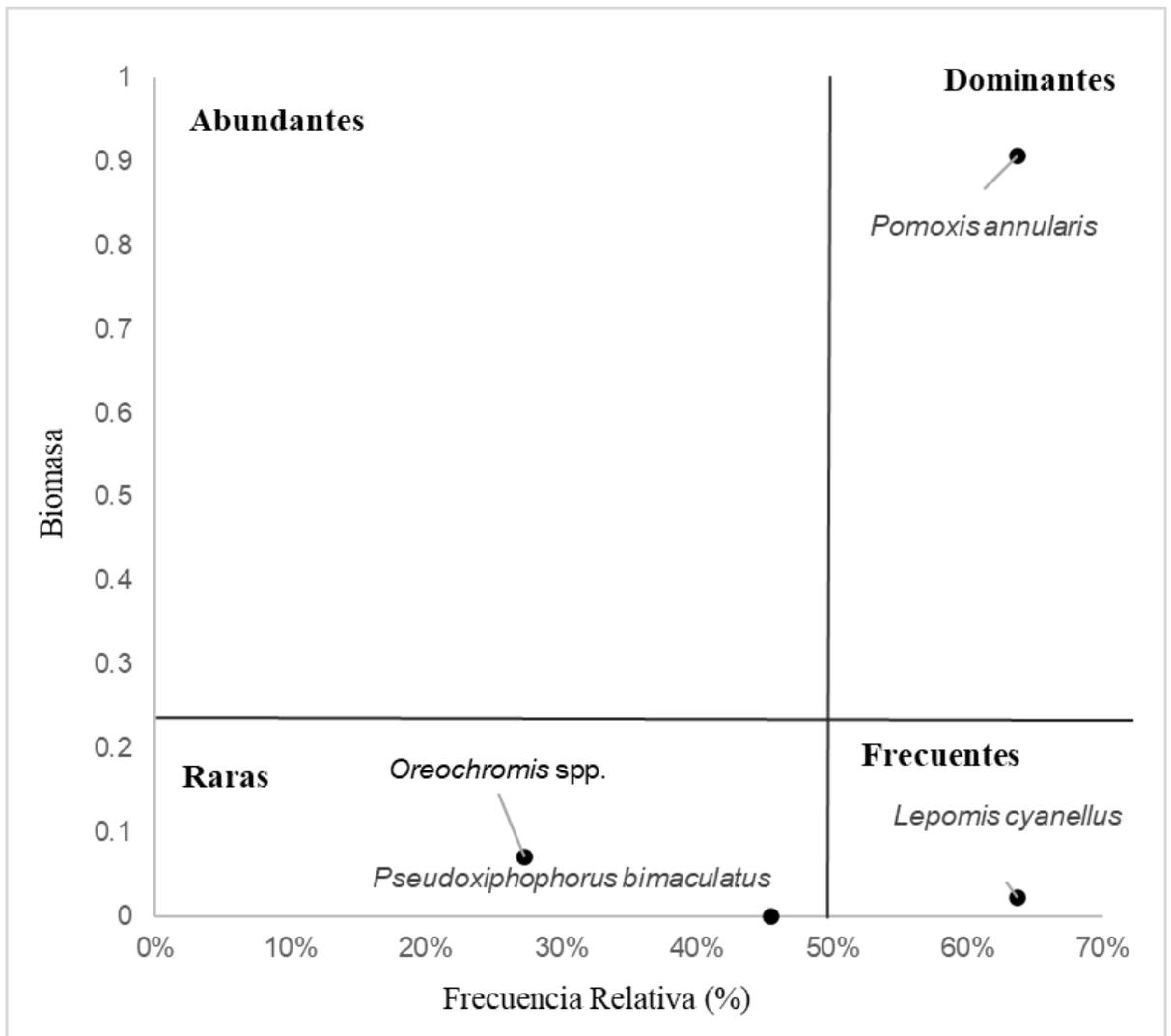


Figura 9. Diagrama de Olmstead-Tukey basado en la biomasa y la frecuencia relativa de la comunidad de peces del embalse asociado a la Presa “El Batán”.

Indicadores biológicos de Peces

En el embalse se capturaron 4 especies en total y de ellas 2 especies son reconocidos como piscívoros (*P. annularis* y *L. cyanellus*). No se encontraron especies consideradas intolerantes al disturbio, en cambio tres de las especies se consideran tolerantes (*Oreochromis* spp. y las dos especies mencionadas anteriormente). La abundancia relativa de la especie dominante (*P. annularis*) es del 72.1% de toda la abundancia de peces en el embalse. Los porcentajes de individuos por estrategia trófica en el embalse representaron a: omnívoros (*L. cyanellus*) 15%, insectívoros (*L. cyanellus*, *P. bimaculatus*) 23%, carnívoros (*L. cyanellus* y *P. annularis*) 87%. En porcentaje de especies por algunas estrategias tróficas: 25% herbívoras (*Oreochromis* spp.), 50% carnívoras y 50% invertívoras (*P. bimaculatus*, *L. cyanellus*). No se han encontrado especies de hábitos bentónicos.

Cuadro 6. Valores de los indicadores biológicos de la comunidad de peces seleccionados para el embalse asociado a la Presa “El Batán”.

Indicador	Valor
Número de especies piscívoras	2
Número de especies intolerantes	0
Porcentaje de individuos tolerantes	100%
Abundancia relativa de la especie más dominante	72.1%
Porcentaje de individuos omnívoros	15%
Porcentaje de individuos insectívoros	23%
Porcentaje de individuos carnívoros	87%
Número total de especies	4
Porcentaje de especies herbívoras	25%
Porcentaje de especies carnívoras	50%
Porcentaje de especies invertívoras	50%
Porcentaje de especies bentónicas	0%

6.3.2. Macroinvertebrados acuáticos

Se colectó un total de 662 individuos de Macroinvertebrados acuáticos (Cuadro 8), pertenecientes a 5 clases de las cuales 11 familias pertenecen a Insecta, 2 a Crustacea, 1 a Gastropoda, 1 a Clitellata y 1 a Turbellaria. Las familias más abundantes en el embalse fueron Coenagrionidae con 163 individuos, seguido por Chironomidae con 131, Hyallellidae con 80, Baetidae con 74 y Veliidae con 65.

La diversidad gamma fue de 16 taxones, la mayor cantidad se encontró en la zona BO (${}^1D_{\alpha} = 11.18$), la zona con menor cantidad fue ZP (${}^1D_{\alpha} = 4.12$); los taxones en las otras tres zonas fueron: CO (${}^1D_{\alpha} = 5.98$), ZC (${}^1D_{\alpha} = 5.42$) y BE (${}^1D_{\alpha} = 7.85$). La diversidad beta de macroinvertebrados acuáticos es ${}^1D_{\beta} = 2.31$. Sin embargo, no existen diferencias significativas de la diversidad entre las cinco zonas ($\chi^2=4$, GL= 4, $p= 0.406$).

Las clasificaciones de los macroinvertebrados acuáticos por su tolerancia (incluida valencia de tolerancia), gremio trófico y hábito de vida son presentados en el cuadro 9. Once de las familias encontradas pertenecen en su mayoría a la clasificación de organismos tolerantes, y solo cinco familias son intolerantes. Los macroinvertebrados del embalse pertenecen a cuatro gremios tróficos: depredadores, recolectores, omnívoros y recolectores/raspadores. Los depredadores han sido el gremio trófico con mayor riqueza con 9 familias.

Cuadro 7. Promedios y desviaciones estándar de los individuos de macroinvertebrados acuáticos recolectados en la zona litoral del embalse de la Presa “El Batán” en cada uno de los sitios de muestreo. CO= Cortina de la Presa, ZP= Zona Profunda, ZC= Zona Centro, BO= Brazo Oeste y BE= Brazo Este.

CLASE	ORDEN	FAMILIA	Sitios de muestreo				
			CO	ZP	ZC	BO	BE
INSECTA	Odonata	Libellulidae	0.33 ± 0.57	0.33 ± 0.57	0	1.33 ± 0.57	0.67 ± 0.57
		Coenagrionidae	16 ± 5.56	8.67 ± 2.51	15 ± 1	8.67 ± 5.68	6 ± 1
		Aeshnidae	0.67 ± 0.57	0.67 ± 1.15	0	1.67 ± 0.57	0.33 ± 0.57
		Gomphidae	0.33 ± 0.57	0	0	0	0
		Veliidae	3.67 ± 3.51	3.67 ± 2.08	9.33 ± 7.5	4.67 ± 5.03	0.33 ± 0.57
	Hemiptera	Belostomatidae	3.33 ± 4.16	0	0.33 ± 0.57	3.67 ± 1.53	1.33 ± 2.3
		Corixidae	0	0	0	1	1 ± 1
	Diptera	Chironomidae	14 ± 3.46	21 ± 9.53	3.33 ± 3.51	2.33 ± 1.15	3 ± 2.64
		Stratiomyidae	0	0	0.33 ± 0.57	3.33 ± 4.16	0.67 ± 1.15
	Ephemeroptera	Baetidae	0.33 ± 0.57	0.67 ± 0.57	0.67 ± 0.57	7 ± 4.35	16 ± 7.54
	Coleoptera	Hydrophilidae	0.67 ± 0.57	0	0.67 ± 0.57	1.67 ± 0.57	1
GASTROPODA	Basommatophora	Physidae	1.33 ± 1.52	0.67 ± 0.57	4 ± 2.64	6.67 ± 2.89	5 ± 1
MALACOSTRACA	Decapoda	Cambaridae	0.33 ± 0.57	0	0	0	0
	Amphipoda	Hyallellidae	11.67 ± 6.03	4.67 ± 2.51	5.33 ± 4.16	0.33 ± 0.57	4.67 ± 7.23
CLITELLATA	Arhynchondellida	Hirudinidae	0	0	0	0.67 ± 1.15	0.33 ± 0.57
TURBELLARIA	Tricladida	DugesIIDae	0	0	0	3.67 ± 4.04	1.67 ± 2.08

Cuadro 8. Valencia de tolerancia, tolerancia, gremio trófico y hábito de vida de cada una de las familias de macroinvertebrados acuáticos colectados en el embalse. La valencia, tolerancia, gremios tróficos y hábitos de vida fueron obtenidos de (Pineda-López *et al.*, 2014).

FAMILIA	Valencia de Tolerancia	Tolerancia	Gremio Trófico	Hábitos de vida
Libellulidae	9	MUY TOLERANTE	Depredador	Nadador
Coenagrionidae	8	TOLERANTE	Depredador	Trepador
Aeshnidae	3	INTOLERANTE	Depredador	Fijo
Gomphidae	3	INTOLERANTE	Depredador	Excavador
Veliidae	6	TOLERANTE	Depredador	Patinador
Belostomatidae	10	MUY TOLERANTE	Depredador	Trepador
Corixidae	9	MUY TOLERANTE	Depredador	Nadador
Chironomidae	6	TOLERANTE	Recolector	Excavador
Stratiomyidae	7	TOLERANTE	Recolector	Excavador
Baetidae	5	INTOLERANTE	Recolector/Raspador	Fijo
Hydrophilidae	5	INTOLERANTE	Depredador	Fijo
Physidae	8	TOLERANTE	Recolector	Trepador
Cambaridae	6	TOLERANTE	Recolector	Nadador
Hyalaelidae	8	TOLERANTE	Recolector	Nadador
Hirudinidae	8	TOLERANTE	Depredador	No Determinado
DugesIIDae	1	MUY INTOLERANTE	Omnívoro	Fijo

Indicadores biológicos de Macroinvertebrados acuáticos

Los resultados de las métricas utilizadas para la comunidad de macroinvertebrados acuáticos se observan en el Cuadro 10. La riqueza de taxones total fue de 16 (familias), con una riqueza de 4 familias de insectos sensibles (Baetidae, Hydrophilidae, Aeshnidae y Gomphidae), y una riqueza de taxones sensibles de 5 familias (las cuatro anteriores y Dugesiididae). El número de taxones que pertenecen al Orden Diptera es de solo 2 familias. El Valor Promedio de Tolerancia en todo el embalse obtenido de las Valencias de Tolerancia de los organismos colectados da un total de 6.37, lo cual indica un valor de tolerancia medio. Las métricas referentes a los gremios tróficos muestran que hay una riqueza de 6 familias de recolectores, 3 familias de trepadores y una abundancia de 53 individuos del Orden Gastropoda. El porcentaje de individuos que pertenecen al taxón dominante (Coenagrionidae) representa el 24.6% del total de individuos del embalse. El porcentaje de individuos que pertenecen a la familia Chironomidae el 19.8% y los pertenecientes a la familia Amphipoda, solo el 12.1%.

Cuadro 9. Valores de las métricas seleccionadas como indicadores biológicos de macroinvertebrados acuáticos del embalse de la Presa “El Batán”.

Métrica	Valor
Riqueza de taxones.	16
Riqueza de insectos sensibles.	4
Riqueza de taxones sensibles.	5
Valor Promedio de Tolerancia.	6.37
Número de taxones del orden Diptera.	2
Porcentaje de individuos pertenecientes al taxón dominante.	24.6%
Porcentaje de individuos de Chironomidae.	19.8%
Porcentaje de individuos de Amphipoda.	12.1%
Riqueza de recolectores.	6
Abundancia de individuos de Gastropoda.	53
Riqueza de trepadores.	3

6.3.3. Zooplancton

Se colectó un total de 921 individuos de zooplancton en la zona limnética del embalse, las abundancias promedio con sus desviaciones estándar pueden observarse en el Cuadro 11. Se encontraron tres Clases taxonómicas, Branchiopoda (Cladóceros), Copépoda (adultos y juveniles) y Ostrácoda. A excepción del Género *Daphnia* (Clase Branchiopoda), todos los organismos fueron identificados hasta nivel de Clase. De todos los individuos colectados, Copépoda (Calanoida) es la Clase más abundante con una abundancia relativa del 81.4% (750 individuos), seguida por los organismos pertenecientes al Género *Daphnia* con 12.9 % (119 ind.), Ostrácoda con 4.6% (43 ind.) y juveniles de la Clase Copepoda siendo los menos abundantes con 0.9% (9 ind.).

La diversidad gamma de zooplancton en el embalse es de 4 taxones. La diversidad alfa en cada zona del embalse es: CO (${}^0D_\alpha = 4$), ZP (${}^0D_\alpha = 4$), ZC (${}^0D_\alpha = 3$), BO (${}^0D_\alpha = 3$) y BE (${}^0D_\alpha = 4$); la diversidad beta es de ${}^0D_\beta = 1.1$. No se encontraron diferencias significativas en las comparaciones por medio de la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis entre las zonas del embalse ($\chi^2=3$, GL= 4, $p= 0.406$).

Cuadro 10. Abundancia absoluta de zooplancton colectados con red cónica de zooplancton de 80 µm de luz de malla en la zona limnética de cada uno de los sitios de muestreo en el embalse asociado a la Presa “El Batán”.

CLASE	ORDEN	FAMILIA	GÉNERO	Sitios de muestreo				
				CO	BS	ZC	BO	BE
Copepoda	Calanoida			11.6 ± 4.8	33.4 ± 39.3	7.3 ± 4.3	10.5 ± 8.3	12.2 ± 11.5
Copepoda (juvenil)				0.1 ± 0.3	0.5 ± 1.6	0	0	0.3 ± 0.9
Branchiopoda	Cladocera	Daphniidae	<i>Daphnia</i>	0.7 ± 1.6	4.3 ± 6.7	1.3 ± 0.8	3.1 ± 2.5	2.5 ± 3.8
Ostracoda				0.3 ± 0.5	0.4 ± 0.8	0.3 ± 0.7	0.3 ± 0.7	3 ± 5.1

Indicadores biológicos de Zooplancton

Los indicadores de la comunidad de zooplancton se observan en el Cuadro 12. La abundancia relativa de individuos del género *Daphnia* es igual al 12.9% en todo el embalse. Todos los organismos capturados en el embalse pertenecen a la clasificación de mesozooplancton-macozooplancton (tamaño corporal >200µm) de acuerdo con las clases de tamaños establecidas para el zooplancton (Steinberg y Landry, 2017).

De las dos métricas seleccionadas y basadas en dos Ordenes de la Clase Copepoda, solo se encontraron individuos del Orden Calanoida (750 ind.). Los 9 individuos clasificados como Copepoda (juveniles) no fueron identificados hasta el nivel de Orden.

Cuadro 11. Valores de las métricas seleccionadas como indicadores biológicos del grupo de zooplancton del embalse de la Presa “El Batán”.

Métrica	Valor
Abundancia relativa de <i>Daphnia</i> .	12.9%
Porcentaje de dominancia de macrozooplancton.	100%
Abundancia relativa de Cyclopoida.	0%
Abundancia relativa de Calanoida.	81.4%

6.3.4. Fitoplancton

La comunidad de fitoplancton de la zona limnética (Cuadro 13) se encuentra representada por tres taxones de algas verdes: *Chlorella minutissima*, *Scenedesmus* sp. y *Closterium lunula*. El alga unicelular *C. minutissima* fue la más abundante en la Zona de la Cortina con un promedio de $21(\pm 1)$ células y $21.3(\pm 3.2)$ en el Brazo Superior. En cambio, las algas *Scenedesmus* y *C. lunula* fueron las menos abundantes. El alga *Scenedesmus* solo se encontró en la zona de la Cortina de la Presa con un promedio de $9.3(\pm 3.1)$, y el alga *C. lunula* se encontró solamente en las zonas de los Brazos Este (1.7 ± 1.5) y Oeste (8 ± 2).

La diversidad gamma de fitoplancton en el embalse es de 3 taxones. La diversidad alfa en cada zona del embalse de la presa fue: CO (${}^1D_\alpha = 1.86$), ZP (${}^1D_\alpha = 1$), ZC (${}^1D_\alpha = 1$), BO (${}^1D_\alpha = 1.64$) y BE (${}^1D_\alpha = 1.99$); la diversidad beta de fitoplancton es ${}^1D_\beta = 1.99$. Las zonas del embalse no mostraron diferencias significativas en las comparaciones por medio de la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($\chi^2=3.8$, GL= 4, $p= 0.406$).

Cuadro 12. Comunidad de fitoplancton colectada en la zona limnética en las cinco zonas del embalse asociado a la Presa “El Batán”.

Especie	Sitios de muestreo				
	CO	ZP	ZC	BO	BE
<i>Chlorella minutissima</i>	21 ± 1	21.3 ± 3.2	9.3 ± 1.5	7.3 ± 2.1	11 ± 2
<i>Scenedesmus</i> sp.	9.3 ± 3.1	0	0	0	0
<i>Closterium lunula</i>	0	0	0	1.7 ± 1.5	8 ± 2

Indicadores biológicos de Fitoplancton

Las métricas de la comunidad de fitoplancton (Cuadro 14) muestran que los tres géneros de las especies de algas colectadas en la zona limnética pertenecen a los géneros tolerantes definidos por Palmer (1969) y las especies *Scenedesmus* sp. y *Chlorella minutissima* son típicas de condiciones eutróficas.

El valor del índice de contaminación de Palmer (1969) obtenido por los valores asignados a cada uno de los tres géneros encontrados por este estudio dio un total de 9.

Cuadro 13. Valores de las métricas seleccionadas como indicadores biológicos del grupo de fitoplancton del embalse de la Presa “El Batán”.

Métrica	Valor
No. de taxones típicos de condiciones eutróficas.	2
No. de géneros tolerantes.	3
Valor del índice de contaminación basado en géneros de algas.	9

6.4. Análisis estadístico

Los individuos de peces capturados con redes agalleras (zona limnética) fueron utilizados solamente para describir la estructura de la comunidad de peces en todo el embalse. Sin embargo, estos individuos no fueron incluidos en los análisis estadísticos comparando las cinco zonas con el fin de evitar un sesgo en la interpretación de los datos debido a que las redes solamente fueron colocadas en una zona del embalse (ZP).

- **Contribución de cada taxón en las zonas del embalse:**

El análisis SIMPER indicó que los taxones que más contribuyen en la disimilitud de la abundancia fueron: Calanoida con el 28.67%, Chironomidae (8.08%), Baetidae (7.07%), *C. minutissima* (7.03%), *Daphnia sp.* (5.26%), Coenagrionidae (4.85%), Hyallellidae (4.36%) y *L. cyanellus* (3.88%). La abundancia en todo el embalse de Calanoida fue de 15 ± 20.44 ; Chironomidae 8.73 ± 8.82 ; Baetidae 4.93 ± 7.1 ; *C. minutissima* 14 ± 6.42 ; *Daphnia sp.* 2.38 ± 3.78 ; Coenagrionidae 10.87 ± 5.17 ; Hyallellidae 5.33 ± 5.5 y *L. cyanellus* 4.54 ± 6.48 .

- **Parámetros fisicoquímicos del agua:**

El ACP indicó que el Componente Principal 1 (CP 1; eigenvalor= 7.75) explica el 77.57% de la varianza, el CP 2 (eigenvalor= 1.27) explica el 12.74% de la varianza. El CP 1 mostró asociaciones positivas con siete variables con coeficientes de correlación de 0.21 (pH), 0.31 (STD), 0.32 (COT y NT), 0.33 (DQO y FT), 0.34 (SST); y tres asociaciones negativas: -0.31 (OD y TRA) y -0.32 (TEMP). El CP 2 por su parte mostró asociaciones positivas con coeficientes de 0.15 (TRA), 0.16 (SST), 0.18 (TEMP), 0.22 (DQO), 0.26 (NT), 0.29 (FT), 0.32 (COT) y 0.33 (OD); una asociación negativa de -0.2 (STD), y la asociación negativa con el coeficiente de correlación más alto de todas las variables: -0.66 (pH). En el ordenamiento de los datos (Figura 10) se puede observar un patrón en el cual las zonas BO y BE se localizan en la parte derecha, estando la zona BE en la parte superior derecha siguiendo un incremento de las variables COT, FT, DQO, SST y NT. La zona BO se

localiza en la parte inferior derecha siguiendo un patrón de incremento de los valores de pH y de STD. Las zonas CO, ZP y ZC en cambio, se localizan entre la parte superior e inferior izquierda del ordenamiento, siguiendo un incremento de la concentración de OD, valores de TEMP y TRA.

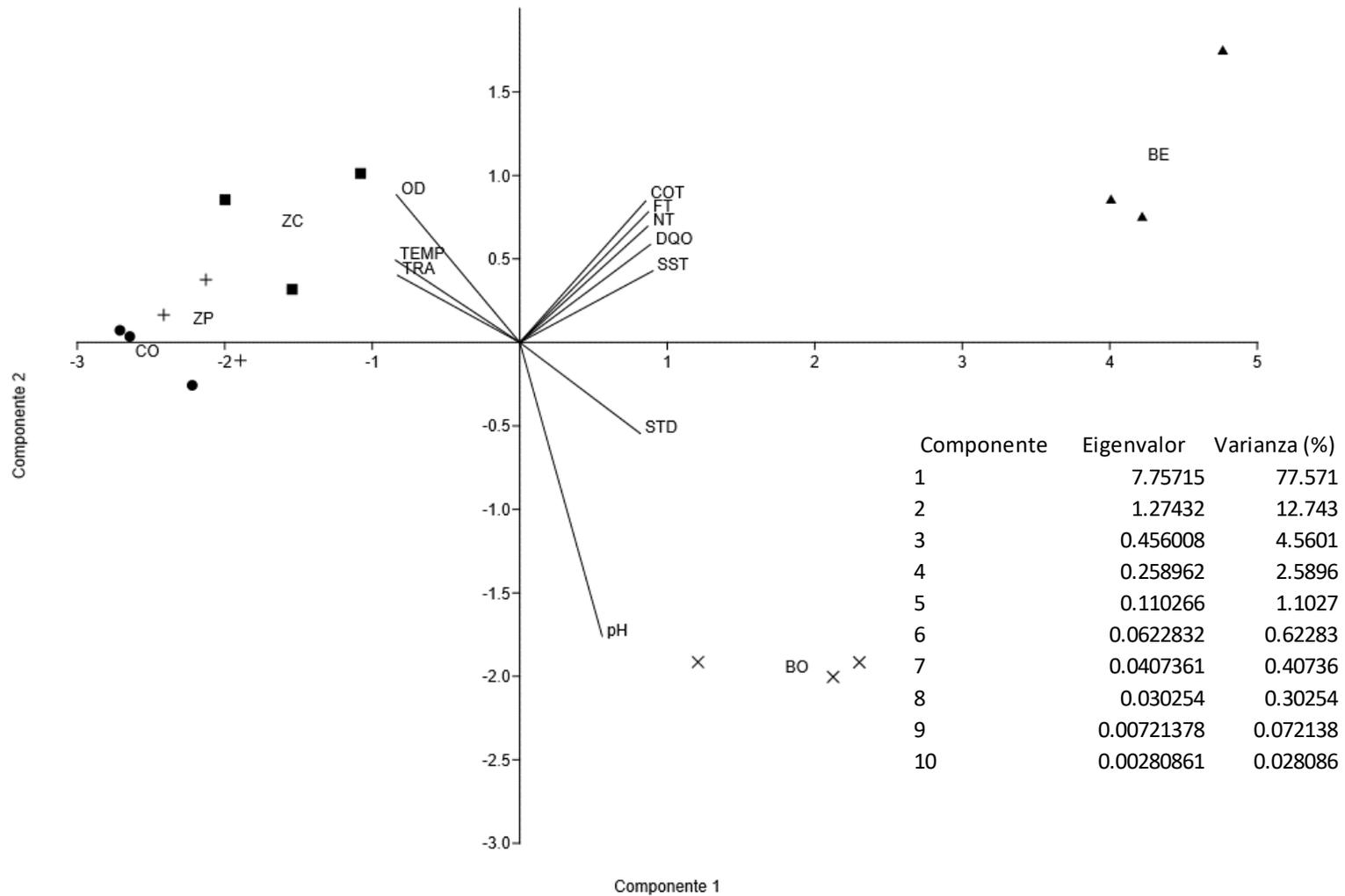


Figura 10. Análisis de Componentes Principales basado en los parámetros fisicoquímicos medidos en el embalse asociado a la Presa “El Batán” con el medidor multiparamétrico Hanna y analizados en el LABCAS. TEMP=

temperatura del agua, OD= oxígeno disuelto, TRA= transparencia, COT= carbono orgánico total, FT= fósforo total, DQO= demanda química de oxígeno, SST= sólidos suspendidos totales, NT= nitrógeno total, STD= sólidos totales disueltos, pH= potencial de hidrógeno. Los símbolos en el ordenamiento corresponden a cada zona, los puntos a CO, el signo de más a ZP, los cuadros negros a ZC, las equis a BO y los triángulos a BE.

- **Relación entre los grupos biológicos y las características fisicoquímicas del agua:**

El escalamiento multidimensional no métrico (Figura 11) que se realizó basado en la abundancia relativa de los grupos biológicos mostró un patrón en el que taxones como Cambaridae, *Scenedesmus sp.*, *P. annularis*, *L. cyanellus*, Gomphidae, Veliidae, Hyallellidae, Chironomidae, Coenagrionidae, *C. minutissima*, Calanoida, *P. bimaculatus*, Copepoda (juveniles) siguen un incremento de la concentración del oxígeno disuelto (OD), TEMP y TRA. Las zonas CO, ZP y ZC siguen este patrón de incremento de oxígeno disuelto, temperatura del agua y transparencia. Los taxones *Daphnia*, Belostomatidae, Ostracoda, Aeshnidae, Physidae, Hydrophilidae, Libellulidae, *C. lunula*, Baetidae, Corixidae, Stratiomyidae, Hirudinea y Turbellaria se localizaron en la parte derecha del ordenamiento, siguiendo el incremento de las variables NT, STD, COT, FT, SST, DQO y pH.

Las correlaciones entre los valores del PCA y las Coordenadas del NMDS mostraron solo una correlación significativa con la Coordenada 1 y el CP1 ($r_{xy}= 0.73$, $p= 0.0019$). Esta correlación muestra que la contaminación orgánica está relacionada con la dominancia de taxones tolerantes de macroinvertebrados acuáticos como: Hirudinidae, Corixidae, Baetidae, Stratiomyidae, Libellulidae, Hydrophilidae, Aeshnidae, Physidae y Belostomatidae. El resto de correlaciones no fueron significativas.

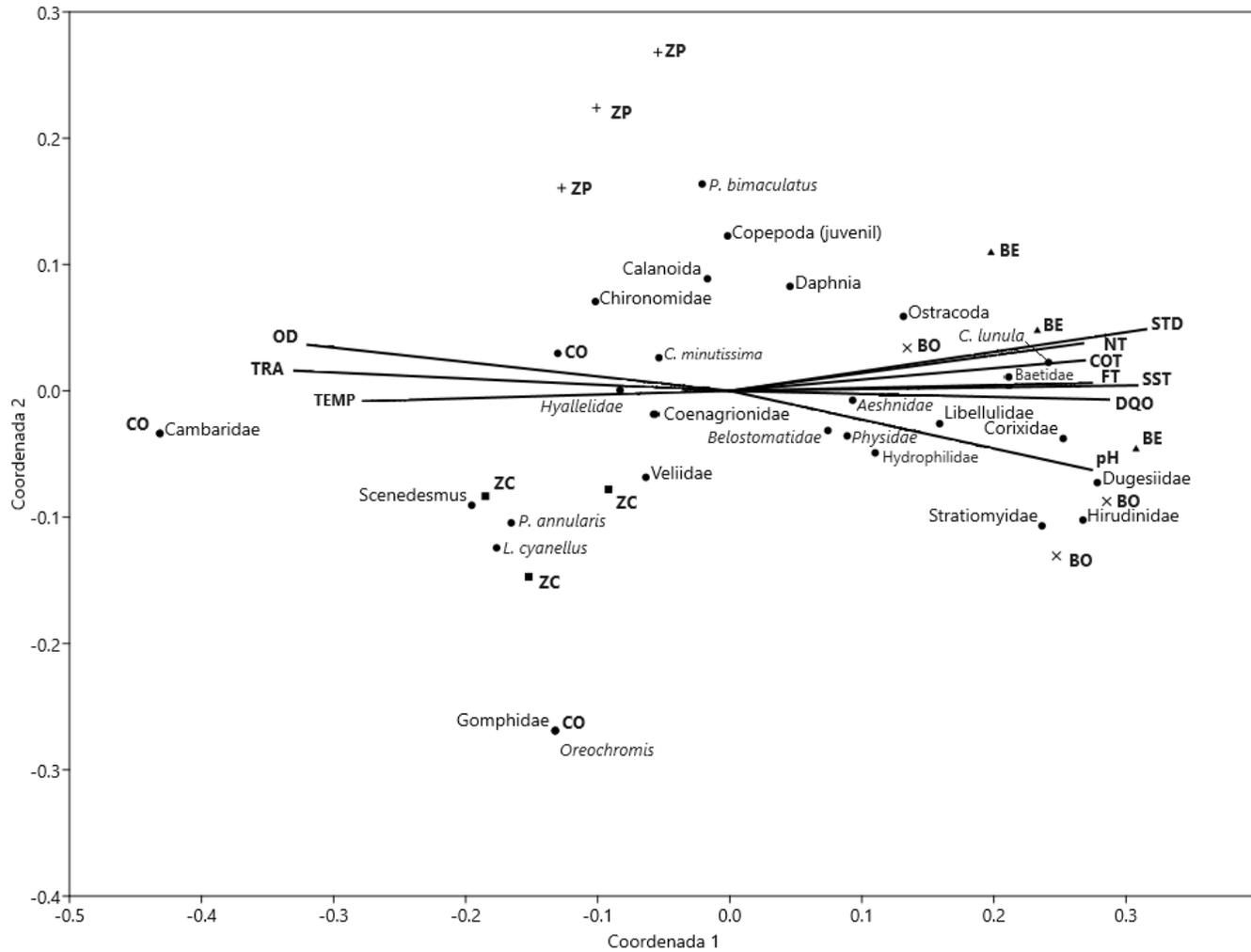


Figura 11. Escalamiento multidimensional no métrico basado en la abundancia relativa de cada taxón por sitio (Estrés= 0.2557). TEMP= temperatura del agua, OD= oxígeno disuelto, TRA= transparencia, COT= carbono orgánico

total, FT= fósforo total, DQO= demanda química de oxígeno, SST= sólidos suspendidos totales, NT= nitrógeno total, STD= sólidos totales disueltos, pH= potencial de hidrógeno. Los símbolos en el ordenamiento corresponden a: los puntos a CO, el signo de más a ZP, los cuadros negros a ZC, las equis a BO y los triángulos a BE; el ordenamiento de cada taxón se representa como puntos.

- Análisis de agrupación

El análisis (Figura 12) indicó que existen dos grupos principales que se componen de 1: BO y BE y 2: de las zonas ZC, CO y ZP. Las comunidades de los grupos biológicos entre las zonas CO, ZP y ZC, resultaron ser más semejantes entre sí y son los sitios en los que en el ordenamiento NMDS siguieron una tendencia de incremento de oxígeno. Ambos Brazos del embalse resultaron ser más semejantes entre sí.

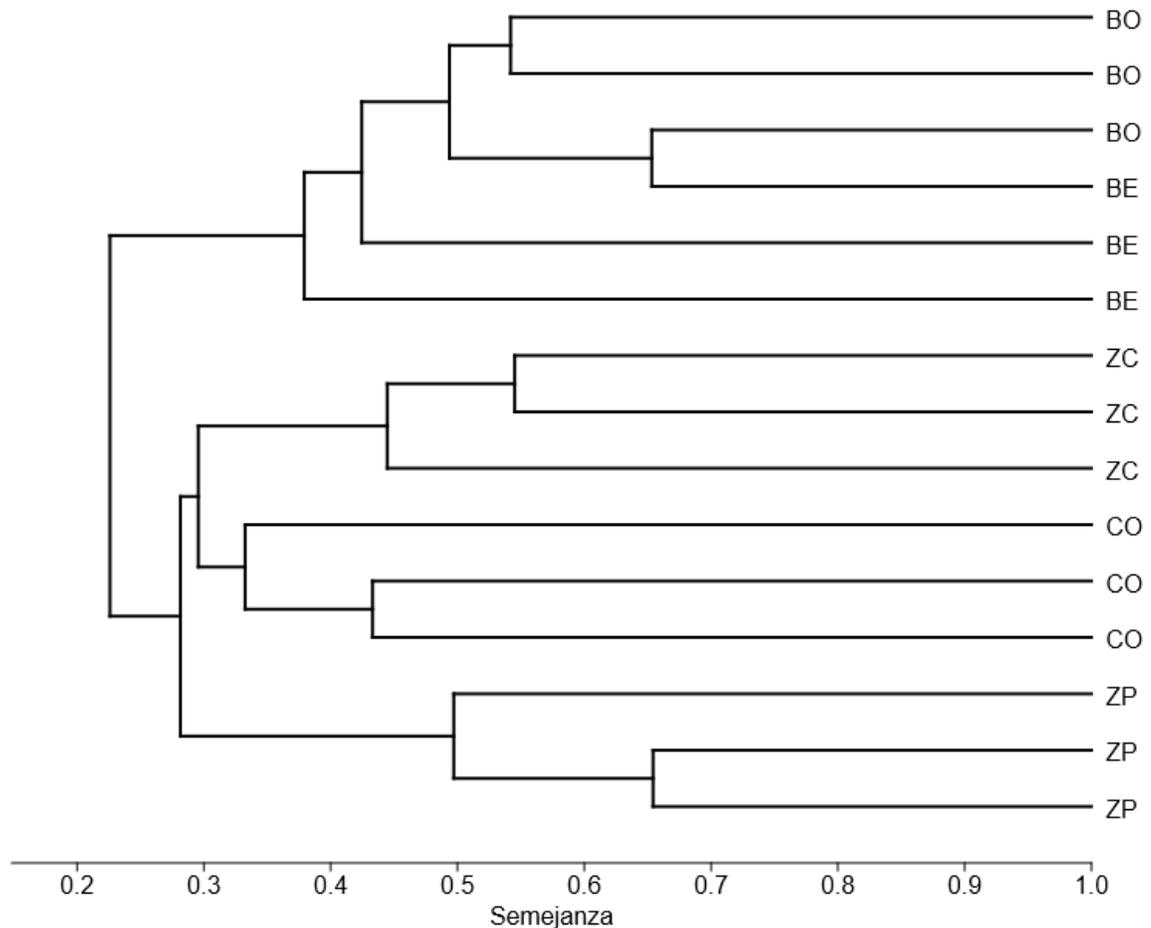


Figura 12. Análisis de agrupación basado en la abundancia relativa de los taxones de los cuatro grupos biológicos. CO= Cortina de la Presa, ZP= Zona Profunda, ZC= Zona Centro, BO= Brazo Oeste y BE= Brazo Este.

7. DISCUSIÓN

Este estudio representa el primer esfuerzo por evaluar la condición ecológica del embalse asociado a la Presa “El Batán”. La evaluación mostró que las descargas e aguas residuales aportan una contaminación orgánica importante, donde además se encontró un gradiente de contaminación (Figura 10) en el que las zonas de los brazos tienen mayores niveles de los parámetros carbono orgánico total, fósforo total, nitrógeno total, demanda química de oxígeno, sólidos suspendidos totales, sólidos totales disueltos y pH, que van disminuyendo hacia las zonas cercanas a la cortina de la Presa. Este gradiente de contaminación orgánica está asociado a la distribución de las comunidades biológicas (peces, macroinvertebrados, zooplancton, fitoplancton) (Figura 11). También, se encontró mediante el Índice del Estado Trófico que el embalse tiene una tendencia actual hacia un estado supereutrófico, indicado por las concentraciones de fósforo total. Sin embargo, las comunidades de fitoplancton y zooplancton no reflejan una estructura de la comunidad típica de este tipo de estado trófico.

El aporte de las descargas de aguas residuales directas en el embalse y en las aguas de los afluentes río arriba parece ser el disturbio más importante. Los niveles de los parámetros fisicoquímicos encontrados en las descargas y afluentes superan los límites permisibles de contaminantes captados por cuerpos receptores y que fueron establecidos por los estándares de la NOM-001-SEMARNAT-2021 (Cuadro 3). Las descargas de aguas residuales aportan elevadas concentraciones de materia orgánica al embalse, comprobadas por los valores de carbono orgánico total, este parámetro ayuda a evidenciar la concentración de compuestos orgánicos presentes en el agua, que incluyen a la materia orgánica suspendida en la columna de agua (Walker, 2003). Además del carbono orgánico total, los niveles elevados del parámetro demanda química de oxígeno (DQO), aunque menos preciso para determinar la cantidad de cantidad de materia orgánica, sigue siendo un indicador del oxígeno requerido para las reacciones de oxido-reducción que ocurren durante la descomposición de materia orgánica (Li y Liu, 2019).

La elevada concentración de SST en esta zona también se debe al aporte de los afluentes y las descargas, de las que pueden estar siendo transportadas sales minerales (cationes y aniones como el calcio, sodio, potasio, magnesio, etc.), nutrientes limitantes (fósforo y nitrógeno) o por aguas residuales sanitarias. El aporte de nutrientes limitantes proviene del afluente principal y posiblemente provengan del escurrimiento de aguas de riego por actividades agrícolas a lo largo de los afluentes del embalse de la presa (INEGI, 2018) que representan un posible aporte constante. Las áreas de cultivo con riego fueron confirmadas en recorridos río arriba durante la identificación de la localización de las descargas de aguas residuales. El uso de suelo en las zonas BE y BO es para pastoreo, por lo que el aporte de materia orgánica y nutrientes es posible incluso por escurrimientos desde las orillas de estas zonas. Similarmente a los lagos, los embalses acumulan concentraciones elevadas de nutrientes limitantes, materia orgánica y sedimentos originados por actividades antropogénicas (agricultura, descargas domésticas e industriales). Esta acumulación altera las condiciones fisicoquímicas del agua y promueve la eutrofización del cuerpo de agua, reduciendo las concentraciones de oxígeno disuelto (importante para las funciones de todos los organismos vivos y procesos de descomposición), promoviendo la proliferación de algas tóxicas (cianobacterias que producen toxinas con efectos dañinos sobre peces, aves y mamíferos), y en general una degradación de la calidad del agua apropiada para el uso humano (Karmakar y Mavukkandy, 2013).

Antes del comienzo del presente estudio se esperaba que la trituración y el hundimiento del lirio acuático en el embalse comenzara un proceso de eutrofización y alteración de la calidad del agua que evidenciaran el disturbio que representa el hundimiento de materia orgánica en descomposición. Mangas-Ramírez y Elías-Gutiérrez (2004) observaron un gran incremento de materia orgánica en descomposición tras la trituración de lirio acuático en el embalse Valsequillo en Puebla, México. La materia orgánica en descomposición resultó en un incremento en la concentración de nutrientes, la disminución de oxígeno disuelto, aumento de

elementos tóxicos (amonio), así como efectos sobre las comunidades biológicas como una reducción de organismos del plancton, de peces, y cambios en la composición de la comunidad de fitoplancton, dando lugar a un reemplazo de diatomeas, Cyanophyta y Euglenophyta por cianobacterias tóxicas (dominadas por *Microcystis aeruginosa* y *Oscillatoria lutea*). El lirio acuático se encontraba extendido por todo el embalse, por lo que el material vegetal en descomposición tras la trituración debe encontrarse en el fondo de cada una de las cinco zonas, por lo que el patrón de elevados niveles de los parámetros fisicoquímicos y bajas concentraciones de oxígeno disuelto debería ser similar u homogéneo en todo el embalse. Sin embargo, el presente estudio del embalse asociado a la Presa “El Batán” no permite aseverar que el lirio acuático sea el principal causante de la contaminación orgánica. El gradiente de los niveles de los parámetros fisicoquímicos del agua sugiere una mayor contaminación en las zonas de los Brazos por influencia del aporte de las descargas de aguas residuales, sin evidencia del efecto del lirio acuático. La determinación del efecto de la materia orgánica triturada que representa el lirio acuático en el embalse sugiere otro tipo de estudio que no fue el objetivo de este trabajo.

A pesar del aporte de sólidos suspendidos por las aguas de las descargas y los afluentes, los perfiles de profundidad y transparencia muestran que la profundidad del embalse no ha sido significativamente disminuida en todas las zonas. Esto debido a que la sedimentación en el cuerpo de agua no ha sido lo suficientemente elevada para comenzar a disminuir la capacidad total de almacenamiento. La transparencia en un embalse usualmente tiene una relación con la biomasa del fitoplancton, los florecimientos de algas y es afectada por el influjo de partículas suspendidas y materia orgánica disuelta (Pedroso Curtarelli *et al.*, 2019). El influjo de sólidos totales y partículas suspendidas parece ser la principal causa de la disminución de la transparencia y menores profundidades observadas principalmente en los brazos, mientras que las zonas cercanas a la Cortina de la Presa tienen mayores transparencias y profundidades.

Un estado supereutrófico se caracteriza por alta productividad, baja transparencia, alteraciones indeseables (para el uso humano) de la calidad del agua y la ocurrencia de floraciones de algas (Lamparelli, 2004). En el embalse, aunque se indica una tendencia hacia un estado supereutrófico, las concentraciones de fósforo total no superaron en ninguna de las zonas, o las descargas y afluentes, los límites permisibles para embalses, lagos y lagunas establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-2021 (Cuadro 3). Esta tendencia hacia un estado superutrófico no puede ser confirmada por el fitoplancton y zooplancton. La comunidad de fitoplancton en la zona limnética se compone de tres especies de algas que pertenecen a las clases Chlorophyceae (*Scenedesmus*), Treubouxiophyceae (*C. minutissima*) y Zygnemophyceae (*C. lunula*). Las tres algas encontradas por este estudio están listadas por el índice de contaminación de Palmer (1969) como géneros de algas tolerantes. El valor de tolerancia de estos tres géneros sumado es de 9, un valor muy bajo y que considerando los criterios del índice no es posible afirmar evidencia o probabilidad de alta contaminación orgánica en el embalse.

De acuerdo con la revisión de múltiples estudios sobre eutrofización y su efecto sobre el fitoplancton de González y Roldán (2020), en el continente americano, el proceso de eutrofización de un lago o un embalse tiene como consecuencia un incremento de la productividad que se refleja principalmente por la predominancia de cianobacterias (como los géneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria* y *Cylindrospermopsis*). Los estudios que se han realizado en México han encontrado que las algas verdes y diatomeas son reemplazadas por cianobacterias usualmente de los géneros *Anabaena*, *Microcystis aeruginosa*, *Oscillatoria* y *Lyngbya* cuando ocurre un proceso de eutrofización.

La comunidad de fitoplancton en el embalse asociado a la Presa “El Batán”, no presenta las cianobacterias mencionadas anteriormente y ningún taxón tiene concentraciones de células mayores a 1000 células por mililitro típicas de un *Bloom* o florecimiento de algas (Fortin, 2020). La baja concentración de células encontradas en la zona limnética del embalse podría deberse a la metodología

empleada, donde la red cónica utilizada durante este trabajo (25 μm) es útil para el muestreo de microplancton (20-200 μm), pero no para apreciar otros tipos de fitoplancton como el picoplancton (0.2-2 μm) o el nanoplancton (2-20 μm) (Chase *et al.*, 2020). El picoplancton y nanoplancton en la estructura trófica de los ambientes lacustres fue por años subestimado, las bacterias y protozoarios pertenecientes a estas clasificaciones cumplen un papel importante en el aprovechamiento de la energía y el flujo de nutrientes, pues usualmente el 50% de la producción fotosintética no alcanza los niveles tróficos más altos sino que los nutrientes son rápidamente aprovechados y remineralizados por estos grupos (Lévêque, 2001).

La comunidad de zooplancton del embalse está representada por tres taxones (Calanoida, *Daphnia* y Ostracoda), los cuales pertenecen a la clasificación del macrozooplancton. Los Copépodos del Orden Calanoida son los más abundantes de la comunidad (81.4% abundancia relativa), y se caracterizan por ser organismos de tamaños de 1-5 mm y que actúan como consumidores primarios cuando son juveniles o como depredadores de otras clases de zooplancton al ser adultos, y son parte importante de la dieta de los estadios larval, juvenil y adulto de los peces (Dussart y Defaye, 2001). La presencia de organismos filtradores (Calanoida y *Daphnia*) y la dominancia de organismos depredadores indica que las condiciones actuales del embalse permiten al zooplancton cumplir su función ecológica. Los copépodos del Orden Calanoida se asocian comúnmente a ecosistemas oligotróficos (García-Chicote *et al.*, 2019). Se ha observado previamente que la ocurrencia y abundancia de copépodos del Orden Calanoida es afectada principalmente por factores como la temperatura, Perbiche-Neves *et al.* (2007) observaron que la abundancia de algunas especies de este orden presentan “picos” cuando la temperatura del agua es mayor. Lo anterior concuerda con los resultados encontrados por Nogueira *et al.* (2008) donde su abundancia se correlaciona positivamente con la temperatura del agua, indicando una estacionalidad en la composición del zooplancton.

Otro factor importante en la distribución espacial y abundancia de Calanoida es la disponibilidad de los tipos de fitoplancton en el cuerpo de agua, la abundancia de grupos relacionados con cuerpos eutrofizados como los ciclopoideos usualmente aumenta debido al cambio de la dominancia de Chlorophyceae a Cyanophyceae (algas verdes-azules) (Santos-Wisniewski y Rocha, 2007). En el embalse de la Presa “El Batán” sin embargo, no existe dominancia por parte de algas de la clase Cyanophyceae. La predominancia de macrozooplancton en el embalse es contrastante con la poca abundancia y concentración de la comunidad fitoplanctónica, típicamente en ambientes eutróficos la proporción de fitoplancton es mayor que la de zooplancton y, además, en estos el microzooplancton (como pequeños crustáceos o rotíferos) tiende a dominar la comunidad. García-Chicote *et al.* (2018) encontraron que este patrón de menor proporción de fitoplancton y mayor proporción de zooplancton ocurre cuando la comunidad de zooplancton es dominada por organismos filtradores como *Daphnia* y copépodos calanoides, cuya alta presión disminuye considerablemente la biomasa de algas.

La diversidad de gremios tróficos y ensamblajes encontrados puede evidenciar una red trófica funcional donde los recursos son aprovechados por todas las familias de macroinvertebrados presentes. Once de las familias de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos son consideradas tolerantes al disturbio, tres de ellas son clasificadas como muy tolerantes y ocho como tolerantes. El valor promedio de tolerancia de los macroinvertebrados acuáticos refleja la relación entre el estrés antrópico y la presencia de organismos acuáticos (Torres-Olvera *et al.*, 2018). En el embalse el promedio del valor de tolerancia es de 6.37, siendo un valor de tolerancia media no muy elevado. Cuando un cuerpo de agua se encuentra bajo estrés por actividades antrópicas como la contaminación por descargas de aguas residuales y el enriquecimiento de nutrientes, el valor de tolerancia tiende a incrementar con un valor máximo de 10. Entre más elevado sea el valor de tolerancia promedio, mayor es la degradación del ecosistema (Poulton *et al.*, 2015; citado por Torres-Olvera *et al.*, 2018). La mayoría de los taxones (como Hirudinidae, Corixidae,

Stratiomyidae, etc.) que siguen un incremento de los indicadores de contaminación orgánica (pH, carbono orgánico total, demanda química de oxígeno, fósforo total, nitrógeno total, sólidos suspendidos totales y sólidos totales disueltos) en las zonas BO y BE, se clasifican como tolerantes y muy tolerantes. Las bajas concentraciones de OD en estas zonas pueden llegar a ser suficientes para la supervivencia y el desarrollo de algunos macroinvertebrados acuáticos (quironómidos, algunos caracoles, sanguijuelas, etc.) pero bajo para organismos más grandes como los peces, que con estas concentraciones logran sobrevivir pero su crecimiento es más lento y pueden ser más susceptibles a enfermarse por parásitos internos y externos, bacterias, virus u hongos (Boyd, 2020). La familia más abundante, Coenagrionidae (24.6% abundancia relativa), son depredadores pertenecientes al orden Odonata, algunos de los odonatos pueden ser tolerantes a la contaminación, sobrevivir a concentraciones relativamente bajas de oxígeno disuelto (Durán-Rodríguez et al., 2022). Durán-Rodríguez *et al.* (2022) observaron un incremento en la abundancia de depredadores, incremento típico cuando disminuye el oxígeno disuelto. Las larvas de esta familia suelen habitar en vegetación acuática viva o muerta y sobre detritos (Kondratieff, 2008) por lo que deben alimentarse principalmente de quironómidos. La segunda familia más abundante es Chironomidae (19.8%), esta familia del Orden Diptera es considerada uno de los más útiles bioindicadores de la calidad del agua. Son larvas de mosquitos tolerantes a la contaminación por metales pesados y capaces de prosperar incluso en sitios con alta contaminación orgánica. También, son capaces de tolerar bajas concentraciones de oxígeno disuelto y son una de las familias típicamente más abundantes en los embalses, representan una fuente alimento importante para otros macroinvertebrados acuáticos y peces (Lencioni *et al.*, 2012; Rawal *et al.*, 2019). Estas larvas, por lo general, son omnívoras oportunistas pues se alimentan de distintos tipos de alimentos (algas, plantas acuáticas, restos de insectos, detritos o microorganismos), principalmente materia orgánica (Caleño Ruiz *et al.*, 2018).

Cuando la vegetación acuática, el agua o el suelo cercano a un cuerpo de agua son alterados, la comunidad de macroinvertebrados acuáticos tiende a ser dominada por especies tolerantes y/o generalistas como Hirudinidae, Hyallelidae, Chironomidae, entre otros (Mendoza-Penagos *et al.*, 2021). La comunidad de macroinvertebrados acuáticos presenta también familias consideradas intolerantes: Aeshnidae, Gomphidae, Baetidae, Hydrophilidae y Dugesiidae. La presencia de estas familias indica que algunas de las zonas del embalse tienen condiciones fisicoquímicas del agua y ambientales favorables (menor contaminación orgánica, disponibilidad de distintos hábitats y mayor concentración de oxígeno) para que estos estén presentes. Sin embargo, durante las recolectas de macroinvertebrados, estas familias fueron encontradas en las zonas de los Brazos del embalse. Durante los esfuerzos de trabajo se observó que la corriente de agua corriente generada por el viento transporta las islas de lirio desde las zonas cercanas a la cortina de la Presa (con mejores condiciones) hacia las zonas con mayores alteraciones. El lirio acuático es la planta acuática flotante presente en todo el embalse. Estudios como el de Barker *et al.* (2014) han reportado que las raíces del lirio, que se extienden hasta más de 1 m de longitud, pueden proveer de estructura para ser colonizadas y soportan un amplio rango de grupos alimenticios funcionales de macroinvertebrados acuáticos, a comparación que otras plantas acuáticas flotantes. Villamagna y Murphy (2010) reportaron que los grupos de macroinvertebrados más abundantes como las larvas de insectos, organismos de las clases Hirudinea y Turbellaria suelen encontrarse asociados al lirio.

Las cuatro especies de peces del embalse pertenecen a distintos gremios tróficos (carnívoros, herbívoros y omnívoros) indicando una red trófica funcional gracias a la diversidad funcional que estas representan. La especie *Pomoxis annularis* (71.3% de abundancia relativa) se alimenta de zooplancton y pequeños invertebrados al ser juveniles y en su madurez principalmente de peces de tallas pequeñas y macroinvertebrados. La especie *Lepomis cyanellus* (15.3%), se alimenta de larvas

de insectos acuáticos y microcrustáceos cuando es juvenil, al ser adultos se alimenta de larvas de insectos acuáticos, zooplancton y peces de tallas pequeñas.

Esta mayor abundancia de especies carnívoras es típico de los embalses, normalmente debido al incremento de la disponibilidad de presas pequeñas (Dias *et al.*, 2020). Aunque, en el caso del embalse esta disponibilidad posiblemente se debe a la disponibilidad de alimento que representan los peces de tallas pequeñas como el poecílido *Pseudoxiphophorus bimaculatus*, los macroinvertebrados acuáticos y los organismos de zooplancton. Muoneke *et al.* (1992) encontraron que, además de otros factores como una menor transparencia del agua dificulta o impide la depredación para los peces como *P. annularis*, y que, además puede interferir con la producción primaria y la búsqueda de alimento por parte de especies planctívoras.

Un embalse presenta fluctuaciones importantes del nivel de agua en las zonas litorales. Estas fluctuaciones pueden influir en los gradientes de reacciones de oxido-reducción del sedimento, el ciclado de los nutrientes en el agua e incluso en los ciclos de vida de los organismos acuáticos (Hirsch *et al.*, 2014). Estos cambios del nivel de agua en las zonas litorales del embalse disminuyen la disponibilidad de hábitat para los peces, en especial la disponibilidad que representa la vegetación acuática emergente y enraizada. Las especies de peces del embalse asociado a la Presa “El Batán” no dependen por completo de la disponibilidad de vegetación acuática para refugio y su reproducción. Por lo tanto, los cambios del nivel de agua en las zonas litorales del embalse no llegan a afectar el establecimiento y la estructura de la comunidad de los peces. Las especies *Pomoxis annularis* y *Lepomis cyanellus* construyen nidos en el fondo de las zonas litorales cerca de vegetación, rocas o troncos. Los peces de especies del género *Oreochromis* como *O. niloticus* y *O. aureus* incuban y crían a su descendencia en la boca de la madre hasta alcanzar un tamaño suficiente (aprox. 1.1 cm). La especie *P. bimaculatus*, tampoco es completamente dependiente de la disponibilidad de vegetación acuática. En la cuenca del embalse, la especie *Goodea atripinnis* es nativa de la región y tiene la

misma estrategia reproductiva. Por lo que, esta especie podría encontrarse presente en el embalse, en afluentes o en efluentes de la misma cuenca que este.

La presencia de especies exóticas en el embalse desde su formación en el año 1990 ha ocasionado un reemplazo de especies nativas por estas. El reemplazo de especies lleva a un proceso de homogeneización taxonómica y funcional en la comunidad de peces que afecta a la abundancia, distribución espacial y presencia de las especies nativas por efecto de la depredación o competencia. Este reemplazo causa la dominancia de unas pocas especies exóticas disminuyendo la diversidad funcional y resultando en la homogeneización de los ensamblajes de peces en el embalse (Milardi *et al.*, 2019; Rojas *et al.*, 2019). La baja diversidad en el embalse asociado a la Presa “El Batán”, con solo cuatro especies presentes y la dominancia de dos especies de peces depredadores refleja una homogeneización de los ensamblajes. Esta homogeneización de ensamblajes puede causar la pérdida de redundancia funcional disminuyendo la capacidad de resiliencia de la comunidad de peces en el futuro (Stefani *et al.*, 2020).

Ninguna de las especies exóticas capturadas es considerada sensible o intolerante al disturbio. La especie *Pomoxis annularis* tolera Condiciones alcalinas (pH= ~9), un amplio rango de temperatura (22-31°C), y bajas concentraciones de oxígeno disuelto (3.3 mg·L⁻¹) (Serhan Tarkan, 2016). La especie *L. cyanellus* es capaz de tolerar un amplio rango de condiciones, tanto en aguas turbias como claras, el oxígeno disuelto óptimo para su desarrollo es de 5 mg·L⁻¹ aunque logra sobrevivir a concentraciones mínimas de 1.5 mg·L⁻¹, prefieren temperaturas de hasta 28°C y toleran un rango de pH del 6 a 9.6 (Sabapathy Allen, 2019). Las tilapias del género *Oreochromis* como las especies *O. niloticus* toleran un rango de pH de 5 a 9, pueden sobrevivir concentraciones bajas de oxígeno disuelto (<2 mg·L⁻¹), son principalmente herbívoros pero son capaces de cambiar a una dieta omnívora dependiendo de la disponibilidad de alimento (Bonham, 2022), o como la especie *O. aureus* que toleran un rango de temperatura que va de los 8°C a los 30°C, toleran un rango de pH de 6 a 9, concentraciones de oxígeno disuelto de hasta 3 mg·L⁻¹, y

puede alimentarse de fitoplancton y pequeñas cantidades de zooplancton (Serhan Tarkan, 2015). El guatopote manchado *P. bimaculatus*, tolera cambios constantes en el ambiente, temperaturas cálidas (28°C), baja concentración de oxígeno y pH cercano a lo neutral, es además capaz de variar su dieta y de alimentarse de distintos niveles tróficos cuando hay alteraciones en el hábitat, de la calidad del agua y la integridad biótica (Gomez-Maldonado *et al.*, 2023).

En todo el embalse, los taxones más abundantes (*P. annularis*, *L. cyanellus*, Coenagrionidae, Chironomidae, Calanoida, *C. minutissima*) se asociaron a un incremento de la temperatura, la concentración de oxígeno disuelto y el incremento de la transparencia del agua. La presencia de las dos especies de peces más abundantes se debe a que la distribución espacial de los peces se determina principalmente por condiciones favorables de la concentración de oxígeno, la temperatura e incluso por factores bióticos (disponibilidad de alimento, depredación y competencia) (Prchalová *et al.*, 2009). Otros taxones que siguen un patrón de distribución hacia las zonas de menor contaminación orgánica como Cambaridae, *Scenedesmus*, Gomphidae tuvieron presencia solamente en estas tres zonas (CO, ZP, ZC). Los cangrejos de río de la familia Cambaridae son importantes bioindicadores por su capacidad de adaptarse a cambios en su ambiente (contaminantes y la alteración de la vegetación acuática) pero son sensibles a estresores por la contaminación del agua, estos organismos tienden a modificar su comportamiento para evitar áreas con contaminación o sobre iluminación por la falta de cobertura vegetal (Kuklina *et al.*, 2013), la zona en la cual fue encontrado el cangrejo tiene disponible vegetación acuática enraizada emergente y flotante (lirio acuático) que podrían proveerle de cobertura y refugio. Las algas del género *Scenedesmus* son típicas de cuerpos de agua lénticos con condiciones tróficas que van de eutróficas a hipertróficas, se clasifican como tolerantes con un valor de 4 (en una escala de 1-5, intolerante a tolerante) por el Índice de Contaminación Orgánica de Palmer (1969), pero, han sido utilizadas en procesos de purificación de aguas residuales y además proveen de oxígeno necesario para el proceso de

descomposición bacteriana de la materia orgánica (Bellinger y Sigee, 2010; Britannica, 2018). La distribución espacial de los peces y sus ensamblajes se determina principalmente por variables como la profundidad y transparencia, presencia de vegetación acuática, el oxígeno disuelto, temperatura, pH, y la disponibilidad de refugio y alimento en la zona litoral (Martins *et al.*, 2015). Las especies *Pomoxis annularis* y *Lepomis cyanellus*, las más abundantes en el embalse, se encuentran distribuidas en las zonas con una condición ecológica más favorable, con mayor transparencia, disponibilidad de hábitat y refugio por plantas acuáticas (tanto enraizadas, emergentes y flotantes), mayores concentraciones de oxígeno disuelto, menores niveles de contaminación orgánica y disponibilidad de alimento representada por la abundancia de macroinvertebrados acuáticos en las orillas del embalse.

Las comunidades biológicas parecen indicar una resiliencia del embalse asociado a la Presa “El Batán” ante los impactos que representa la contaminación orgánica. Los disturbios en un ecosistema dulceacuícola puede alterar el flujo de energía a través de las redes tróficas y el ciclado de nutrientes, como sucede cuando hay una disminución o alteración de las especies de organismos bentónicos de un ecosistema de agua dulce pues estos son muy importantes en el procesamiento de la materia orgánica disponible (Covich *et al.*, 1999). El flujo de energía y la estructura de las comunidades en los ecosistemas de agua dulce son determinados por los cambios producidos en variables espacio-temporales como el flujo, la estacionalidad de los parámetros de la calidad del agua (como el influjo de nutrientes y sus alteraciones sobre la productividad primaria), la heterogeneidad del hábitat (complejidad del hábitat físico), las interacciones de los distintos grupos ecológicos y taxonómicos de las comunidades mismas que en conjunto permiten la resiliencia del ecosistema (Grantham *et al.*, 2019; Streit, 1995). Haciendo una analogía con un concepto originado en el estudio de la fisiología, el embalse podría encontrarse en un estado de “reostasis”, la reostasis implica un equilibrio dinámico en el cual los cambios que ocurren en niveles regulados no alteran el equilibrio

(homeostasis) del ambiente (Mrosovsky, 1990). Esta especie de reostasis en este ecosistema podría deberse a la presencia de organismos tolerantes como los quironómidos, cenagriónidos, y los peces exóticos tolerantes que permiten un funcionamiento del cuerpo de agua. Sin embargo, si las condiciones actuales cambian drásticamente o las comunidades biológicas son alteradas por eventos estocásticos o por las actividades antropogénicas, este equilibrio podría perderse y reflejarse en la pérdida de la funcionalidad del ecosistema y el potencial aprovechamiento de los recursos hídricos para el ser humano.

La condición ecológica actual del embalse asociado a la Presa “El Batán” revela que las descargas de aguas residuales aportan de manera constante materia orgánica, resultando en contaminación orgánica. Este aporte, junto con la concentración de fósforo total, ha inducido un estado supereutrófico en el embalse. Sin embargo, las comunidades de fitoplancton y zooplancton no reflejan la composición típica de un ecosistema eutrofizado, que incluiría la dominancia de organismos tolerantes, disminución de zooplancton característico de condiciones oligotróficas y el reemplazo de algas verdes por cianobacterias. Aunque los brazos del embalse son las zonas más afectadas por recibir directamente las descargas, existen zonas con mejor condición ecológica, como la cortina de la presa, la zona profunda y la zona centro, que ofrecen mayores concentraciones de oxígeno, heterogeneidad de hábitats y refugio a las comunidades biológicas. Estas zonas con mejor condición permiten que las comunidades del embalse mantengan su funcionalidad.

Las comunidades de fitoplancton y zooplancton muestran una respuesta espaciotemporal casi inmediata a las variaciones en las condiciones del agua, dado que su estructura y función están influenciadas por la estacionalidad. Los macroinvertebrados acuáticos, por su parte, reflejan respuestas a corto plazo, evidenciando que las condiciones actuales del embalse han permitido la presencia de distintos gremios tróficos y ensamblajes que aprovechan los recursos disponibles en el sistema. Los peces, en cambio, ofrecen respuestas a largo plazo, revelando la dinámica de las condiciones del embalse desde su construcción. La comunidad

de peces está representada por especies omnívoras, herbívoras y piscívoras. Esto sugiere que las especies exóticas han logrado establecerse como una comunidad funcional. Es probable que las especies nativas no se encuentren presentes debido a que las condiciones generadas por la materia orgánica y el estado trófico no favorecen su establecimiento. Sin embargo, estas condiciones actuales parecen ser suficientes para las especies exóticas, que ahora ocupan los nichos.

Aunque la condición ecológica actual del embalse permite la funcionalidad de las comunidades biológicas, cualquier aumento de la carga de nutrientes limitantes y materia orgánica podrían exacerbar las alteraciones fisicoquímicas del agua, lo que afectaría la estructura y función de estas comunidades. Por lo tanto, los futuros estudios en el embalse deben centrarse en identificar los elementos físicos, químicos y biológicos que permiten la funcionalidad actual. Es necesario continuar con el monitoreo y la evaluación a largo plazo de los parámetros fisicoquímicos, el estado trófico, las interacciones de las comunidades biológicas y su relación con los efectos de la degradación antropogénica.

8. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos bajo las condiciones en las cuales se llevó a cabo el presente estudio indican que el embalse presenta alteraciones fisicoquímicas del agua por el aporte materia orgánica. Estas alteraciones fueron más evidentes en las zonas de los brazos pues son las que han recibido directamente la materia orgánica y sólidos totales de las descargas. La profundidad y transparencia son menores en estas zonas por efecto del aporte de sólidos suspendidos (Figuras 5 y 6). La concentración de sólidos suspendidos (Cuadro 3) disminuye conforme son transportados desde los brazos hacia la cortina de la presa. La contaminación orgánica siguió un gradiente que va de mayores niveles de contaminación en las zonas altas (Brazos Este y Oeste), hacia menores niveles de contaminación en las zonas bajas del embalse (Centro, Profunda y Cortina). La disminución de la contaminación en las zonas favorables indica la degradación y la transformación de materia orgánica a energía que es posiblemente aprovechada por los microorganismos y absorbida por las plantas acuáticas (como el lirio acuático). Este gradiente indica que las zonas con menores niveles de contaminación orgánica, mayores profundidades, transparencias y niveles de oxígeno disuelto tienen una condición ecológica favorable que permite a las comunidades ser funcionales.

La distribución espacial de los organismos de las comunidades biológicas se encuentra asociada al gradiente de contaminación en el embalse. En particular, las especies de peces más abundantes (*Pomoxis annularis* y *Lepomis cyanellus*) se localizaron en las zonas con menor contaminación orgánica y condiciones favorables de oxígeno disuelto, disponibilidad de hábitat y mayor transparencia. La comunidad de macroinvertebrados mostró que la mayoría de los taxones tolerantes y muy tolerantes de macroinvertebrados acuáticos (Hirudinidae, Corixidae, Baetidae, Stratiomyidae, Libellulidae, Hydrophilidae, Aeshnidae, Physidae y Belostomatidae) se distribuyen principalmente en las zonas con alteraciones mayores.

Fue posible soportar la hipótesis de que las alteraciones del agua han inducido un estado eutrófico en el embalse. El Índice del Estado Trófico (IET) calculado con los niveles de fósforo total sugiere una tendencia hacia la supereutrofía. Aunque, esta condición trófica no es reflejada por lo esperado bajo condiciones de enriquecimiento de nutrientes por la comunidad de fitoplancton y zooplancton. No se ha observado un reemplazo por cianobacterias típicas de un estado eutrófico (Cuadro 12), tampoco un reemplazo de Copépodos típicos de ecosistemas eutrofizados (Cyclopoida, Cuadro 11). La tendencia a una condición supereutrófica del embalse, indicada a partir del fósforo total, no se relaciona con una afectación funcional del ecosistema. La comunidad de fitoplancton se compone de organismos que pueden ser encontrados en condiciones eutróficas y son capaces de tolerarlas (Cuadro 13), sin embargo, ninguna de las algas presenta concentraciones celulares típicas de un florecimiento, y las cianobacterias que tienden a ser predominantes en un ecosistema eutrofizado no se encuentran presentes actualmente. Posiblemente este patrón en la comunidad de fitoplancton se deba a que esté representada principalmente por pico y nanoplancton que aprovechan los nutrientes del embalse y estos no son transportados a los demás niveles tróficos. El zooplancton no se compone de organismos de la clasificación microzooplancton, el cual se esperaría fuese predominante ante condiciones eutróficas. Además, los organismos más abundantes (*Calanoida* y *Daphnia*) son típicos de condiciones oligotróficas y son sensibles a las alteraciones en la composición de la comunidad de fitoplancton. Ambos son filtradores y podrían estar ejerciendo una alta presión sobre la abundancia de la comunidad de fitoplancton.

Las comunidades biológicas en el embalse no se caracterizan por una baja diversidad, o por la prevalencia de especies generalistas y tolerantes. El embalse presenta distintos grupos funcionales y organismos tolerantes, pero también organismos sensibles, que indican zonas con condiciones favorables y requerimientos ecológicos suficientes para el funcionamiento de la comunidad.

El fitoplancton no presentó eventos de florecimiento de cianobacterias a pesar de la carga de fósforo y materia orgánica aportadas al embalse. La comunidad de zooplancton presenta organismos que son típicos representantes de ecosistemas oligotróficos (Calanoida, *Daphnia*), que son sensibles al proceso de eutrofización del ecosistema y las alteraciones de la estructura de la comunidad de fitoplancton.

Los organismos de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos pertenecen a distintos grupos funcionales y ensamblajes (Cuadro 8) que permiten el aprovechamiento de la materia orgánica y la energía en el sistema. La comunidad de peces, además, está representada principalmente por especies depredadoras, pero también presenta organismos omnívoros y herbívoros que están aprovechando todos los recursos disponibles. La estructura de estas comunidades biológicas implica una red trófica funcional ante la condición ecológica actual del embalse.

El presente trabajo permitió evaluar la condición ecológica del embalse asociado a la Presa “El Batán”. Por medio de la evaluación de la condición ecológica, se cumplieron los objetivos del trabajo, logrando identificar características físicas y químicas del agua que evidencian disturbio, relacionar las respuestas de las comunidades biológicas con los patrones fisicoquímicos del ecosistema permitiendo interpretar el estado actual de las características fisicoquímicas del agua y las comunidades en el embalse. Si bien los métodos empleados permitieron alcanzar los objetivos del trabajo, algunos de estos pueden ser mejorados en estudios futuros como: incluir el uso de redes de menor luz de malla o metodologías que permitan recolectar pico y nanoplancton y utilizar distintos artes de pesca en el embalse. Es muy importante continuar con estudios de esta naturaleza en el embalse asociado a la Presa “El Batán” para asegurar el monitoreo de las condiciones físicas, químicas y de las comunidades biológicas del ecosistema. La continuación de los esfuerzos de investigación en el embalse puede presentar oportunidades como el análisis de la diversidad funcional y los ensamblajes de las comunidades biológicas; y

establecer un programa de monitoreo a largo plazo que involucre las alteraciones fisicoquímicas del agua y el estado trófico.

9. CONSIDERACIONES GENERALES

La evaluación de la condición ecológica desarrollada durante este trabajo sienta las bases para futuros estudios de la condición ambiental, el monitoreo de la calidad del agua y la estructura de las comunidades biológicas. La evaluación ecológica y comparación de los efectos de la degradación antrópica en otros embalses con condiciones similares en el Bajío, el centro de México y todo el país. Sin embargo, este trabajo es solo el inicio del estudio del embalse, los siguientes pasos en las investigaciones ecológicas sobre la Presa “El Batán” deben centrarse en estudios sobre la ecología trófica de los peces para determinar las interacciones que permiten la permanencia de estas especies, en el monitoreo de los niveles de nutrientes limitantes y de los indicadores de la contaminación orgánica presentados en esta tesis, así como en la sucesión de los taxones de plancton que funcionan como indicadores clave del proceso de eutrofización y de sus efectos sobre el ecosistema.

Las condiciones actuales del embalse encontradas pueden ser de utilidad para la toma de decisiones que involucren el aprovechamiento del agua del embalse de la Presa, como es el caso del recientemente anunciado proyecto “Sistema Batán: Agua para todos” que propone garantizar 1500 litros de agua por segundo para la población de la Zona Metropolitana de Querétaro a través del abastecimiento de agua tratada hacia el embalse y su posterior potabilización. El hecho de que el principal tipo de contaminación sea de origen orgánico sugiere que el manejo de los afluentes y del embalse puede ser más viable y de bajo costo en comparación con una contaminación por metales pesados que excedan los límites permisibles de la NOM-001-SEMARNAT-2021.

10. REFERENCIAS

- Adams, S. M., Bevelhimer, M. S., Greeley, M. S., Levine, D. A., & Teh, S. J. (1999). Ecological risk assessment in a large river-reservoir: 6. Bioindicators of fish population health. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(4), 628–640. <https://doi.org/10.1002/etc.5620180407>
- Adjovu, G. E., Stephen, H., James, D., & Ahmad, S. (2023). Measurement of Total Dissolved Solids and Total Suspended Solids in Water Systems: A Review of the Issues, Conventional, and Remote Sensing Techniques. *Remote Sensing*, 15(14), Article 14. <https://doi.org/10.3390/rs15143534>
- Alcocer, J., & Bernal-Brooks, F. W. (2010). Limnology in Mexico. *Hydrobiologia*, 644(1), 15–68. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0211-1>
- Araújo, F. G. (1998). Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia*, 58(4), 547–558. <https://doi.org/10.1590/S0034-71081998000400002>
- Avolio, M. L., Forrestel, E. J., Chang, C. C., La Pierre, K. J., Burghardt, K. T., & Smith, M. D. (2019). Demystifying dominant species. *New Phytologist*, 223(3), 1106–1126. <https://doi.org/10.1111/nph.15789>
- Baláži, P., Hrivnák, R., & Ot'ahelová, H. (2014). The Relationship between Macrophyte Assemblages and Selected Environmental Variables in Reservoirs of Slovakia Examined for the Purpose of Ecological Assessment. *Polish Journal of Ecology*, 62(3), 541–558. <https://doi.org/10.3161/104.062.0313>
- Barinova, S., Krupa, E., & Romanova, S. (2018). The Role of Planktonic Algae in the Ecological Assessment of Storage-Reservoirs of the ILI-Balkhash Basin. *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research*, 20(2), 1–14. <https://doi.org/10.2478/trser-2018-0008>
- Barker, J. E., Hutchens, J. J., & Luken, J. O. (2014). Macroinvertebrates associated with water hyacinth roots and a root analog. *Freshwater Science*, 33(1), 159–167. <https://doi.org/10.1086/674173>

- Barriga-Sosa, I. D. L. A., Jimenez-Badillo, M. D. L., Ibanez, A. L., & Arredondo-Figueroa, J. L. (2004). Variability of tilapias (*Oreochromis* spp.) introduced in Mexico: Morphometric, meristic and genetic characters. *Journal of Applied Ichthyology*, 20(1), 7–14. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2004.00445.x>
- Begon, M., Townsend, C. R., & Harper, J. L. (2006). *Ecology: From individuals to ecosystems* (Cuarta edición). Blackwell.
- Bellinger, E. G., & Sigeo, D. C. (2010). *Freshwater Algae: Identification and Use as Bioindicators* (Primera Edición). Wiley-Blackwell. Gran Bretaña, Reino Unido.
- Blocksom, K. A., Kurtenbach, J. P., Klemm, D. J., Fulk, F. A., & Cormier, S. M. (2002). Development and Evaluation of the Lake Macroinvertebrate Integrity Index (LMII) for New Jersey Lakes and Reservoirs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 77(3), 311–333.
- Bonham, V. (2022). *Oreochromis niloticus* (Nile tilapia). *CABI Compendium*, CABI Compendium, 72086. <https://doi.org/10.1079/cabicompendium.72086>
- Boyd, C. E. (2020). *Water Quality: An Introduction* (Tercera Edición). Springer International Publishing. Auburn, Alabama, EUA. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-23335-8>
- Britannica, T. (2018, noviembre 15). *Scenedesmus*. Scenedesmus: Description & Importance. Encyclopedia Britannica. <https://www.britannica.com/science/Scenedesmus>
- Caleño Ruiz, Y., Rivera-Rondon, C. A., Ovalle, H., Caleño Ruiz, Y., Rivera-Rondon, C. A., & Ovalle, H. (2018). Hábitos alimentarios de quironómidos (Diptera: Chironomidae) en lagos del páramo de Chingaza, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 66(1), 136–148. <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i1.28951>
- Castilla-Hernández, P., Del Rocío Torres-Alvarado, M., Herrera-San Luis, J., & Cruz-López, N. (2014). Water Quality of a Reservoir and Its Major Tributary Located in East-Central Mexico. *International Journal of Environmental*

- Research and Public Health*, 11(6), 6119–6135.
<https://doi.org/10.3390/ijerph110606119>
- Castillo-Figueroa, D., Garzón-Salamanca, L. L., & Albarracín-Caro, J. F. (2018). Aquatic macroinvertebrates as water quality bioindicators in Colombia: A systematic review. *Neotropical Biology and Conservation*, 13(3), 235–248.
<https://doi.org/10.4013/nbc.2018.133.06>
- Chao, A. (1987). Estimating the Population Size for Capture-Recapture Data with Unequal Catchability. *Biometrics*, 43(4), 783–791.
<https://doi.org/10.2307/2531532>
- Chao, A., & Shen, T.-J. (2009). *SPADE Statistics* [Software].
<http://chao.stat.nthu.edu.tw/>
- Chase, A. P., Kramer, S. J., Haëntjens, N., Boss, E. S., Karp-Boss, L., Edmondson, M., & Graff, J. R. (2020). Evaluation of diagnostic pigments to estimate phytoplankton size classes. *Limnology and Oceanography: Methods*, 18(10), 570–584. <https://doi.org/10.1002/lom3.10385>
- Chovanec, A., Hofer, R., & Schiemer, F. (2003). *Fish as bioindicators*.
[https://doi.org/10.1016/S0927-5215\(03\)80148-0](https://doi.org/10.1016/S0927-5215(03)80148-0)
- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral Ecology*, 18(1), 117–143.
<https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Clavel, J., Julliard, R., & Devictor, V. (2011). Worldwide decline of specialist species: Toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(4), 222–228. <https://doi.org/10.1890/080216>
- Colwell, R. K., & Coddington, J. A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 345(1311), 101–118.
<https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091>
- CONAGUA. (2018). *Atlas del Agua en México* (2018a ed.). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), Comisión Nacional del Agua (CONAGUA).

- Confederación Hidrográfica del Ebro, & URS. (2005). *Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la directiva marco del agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro*. Ministerio de Medio Ambiente, España.
- Correa-Araneda, F., Contreras, A., & De Los Ríos-Escalante, P. R. (2010). Amphipoda and Decapoda as potential bioindicators of water quality in an urban stream (38°S, Temuco, Chile). *Crustaceana*, 83, 897–902. <https://doi.org/10.1163/001121610X502948>
- Couceiro, S. R. M., Hamada, N., Forsberg, B. R., Pimentel, T. P., & Luz, S. L. B. (2012). A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators*, 18, 118–125. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.001>
- Covich, A., Palmer, M., & Crowl, T. (1999). The Role of Benthic Invertebrate Species in Freshwater Ecosystems. *Bioscience*, 49. <https://doi.org/10.2307/1313537>
- Cunha, D. G. F., Calijuri, M. D. C., & Lamparelli, M. C. (2013). A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSItsr). *Ecological Engineering*, 60, 126–134. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.058>
- Curtarelli, V. P., Silva, E. F. F. da, Lobo, F. de L., Barbosa, C. C. F., & Novo, E. M. L. de M. (2019). *Water transparency in a brazilian reservoir*. 3287–3290. <http://marte2.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/marte2/2019/10.25.20.26/doc/thisInformationItemHomePage.html>
- de la Lanza-Espino, G., & Hernández-Pulido, S. (2000). *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores)*. Plaza y Valdes.
- Dias, R. M., Ortega, J. C. G., Strictar, L., Dos Santos, N. C. L., Gomes, L. C., Da Luz-Agostinho, K. D. G., Agostinho, C. S., & Agostinho, A. A. (2020). Fish trophic guild responses to damming: Variations in abundance and biomass. *River Research and Applications*, 36(3), 430–440. <https://doi.org/10.1002/rra.3591>

- Díaz-Pardo, E., Vazquez, G., & López-López, E. (1998). The phytoplankton community as a bioindicator of health conditions of Atezca Lake, Mexico. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 1(3–4), 257–266.
<https://doi.org/10.1080/14634989808656922>
- Domínguez Serrano, J. (2019). La construcción de presas en México. Evolución, situación actual y nuevos enfoques para dar viabilidad a la infraestructura hídrica. *Gestión y Política Pública*, 28(1), 3.
<https://doi.org/10.29265/gypp.v28i1.551>
- Dumont, H. J., & Segers, H. (1996). Estimating lacustrine zooplankton species richness and complementarity. *Hydrobiologia*, 341(2), 125–132.
<https://doi.org/10.1007/BF00018116>
- Durán-Rodríguez, O. Y., Valencia-Espinosa, J. A., Torres-Olvera, M. J., Pineda-López, R. F., Jones, R. W., & Ramírez-Herrejón, J. P. (2022). Spatial and temporal organization of aquatic insect assemblages in two subtropical river drainages: *HIDROBIOLÓGICA*, 32(2), Article 2.
<https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2022v32n2/Duran>
- Dussart, B. H., & Defaye, D. (2001). *Introduction to the Copepoda. Guide to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world, No. 16.* (Segunda Edición). Backhuys Publishers.
- Dycus, D. L., & Meinert, D. L. (1994). Volume I(p. 195). Tennessee Valley Authority.
- Etnier, D. A., & Starnes, W. C. (2001). *The Fishes of Tennessee* (Segunda edición). The University of Tennessee Press.
- Fadel, A., Lemaire, B. J., Atoui, A., Vinçon-Leite, B., Amacha, N., Slim, K., & Tassin, B. (2014). First assessment of the ecological status of K araoun reservoir, L ebanon. *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use*, 19(2), 142–157. <https://doi.org/10.1111/lre.12058>
- Fluet-Chouinard, E., Messenger, M. L., Lehner, B., & Finlayson, C. M. (2017). Freshwater Lakes and Reservoirs. En C. M. Finlayson, G. R. Milton, R. C.

- Prentice, & N. C. Davidson (Eds.), *The Wetland Book* (pp. 1–18). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-6173-5_201-2
- Fortin, S. (2020). *The Code in the Water: An Investigation into Harmful and Non-harmful Algal Blooms. VA SEA 2020 Lesson Plans. Virginia Institute of Marine Science, William & Mary*. <https://doi.org/10.25773/9bsh-2f59>
- García-Chicote, J., Armengol, X., & Rojo, C. (2018). Zooplankton abundance: A neglected key element in the evaluation of reservoir water quality. *Limnologica*, 69, 46–54. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.11.004>
- García-Chicote, J., Armengol, X., & Rojo, C. (2019). Zooplankton species as indicators of trophic state in reservoirs from Mediterranean river basins. *Inland Waters*, 9(1), 113–123. <https://doi.org/10.1080/20442041.2018.1519352>
- Gazonato Neto, A. J., Silva, L. C. D., Saggio, A. A., & Rocha, O. (2014). Zooplankton communities as eutrophication bioindicators in tropical reservoirs. *Biota Neotropica*, 14(4). <https://doi.org/10.1590/1676-06032014001814>
- Gomez-Maldonado, S., Calleros, A., Salazar-Rueda, I., & Camacho-Cervantes, M. (2023). The invasive twospot livebearer's biology, and its current and potential global distribution. *Journal of Fish Biology*, 103. <https://doi.org/10.1111/jfb.15483>
- González, E. J., & Roldán, G. (2019). Biological Monitoring of Water Quality in the Americas. En *Water Quality in the Americas, Risks and Opportunities* (Primera Edición, pp. 37–50). Inter-American Network of Academies of Sciences IANAS. Ciudad de México, México.
- González, E. J., & Roldán, G. (2020). Eutrophication and Phytoplankton: Some generalities from Lakes and Reservoir of the Americas. En M. Vítová (Ed.), *Microalgae: From Physiology to Application* (Primera Edición, pp. 27–45). IntechOpen. Londrés, Reino Unido.
- Grantham, T. E., Matthews, J. H., & Bledsoe, B. P. (2019). Shifting currents: Managing freshwater systems for ecological resilience in a changing

- climate. *Water Security*, 8(100049).
<https://doi.org/10.1016/j.wasec.2019.100049>
- Griffith, J. (1998). Connecting Ecological Monitoring and Ecological Indicators: A Review of The Literature. *Journal of Environmental Systems*, 26, 1–1.
<https://doi.org/10.2190/VGH1-186E-JTD6-KK2N>
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). PAST - Palaeontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontologia Electronica*, 4(1), 9.
- Harig, A. L., & Bain, M. B. (1998). Defining and Restoring Biological Integrity in Wilderness Lakes. *Ecological Applications*, 8(1), 71.
<https://doi.org/10.2307/2641312>
- Harper, D. (1992). What is eutrophication? En D. Harper, *Eutrophication of Freshwaters* (pp. 1–28). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-011-3082-0_1
- Harris, J. H. (1995). The use of fish in ecological assessments. *Australian Journal of Ecology*, 20(1), 65–80. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1995.tb00523.x>
- Hirsch, P. E., Schillinger, S., Weigt, H., & Burkhardt-Holm, P. (2014). A Hydro-Economic Model for Water Level Fluctuations: Combining Limnology with Economics for Sustainable Development of Hydropower. *PLoS ONE*, 9(12), e114889. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0114889>
- INEGI. (2018). *Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Uso de suelo y vegetación*. Geografía y Medio Ambiente.
<https://www.inegi.org.mx/temas/usosuelo/>
- INEGI. (2023). *Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Agua. Cuerpos de agua en Querétaro*.
<https://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/queret/territorio/agua.aspx?tema=me&e=22>

- Istvánovics, V. (2010). Eutrophication of Lakes and Reservoirs. En G. E. Likens (Ed.), *Lake ecosystem ecology: A global perspective: A derivative of Encyclopedia of inland waters* (pp. 47–55). Elsevier/Academic Press.
- Jensen, M. E., Christensen Jr., N. L., & Bourgeron, P. S. (2001). An Overview of Ecological Assessment Principles and Applications. En *A Guidebook for Integrated Ecological Assessments* (Primera edición, pp. 13–28). Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-8620-7>
- Jørgensen, S. E., Löffler, H., Rast, W., & Straškraba, M. (Eds.). (2005a). Chapter 1—Lakes and Reservoirs as Water Resources. En *Developments in Water Science* (Primera edición, Vol. 54, pp. 1–41). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0167-5648\(05\)80022-X](https://doi.org/10.1016/S0167-5648(05)80022-X)
- Jørgensen, S. E., Löffler, H., Rast, W., & Straškraba, M. (Eds.). (2005b). Chapter 6—Management of Reservoirs. En *Developments in Water Science* (Primera edición, Vol. 54, pp. 315–372). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0167-5648\(05\)80027-9](https://doi.org/10.1016/S0167-5648(05)80027-9)
- Jost, L. (2006). *Entropy and diversity*. *Oikos*, 113(2), 363–375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Jost, L. (2007). PARTITIONING DIVERSITY INTO INDEPENDENT ALPHA AND BETA COMPONENTS. *Ecology*, 88(10), 2427–2439. <https://doi.org/10.1890/06-1736.1>
- Karmakar, S., & Mavukkandy, M. (2013). Lakes and reservoir: Pollution. En *Encyclopedia of Environmental Management* (pp. 1576–1587). Taylor and Francis, Nueva York, EUA. <https://doi.org/10.1081/E-EEM-120047215>
- Klochenko, P., Shevchenko, T., Barinova, S., & Tarashchuk, O. (2014). Assessment of the ecological state of the Kiev Reservoir by the bioindication method. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 43(3), 228–236. <https://doi.org/10.2478/s13545-014-0137-8>
- Kondratieff, B. C. (2008). Dragonflies and Damselflies (Odonata). En J. L. Capinera (Ed.), *Encyclopedia of Entomology* (Segunda Edición, pp. 1242–1246). Springer Science & Business Media.

- Kuklina, I., Kouba, A., & Kozák, P. (2013). Real-time monitoring of water quality using fish and crayfish as bio-indicators: A review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(6), 5043–5053. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2924-2>
- La Sombra de Arteaga. (2016). Resumen del Programa de Manejo del Área Natural Protegida con categoría de zona de reserva ecológica, denominada “El Batán”, Corregidora, Querétaro. *La Sombra de Arteaga, Periódico oficial del Gobierno del Estado de Querétaro*, 7101–7125.
- Lamparelli, M. C. (2004). *Graus de trofia em corpos d’água do estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento*. [Doctorado en Ecología: Ecosistemas Terrestres y Acuáticos, Universidad de São Paulo]. <https://doi.org/10.11606/T.41.2004.tde-20032006-075813>
- Lencioni, V., Marziali, L., & Rossaro, B. (2012). Chironomids as bioindicators of environmental quality in mountain springs. *Freshwater Science*, 31(2), 525–541. <https://doi.org/10.1899/11-038.1>
- Lenhardt, M., Markovic, G., & Gacic, Z. (2009). Decline in the Index of Biotic Integrity of the Fish Assemblage as a Response to Reservoir Aging. *Water Resources Management*, 23(9), 1713–1723. <https://doi.org/10.1007/s11269-008-9348-3>
- Lévêque, C. (2001). Lake and Pond Ecosystems. En S. A. Levin (Ed.), *Encyclopedia of Biodiversity* (Volumen 3, Vol. 3, pp. 458–466). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00082-4>
- Li, D., & Liu, S. (2019). Chapter 8—Water Quality Detection for Lakes. En D. Li & S. Liu (Eds.), *Water Quality Monitoring and Management* (pp. 221–231). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811330-1.00008-9>
- Lino-González, J. F., Contreras-Rivero, G., Navarrete-Salgado, N. A., García-Herrera, V., Reyes-Trigos, V. Y., Guevara-Morales, S. T., Pérez-Hernández, A., Lino-González, J. F., Contreras-Rivero, G., Navarrete-Salgado, N. A., García-Herrera, V., Reyes-Trigos, V. Y., Guevara-Morales, S. T., & Pérez-Hernández, A. (2007). ANÁLISIS ECOLÓGICO DE LOS

CORÍXIDOS (Hemiptera, Corixidae) EN EL EMBALSE SAN MIGUEL ARCO, SOYANIQUEL PAN, ESTADO DE MÉXICO. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 13(1), 53–57.

http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S2007-40182007000100053&lng=es&nrm=iso&tlng=es

López-Blanco, J., & Zambrano-González, L. (2001). Propiedades limnéticas de sistemas dulceacuícolas pequeños en Acambay, México: Correlación de datos de campo con imágenes de video en color. *Investigaciones Geográficas*. <https://doi.org/10.14350/rig.59136>

López-López, E., & Sedeño-Díaz, J. E. (2015). Biological Indicators of Water Quality: The Role of Fish and Macroinvertebrates as Indicators of Water Quality. En R. H. Armon & O. Hänninen (Eds.), *Environmental Indicators* (pp. 643–661). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9499-2_37

Lorenz, C. M. (2003). Chapter 4 Bioindicators for ecosystem management, with special reference to freshwater systems. En *Trace Metals and other Contaminants in the Environment* (Vol. 6, pp. 123–152). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0927-5215\(03\)80134-0](https://doi.org/10.1016/S0927-5215(03)80134-0)

Lyons, J., Gutierrez-Hernandez, A., Diaz-Pardo, E., Soto-Galera, E., Medina-Nava, M., & Pineda-Lopez, R. (2000). *Development of a preliminary index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central Mexico*. 418(1), 57–72.

Mangas-Ramírez, E., & Elías-Gutiérrez, M. (2004). Effect of mechanical removal of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) on the water quality and biological communities in a Mexican reservoir. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 7(1), 161–168. <https://doi.org/10.1080/14634980490281597>

Martins, I., Sanches, B., Kaufmann, P. R., Hughes, R. M., Santos, G. B., Molozzi, J., & Callisto, M. (2015). Ecological assessment of a southeastern Brazil reservoir. *Biota Neotropica*, 15(1). <https://doi.org/10.1590/1676-06032015006114>

- Mathuriau, C., Silva, N. M., Lyons, J., & Rivera, L. M. M. (2012). Fish and Macroinvertebrates as Freshwater Ecosystem Bioindicators in Mexico: Current State and Perspectives. En Ú. Oswald Spring (Ed.), *Water Resources in Mexico* (Vol. 7, pp. 251–261). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-05432-7_19
- Mendoza-Penagos, C. C., Calvão, L. B., & Juen, L. (2021). A new biomonitoring method using taxonomic families as substitutes for the suborders of the Odonata (Insecta) in Amazonian streams. *Ecological Indicators*, 124, 107388. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107388>
- Mercado-Silva, N., Lyons, J., & Contreras-Balderas, S. (2006). MEXICAN FISH-BASED INDICES OF BIOTIC INTEGRITY, THEIR USE IN THE CONSERVATION OF FRESHWATER RESOURCES. *Studies of North American Desert Fishes in Honor of EP (Phil) Pister, Conservationist. Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey, México*, 138–150.
- Merrit, R. W., Cummins, K. W., & Berg, M. B. (2008). *An introduction to aquatic insects of North America* (4a ed.). Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque.
- Milardi, M., Gavioli, A., Soininen, J., & Castaldelli, G. (2019). Exotic species invasions undermine regional functional diversity of freshwater fish. *Scientific Reports*, 9(1), 17921. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-54210-1>
- Miller, R. R., Minckley, W. L., Norris, S. M., & Gach, M. H. (with Mexico). (2009). *Peces dulceacuícolas de México* (J. J. Schmitter-Soto, Trad.; Primera edición). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Molozzi, J., Feio, M. J., Salas, F., Marques, J. C., & Callisto, M. (2012). Development and test of a statistical model for the ecological assessment of tropical reservoirs based on benthic macroinvertebrates. *Ecological Indicators*, 23, 155–165. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.023>
- Montes de Oca, L. (2021, diciembre 4). Mal combate del lirio acuático en la presa de El Batán: JPR. *Noticias de Querétaro*.

<https://noticiasdequeretaro.com.mx/2021/12/04/mal-combate-del-lirio-acuatico-en-la-presa-de-el-batan-jpr/>

- Moyle, P. B., & Leidy, R. A. (1992). Loss of Biodiversity in Aquatic Ecosystems: Evidence from Fish Faunas. En P. L. Fiedler & S. K. Jain (Eds.), *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation Preservation and Management* (pp. 127–169). Springer US.
https://doi.org/10.1007/978-1-4684-6426-9_6
- Mrosovsky, N. (1990). *Rheostasis: The physiology of change*. Oxford University Press.
- Muñoz-Colmenares, M. E., Soria, J. M., & Vicente, E. (2021). Can zooplankton species be used as indicators of trophic status and ecological potential of reservoirs? *Aquatic Ecology*, 55(4), 1143–1156.
<https://doi.org/10.1007/s10452-021-09897-8>
- Muñoz-Nájera, M. A., Tapia-Silva, F. O., Barrera-Escorcía, G., & Ramírez-Romero, P. (2020). Statistical and geostatistical spatial and temporal variability of physico-chemical parameters, nutrients, and contaminants in the Tenango Dam, Puebla, Mexico. *Journal of Geochemical Exploration*, 209, 106435.
<https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2019.106435>
- Muoneke, M. I., Henry, C. C., & Maughan, O. E. (1992). Population structure and food habits of white crappie *Pomoxis annularis* Rafinesque in a turbid Oklahoma reservoir. *Journal of Fish Biology*, 41(4), 647–654.
<https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1992.tb02691.x>
- Mustapha, M. K. (2008). Assessment of the Water Quality of Oyun Reservoir, Offa, Nigeria, Using Selected Physico-Chemical Parameters. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 8(2), Article 2.
<https://dergipark.org.tr/en/pub/trjfas-ayrildi/issue/13281/160507>
- Nabout, J. C., De Nogueira, I. S., De Oliveira, L. G., & Morais, R. R. (2007). Phytoplankton diversity (alpha, beta, and gamma) from the Araguaia River tropical floodplain lakes (central Brazil). *Hydrobiologia*, 575(1), 455–461.
<https://doi.org/10.1007/s10750-006-0393-8>

- Nilsson, C. (2010). Reservoirs. En G. E. Likens (Ed.), *Lake ecosystem ecology: A global perspective: A derivative of Encyclopedia of inland waters* (Primera edición, pp. 211–219). Elsevier/Academic Press.
- Nogueira, M. G., Reis Oliveira, P. C., & Tenorio de Britto, Y. (2008). Zooplankton assemblages (Copepoda and Cladocera) in a cascade of reservoirs of a large tropical river (SE Brazil). *Limnética*, 151–170.
- Ochieng, B., Mbao, E. O., Zhang, Z., Shi, L., & Liu, Q. (2022). Phytoplankton community structure of Tang-Pu Reservoir: Status and ecological assessment in relation to physicochemical variability. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(5), 382. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-09958-x>
- Oliva Martínez, M. G., Rodríguez Rocha, A., Lugo Vázquez, A., & Sánchez Rodríguez, M. del R. (2008). Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica*, 18, 1–13. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0188-88972008000400004&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Page, L. M., & Burr, B. M. (1991). *Peterson Field Guide to Freshwater Fishes of North America, North of Mexico* (Primera edición). Houghton Mifflin Harcourt.
- Paller, M. H. (2018). Estimating Fish Species Richness across Multiple Watersheds. *Diversity*, 10(2), Article 2. <https://doi.org/10.3390/d10020042>
- Palmer, C. M. (1969). A COMPOSITE RATING OF ALGAE TOLERATING ORGANIC POLLUTION ². *Journal of Phycology*, 5(1), 78–82. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.1969.tb02581.x>
- Park, Y.-S., & Hwang, S.-J. (2016). Ecological Monitoring, Assessment, and Management in Freshwater Systems. *Water*, 8(8), Article 8. <https://doi.org/10.3390/w8080324>
- Parmar, T. K., Rawtani, D., & Agrawal, Y. K. (2016). Bioindicators: The natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science*, 9(2), 110–118. <https://doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753>

- Passy, S. I., Bode, R. W., Carlson, D. M., & Novak, M. A. (2004). Comparative Environmental Assessment in the Studies of Benthic Diatom, Macroinvertebrate, and Fish Communities. *International Review of Hydrobiology*, 89(2), 121–138. <https://doi.org/10.1002/iroh.200310721>
- Pedroso Curtarelli, V., Freire Silva, E. F., de Lucia Lobo, F., Faria Barbosa, C. C., & Novo, E. M. L. de M. (2019). *Water transparency in a brazilian reservoir*. 19, 3287–3290. <https://proceedings.science/sbsr-2019/trabalhos/water-transparency-in-a-brazilian-reservoir?lang=en>
- Perbiche-Neves, G., Jr, M., Ghidini, A., & Brito, L. (2007). Spatial and temporal distribution of Copepoda (Cyclopoida and Calanoida) of an eutrophic reservoir in the basin of upper Iguaçú River, Paraná, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19.
- Pérez-Munguía, R. M., & Pineda-López, R. (2005). Diseño de un índice de integridad biótica para ríos y arroyos del Centro de México usando las asociaciones de macroinvertebrados. *Entomología Mexicana*, 4, 241–245.
- Pettesse, M. L., Petreire, M., & Spigolon, R. J. (2007). Adaptation of the Reservoir Fish Assemblage Index (RFAl) for assessing the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). *River Research and Applications*, 23(6), 595–612. <https://doi.org/10.1002/rra.1001>
- Pimm, S. L. (1982). Food webs. En S. L. Pimm, *Food Webs* (pp. 1–11). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-009-5925-5_1
- Pineda-López, R., Pérez-Munguía, R. M., Mathuriau, C., Villalobos-Hiriart, J. L., Bernal, T., & Barba-Macías, E. (2014). *Protocolo de muestreo de macroinvertebrados en aguas continentales para la aplicación de la Norma de Caudal Ecológico (NMX-AA-159-SCFI-2012)* (p. 29 pp.). Programa Nacional de Reservas de Agua, México.
- Piñón Flores, M. A. (2017). *Análisis espacial y temporal de la integridad biótica en el Lago de Pátzcuaro con base en los atributos de las comunidades de peces y macroinvertebrados acuáticos*. [Tesis de Maestría]. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán, México.

- Poulton, B. C., Graham, J. L., Rasmussen, T. J., & Stone, M. L. (2015). Responses of Macroinvertebrate Community Metrics to a Wastewater Discharge in the Upper Blue River of Kansas and Missouri, USA. *Journal of Water Resource and Protection*, 7(15), Article 15. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2015.715098>
- Prchalová, M., Kubečka, J., Čech, M., Frouzová, J., Drašík, V., Hohausová, E., Jůza, T., Kratochvíl, M., Matěna, J., Peterka, J., Říha, M., Tušer, M., & Vašek, M. (2009). The effect of depth, distance from dam and habitat on spatial distribution of fish in an artificial reservoir. *Ecology of Freshwater Fish*, 18(2), 247–260. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2008.00342.x>
- Quevedo-Castro, A., Rangel-Peraza, J. G., Bandala, E., Amabilis-Sosa, L., Rodríguez-Mata, A., & Bustos-Terrones, Y. (2018). Developing a water quality index in a tropical reservoir using a measure of multiparameters. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 8(4), 752–766. <https://doi.org/10.2166/washdev.2018.049>
- Quiroz-Castelán, H., Mora-Zúñiga, L. M., Molina-Astudillo, I., & 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), Article 1. <https://doi.org/10.15174/au.2004.238>
- Ramírez-Herrejón, J. P., Castañeda-Sam, L. S., Moncayo-Estrada, R., Patiño, J., & Balart, E. F. (2013). Ecología trófica del pez exótico Guatapote del Lerma *Poeciliopsis infans* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) en el Lago de Pátzcuaro, Región Central de México. *Revista de Biología Tropical*, 61(3), Article 3. <https://doi.org/10.15517/rbt.v61i3.11957>
- Rangel-Peraza, J. G., De Anda, J., & González-Farías, F. A. (2009). Water quality assessment of Aguamilpa Reservoir, Nayarit, Mexico. En *Water Resources Management V* (Quinta Edición, pp. 169–183). WIT Press.
- Rawal, D., Prajapat, G., & Verma, H. (2019). Status of Chironomids (Diptera) as Potential Bioindicators. *International Journal of Advanced Scientific Research and Management*, 4(1). <https://doi.org/10.36282/IJASRM/4.1.2019.1135>

- RENAR. (2021). *Control de lirio acuático en Presa El Batán, Reporte de visita y análisis previo*. RENAR construcciones, S.A de C.V.
- Rodríguez-Varela, A. del C., Cruz-Gómez, A., Fonseca-Romero, M. A., & Grimaldo-Bahena, A. L. (2015). Ecología del zoobentos en la presa Xhimojay, Estado de México, México. Sección 4: Biodiversidad acuática. En *Tendencias de Investigación en Limnología Tropical: Perspectivas Universitarias en Latinoamérica* (Primera edición).
<https://doi.org/10.22201/icmyl.9786070272189e.2015>
- Rojas, P., Vila, I., Habit, E., & Castro, S. A. (2019). Homogenization of the freshwater fish fauna of the biogeographic regions of Chile. *Global Ecology and Conservation*, 19, e00658. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00658>
- Rosas, I., Mazari, M., Saavedra, J., & Báez, A. P. (1985). Benthic organisms as indicators of water quality in Lake Patzcuaro, Mexico. *Water, Air, and Soil Pollution*, 25(4), 401–414. <https://doi.org/10.1007/BF00283792>
- Ruppert, E. E., & Barnes, R. D. (1996). *Zoología de los invertebrados* (6a ed. 5a edición en español traducido de la 6a edición en inglés). McGraw-Hill Interamericana.
- Sabapathy Allen, U. (2019). *Lepomis cyanellus* (green sunfish). *CABI Compendium*, CABI Compendium, 77079.
<https://doi.org/10.1079/cabicompendium.77079>
- Santos-Wisniewski, M. J., & Rocha, O. (2007). Spatial distribution and secondary production of Copepoda in a tropical reservoir: Barra Bonita, SP, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67, 223–233. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842007000200007>
- Schleiss, A. J., Franca, M. J., Juez, C., & De Cesare, G. (2016). Reservoir sedimentation. *Journal of Hydraulic Research*, 54(6), 595–614.
<https://doi.org/10.1080/00221686.2016.1225320>
- SDWF. (2016, diciembre 7). *TDS and pH*. Safe Drinking Water Foundation.
<https://www.safewater.org/fact-sheets-1/2017/1/23/tds-and-ph>

- Serhan Tarkan, A. (2016). *Pomoxis annularis* (white crappie). *CABI Compendium*, *CABI Compendium*, 68535. <https://doi.org/10.1079/cabicompendium.68535>
- Serhan Tarkan, A. (2015). *Oreochromis aureus* (blue tilapia). *CABI Compendium*, *CABI Compendium*, 72068. <https://doi.org/10.1079/cabicompendium.72068>
- Sierpe, C., & Sunico, A. (2019). Familia Chironomidae (Orden Díptera) utilizada como bioindicador para la determinación de calidad ambiental de la cuenca del Río Gallegos (Santa Cruz, Argentina). *Informes Científicos Técnicos - UNPA*, 11(2), Article 2. <https://doi.org/10.22305/ict-unpa.v11i2.789>
- Smith, V. H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10(2), 126–139. <https://doi.org/10.1065/espr2002.12.142>
- Smith, V. H., Joye, S. B., & Howarth, R. W. (2006). Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 51(1part2), 351–355. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0351
- Sokal, R. R., & Rohlf, F. J. (2012). *Biometry. The principles and practices of statistics in biological research* (Cuarta Edición). W.H. Freeman and Company.
- Stefani, F., Schiavon, A., Tirozzi, P., Gomarasca, S., & Marziali, L. (2020). Functional response of fish communities in a multistressed freshwater world. *Science of The Total Environment*, 740, 139902. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139902>
- Steinberg, D. K., & Landry, M. R. (2017). Zooplankton and the Ocean Carbon Cycle. *Annual Review of Marine Science*, 9(1), 413–444. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010814-015924>
- Streit, B. (1995). Energy flow and community structure in freshwater ecosystems. *Experientia*, 51(5), 425–436. <https://doi.org/10.1007/BF02143196>
- Suthers, I., Bowling, L., Kobayashi, T., & Rissik, D. (2009). Chapter 4: Sampling methods for plankton. En *Plankton: A Guide to Their Ecology and Monitoring for Water Quality* (Primera Edición, pp. 73–114). CSIRO PUBLISHING. <https://doi.org/10.1071/9780643097131>

- Suthers, I., & Rissik, D. (2009). *Plankton: A Guide to Their Ecology and Monitoring for Water Quality* (Primera Edición). CSIRO PUBLISHING.
<https://doi.org/10.1071/9780643097131>
- Tallarico, L. D. F. (2016). Freshwater Gastropods as a Tool for Ecotoxicology Assessments in Latin America *. *American Malacological Bulletin*, 33(2), 330–336. <https://doi.org/10.4003/006.033.0220>
- Tang, A., Wan, J., Rong, W., Li, S., & Sun, H. (2015). Importance of pH, Dissolved Oxygen and Light to Phosphorus Release from Ditch Sediments. *Nature Environment and Pollution Technology*, 14(3), Article 3. <https://www.i-scholar.in/index.php/NEPT/article/view/81231>
- Thakur, R. K., Jindal, R., Singh, U. B., & Ahluwalia, A. S. (2013). Plankton diversity and water quality assessment of three freshwater lakes of Mandi (Himachal Pradesh, India) with special reference to planktonic indicators. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(10), 8355–8373.
<https://doi.org/10.1007/s10661-013-3178-3>
- Torres-Olvera, M., Duran-Rodríguez, O., Torres-García, U., Pineda-López, R., & Ramirez-Herrejón, J. (2018). Validation of an index of biological integrity based on aquatic macroinvertebrates assemblages in two subtropical basins of central Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 46(5), 945–960. <https://doi.org/10.3856/vol46-issue5-fulltext-8>
- Trewavas, E. (1983). *Tilapiine fishes of the genera Sarotherodon, Oreochromis, and Danakilia* (Primera edición, Vol. 1983, pp. 1–604). British Museum (Natural History). <https://doi.org/10.5962/bhl.title.123198>
- Villamagna, A. M., & Murphy, B. R. (2010). Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): A review. *Freshwater Biology*, 55(2), 282–298. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02294.x>
- Walker, P. J. (2003). WATER SUPPLIES | Chemical Analysis. En *Encyclopedia of Food Sciences and Nutrition* (pp. 6111–6117). Elsevier.
<https://doi.org/10.1016/B0-12-227055-X/01278-5>

- Wetzel, R. G. (2011). 3: Rivers and lakes- their distribution, origins, and forms. En *Limnology: Lake and river ecosystems* (Tercera Edición, pp. 15–42). Academic Press.
- Witty, L. M. (2004). *Practical Guide to Identifying Freshwater Crustacean Zooplankton* (Segunda Edición). Cooperative Freshwater Ecology Unit. Ontario, Canadá. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.21177.42084>
- Zahl, S. (1977). Jackknifing An Index of Diversity. *Ecology*, 58(4), 907–913. <https://doi.org/10.2307/1936227>
- Zar, J. H. (2010). *Biostatistical analysis* (5th ed). Prentice-Hall/Pearson.

11. ANEXOS

Zona	Orilla	Vegetación de ribera	Tipo de fondo	Hábitat	Uso de suelo
CO	Modificada por la construcción de caminos, rocas apiladas para la construcción de la cortina de la presa.	Vegetación secundaria.	Arena cerca de un aporte de agua, lodo y materia orgánica en degradación (restos de lirio acuático triturado).	Vegetación acuática enraizada emergente, islas de lirio acuático.	Parches urbanos (cortina y compuerta de la presa).
ZP	Modificada parcialmente en la orilla este por la construcción de un camino, planchas de concreto y columnas horizontales de roca y cemento.	Vegetación secundaria.	Rocas, lodo.	Vegetación acuática enraizada emergente y sumergida enraizada, parches de lirio acuático, rocas en el fondo y en las orillas.	Parches urbanos.
ZC	Modificada parcialmente por la construcción de un pequeño muelle.	Vegetación secundaria.	Rocas, arena, lodo.	Vegetación acuática enraizada emergente, pequeñas islas de lirio acuático en las orillas, troncos hundidos, pequeñas rocas en el fondo.	Parches urbanos (pequeños caminos y muelle).
BO	Modificada por la construcción de muros bajos de piedra para delimitar terrenos.	Vegetación secundaria.	Rocas, lodo y materia orgánica en degradación (principalmente restos de lirio acuático triturado).	Poca vegetación acuática enraizada emergente y sumergida enraizada, lirio acuático disperso.	Agricultura y pastoreo.
BE	Modificada por la construcción de caminos para ganado.	Vegetación secundaria.	Lodo, materia orgánica en degradación (lirio acuático triturado).	Vegetación acuática sumergida y emergente ausentes, pequeños parches de lirio acuático.	Agricultura y pastoreo.

Anexo 1. Descripción de la estructura física del hábitat en las zonas del embalse de la Presa “El Batán”.