

## Cladóceros en el reservorio eutrofizado de Valle de Bravo. Estudio anual sobre su diversidad, distribución, abundancia y nuevos registros

### Cladocera in the eutrophic reservoir of Valle de Bravo. Annual study on its diversity, distribution, abundance, and new records

Jesús Rodríguez-Estrada y Fernando Martínez-Jerónimo\*<sup>ORCID</sup>

Recibido: 23 de junio de 2023.

Aceptado: 09 de noviembre de 2023.

Publicado: abril de 2024.

#### RESUMEN

**Antecedentes.** El reservorio de Valle de Bravo forma parte del sistema Cutzamala que suministra agua potable a la Ciudad de México; por esta razón es fundamental el garantizar su conservación y la calidad de sus aguas. Debido al creciente incremento de contaminantes agroquímicos y la descarga de aguas residuales en el embalse, se ha acelerado la eutrofización de sus aguas, fenómeno que se asocia al desarrollo de florecimientos cianobacteriales nocivos (FCN,s), que pueden afectar a las comunidades acuáticas. **Objetivos.** El propósito de este estudio fue evaluar la diversidad, riqueza específica y abundancia de cladóceros en el reservorio de Valle de Bravo y determinar el impacto de este ambiente eutrófico sobre estas poblaciones. **Métodos.** Se realizaron colectas de zooplancton mediante arrastre vertical, en 6 estaciones de muestreo, mensualmente durante un ciclo anual. **Resultados.** En total se registraron 12 especies de cladóceros de las cuales ocho son nuevos registros para Valle de Bravo. La mayor densidad de cladóceros se presentó en los meses de marzo y junio, con una disminución notable de agosto a noviembre. Los sitios de muestreo S1, S2 y S4 tuvieron densidades de cladóceros mayores a 60 ind. L<sup>-1</sup>. La especie que tuvo la densidad más alta fue *Bosmina longirostris* y cinco especies se registraron durante todo el año. El índice de diversidad de Shannon mostró valores bajos (1.0 a 1.48), lo que se asocia con un sistema acuático eutrofizado. **Conclusiones.** A pesar de que el reservorio de Valle de Bravo tuvo en todo momento florecimientos dominados por cianobacterias, la riqueza de especies fue alta comparada con otros lugares en el país, lo que refleja posiblemente que los esfuerzos de colecta previos no fueron lo suficientemente intensos para reflejar la diversidad y riqueza que registramos. Finalmente, no se pueden descartar los efectos nocivos que los florecimientos cianobacteriales tienen sobre la biota acuática.

**Palabras clave:** *Daphnia*, eutrofización, florecimientos cianobacteriales nocivos, lagos subtropicales, zooplancton

Instituto Politécnico Nacional, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Laboratorio de Hidrobiología Experimental. Carpio y Plan de Ayala S/N, Col. Santo Tomás. Cd. de México, 11340. México.

**\*Corresponding author:**

Fernando Martínez-Jerónimo: e-mail: fjeroni@ipn.mx; fermarjer@outlook.com

**To quote as:**

Rodríguez-Estrada, J. & F. Martínez-Jerónimo. 2024. Cladóceros en el reservorio eutrofizado de Valle de Bravo. Estudio anual sobre su diversidad, distribución, abundancia y nuevos registros. *Hidrobiológica* 34 (1): 35-49.

DOI:10.24275/FQKP5517

#### ABSTRACT

**Background.** The Valle de Bravo reservoir is part of the Cutzamala system that supplies drinking water to Mexico City. For this reason, it is essential to guarantee its conservation and the quality of its waters. Due to the increased discharge of agrochemical pollutants and domestic wastewater discharges into the reservoir, the eutrophication of its waters has been accelerated. Eutrophication is associated with developing harmful cyanobacterial blooms (HCBs), which can affect aquatic communities. **Goals.** This study aimed to evaluate the diversity, species richness, and abundance of cladocerans in the Valle de Bravo reservoir and to determine the impact of this eutrophic environment. **Methods.** Zooplankton samples were obtained at six sampling stations through vertical throws, monthly during an annual cycle. **Results.** In total, 12 species of cladocerans were recorded, of which eight are new records for Valle de Bravo. The highest density of cladocerans occurred in March and June, with a notable decrease from August to November. Sampling sites S1, S2, and S4 had cladoceran densities higher than 60 ind. L<sup>-1</sup>. The species with the highest density was *Bosmina longirostris*, and five species were recorded throughout the year. The Shannon diversity index showed low values (1.0 a 1.48) associated with a eutrophic aquatic system. **Conclusions.** Even though the Valle de Bravo dam had blooms dominated by cyanobacteria at all times, the species richness was high compared to other freshwater ecosystems in Mexico, possibly reflecting that previous collection efforts were not intense enough to reflect the diversity and richness we recorded. Finally, the harmful effects of cyanobacterial blooms on aquatic biota cannot be ruled out.

**Keywords:** *Daphnia*, eutrophication, harmful cyanobacterial blooms, subtropical lakes, zooplankton

## INTRODUCCIÓN

La Megalópolis de la Ciudad de México tiene el reto de otorgar a sus habitantes los recursos que satisfagan sus necesidades básicas, incluyendo el suministro confiable y suficiente de agua potable (Pineda *et al.*, 2010; Alillo-Sánchez *et al.*, 2014; Escolero *et al.*, 2016). Garantizar la cantidad y calidad de agua potable es de vital importancia para la población (Jiménez *et al.*, 2010; Pineda *et al.*, 2010). El embalse de Valle de Bravo (VB) contribuye al suministro de agua a algunas demarcaciones en el Estado de México. Pese a su gran importancia, en fechas recientes se ha incrementado el aporte de nutrientes dentro del embalse (principalmente fósforo y nitrógeno), lo que ha ocasionado un proceso de eutrofización en tan solo unas pocas décadas (Olvera, 1992). La eutrofización causa el crecimiento acelerado de organismos autótrofos (algas y cianobacterias) que puede provocar florecimientos, ocasionando altas tasas de respiración que conducen a la disminución de la concentración de oxígeno y al deterioro de la calidad del agua (Khan & Mohammad, 2014).

El embalse de Valle de Bravo (VB) recibe aguas de los ríos Amanalco, Molino, Santa Mónica, González y el Carrizal, así como del río Tizates que arrastra aguas negras de asentamientos irregulares en los alrededores del embalse. De estos ríos, el Amanalco y Tizates son los que contribuyen con la mayor cantidad de descargas contaminantes dentro del reservorio (Olvera, 1998; Banderas & González-Villela, 2019). De la parte alta de la cuenca son arrastrados desechos orgánicos y nutrientes provenientes de granjas acuícolas dedicadas a la producción de trucha, mientras que el río Amanalco arrastra cantidades importantes de fosfatos y nitratos como residuos de fertilizantes usados en campos agrícolas (IMTA, 2012).

Ramírez-Zierold *et al.*, (2010) evaluaron el cambio en la concentración de nitrógeno y fósforo que es descargado en VB, determinando que las cantidades que ingresaron durante el periodo de 2000 a 2005 fueron variables; no obstante, los aportes del río Amanalco aumentaron de 26.5 y 161.8 T año<sup>-1</sup> a 66.5 y 342.2 T año<sup>-1</sup>, respectivamente para fósforo y nitrógeno, por lo que este río contribuye con 55% de P y 58% de N descargado al embalse (Olvera, 1992; Ramírez-Zierold *et al.*, 2010). Aunque en 1980 la condición trófica del embalse VB era oligotrófico, a partir de 1987 su estatus cambio a mesotrófico y en 1990 a eutrófico (Olvera, 1998). Algunas cianobacterias tienen la capacidad de producir y liberar cianotoxinas que son perjudiciales para otros organismos acuáticos y para la salud humana, por lo que los florecimientos con dominancia de dichas especies representan un riesgo ambiental significativo. En VB se reportó en 1998 un florecimiento con dominancia de *Anabaena spiroides* y la detección de anatoxina-a. En 2000-2001 se presentó el crecimiento de *Snowella* y *Microcystis* spp. (Banderas & González-Villela, 2019). Años después se registró el crecimiento de *Microcystis wesenbergii*, *Woronichinia* y *Lyngbia* (Gaytan-Herrera *et al.*, 2011; Alillo-Sánchez *et al.*, 2014; Valeriano-Riveros *et al.*, 2014; Nandini *et al.*, 2019), y más recientemente se reportó la presencia de florecimientos cianobacteriales persistentes a lo largo de un ciclo anual, con dominancia en biomasa de las especies *M. smithii*, *M. aeruginosa*, *M. viridis*, *M. flos-aquae*, *Aphanocapsa planctonica* y *Dolichospermum crassum*, y concentraciones de cianotoxinas de hasta 71 µg L<sup>-1</sup> de julio a septiembre (Martínez-Jerónimo *et al.*, 2022). Valeriano-Riveros *et al.*, (2014) determinaron que el mayor crecimiento de fitoplancton se presenta durante el periodo de estratificación (abril a octubre) que es coincidente con lo reportado por Martínez-Jerónimo *et al.*, (2022).

En 2006 Borrayo (2007) evaluó la remoción de metabolitos producidos por cianobacterias en la Planta de Potabilización “Los Berros” que es a donde se conduce el agua de las diferentes presas del sistema Cutzamala, incluyendo VB. En ese estudio detectaron la presencia de geosmina y 2-metilisoborneol que le confieren olor y sabor desagradable al agua, además de la presencia de cilindrospermopsina (hepatotoxina), y anatoxina-a (neurotoxina). Estos metabolitos son producidos por cianobacterias registradas en VB, por lo que los organismos que habitan en este reservorio pueden verse afectados.

Los cladóceros son organismos filtradores que se alimentan principalmente de microalgas, detritus, y bacterias. Esto los hace organismos ideales para controlar el crecimiento del fitoplancton. Por esta razón cuando los cladóceros son desplazados de los sistemas acuáticos, los productores primarios no tienen quien los consuma, incrementando su abundancia.

Dependiendo de su hábitat (litoral, pelágico o bentónico), los cladóceros presentan diferencias en la manera de obtener su alimento. Al respecto, Smirnov (2017) proporciona una descripción detallada de la manera en que los cladóceros se alimentan. Los cladóceros litorales como *Pleuroxus* pueden tomar su alimento raspando diferentes sustratos, ayudándose de sus toracópodos. Otros como *Chydorus* pueden alimentarse exitosamente solo con detritus, mientras que *Daphnia* y *Ceriodaphnia*, que son pelágicos, toman su alimento filtrando partículas directamente en la columna de agua (Smirnov, 2017).

El estatus taxonómico para la denominación de cladóceros que seguimos en este estudio fue a nivel del Superorden Cladocera, que incluye cuatro Ordenes: Ctenopoda, Anomopoda, Haplopoda y Onychopoda (Błędzki & Ribak, 2016). Cabe mencionar que el estudio de los cladóceros en México aún es escaso, ya que solo se ha muestreado exhaustivamente alrededor del 1 % de las cuencas hidrográficas del país (Elías-Gutiérrez *et al.*, 2008), por lo que se estima que la riqueza de especies de cladóceros podría ser más del doble de las que hay actualmente registrada (Forró *et al.*, 2008).

Aunque se han realizado diferentes estudios sobre cladóceros en cuerpos de agua del Estado de México, aún es reducido el número de especies reportado. En 1986 Chávez (cit. En Elías-Gutiérrez, 1995) hizo un estudio del plancton en el embalse de Valle de Bravo y encontró cinco especies de cladóceros. Posteriormente Elías-Gutiérrez (1995) realizó colectas de 1980 a 1990 en 13 embalses del Estado de México, identificando un total de 28 especies de cladóceros; el número de especies por embalse varió de 5 a 15, reportando el mayor número para el embalse “La Herradura” cuando la colecta se hizo en la zona limnética y litoral (Elías-Gutiérrez, 1995). Elías-Gutiérrez (1995) reportó información de cladóceros colectados en otros reservorios de agua del país (Lago de Pátzcuaro, presa Abelardo Rodríguez, Lago de Catemaco, etc.), indicando que el número de especies por cuerpo de agua fue de 2 a 12; no obstante, menciona que la riqueza específica por cuerpo de agua nunca había sido mayor a 10 especies hasta esa fecha. Por otra parte, en otros estudios del zooplancton en Valle de Bravo, Ramírez-García *et al.*, (2002) reportan seis especies de cladóceros., Figueroa-Sánchez *et al.*, (2014) identificaron cinco especies y Nandini *et al.*, (2008) siete especies de cladóceros.

En particular para VB, el cambio en su estatus trófico pudo haber producido efectos negativos en la diversidad zooplanctónica, reduciendo su diversidad y abundancia.

El monitoreo de reservorios acuáticos permite conocer además de la calidad del agua, la biota asociada y su dinámica a lo largo del tiempo propiciada por cambios en la estructura y función de las comunidades y que podrían vincularse con el deterioro del ecosistema, lo que permitiría tomar medidas preventivas o correctivas tendientes a la conservación de los ambientes acuáticos. Por lo antes expuesto, el objetivo de este estudio fue determinar mensualmente la diversidad, riqueza específica y abundancia de cladóceros durante un ciclo anual en el reservorio eutrofizado de Valle de Bravo, y relacionar estas medidas con algunos registros ambientales tanto de calidad del agua como con la presencia de metabolitos secundarios, como las cianotoxinas, para de esta manera contribuir al conocimiento de este importante grupo del zooplancton en este cuerpo de agua.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio y muestreo

El embalse de Valle de Bravo se encuentra en el Estado de México, localizado en las coordenadas 19°21'30" N, 100°11'00" O a una altitud de 1830 m s. n. m. y forma parte del Sistema Cutzamala, que contribuye al suministro de agua a 13 alcaldías de la Ciudad de México y 14 municipios del Estado de México (Banderas & González-Villela, 2019). Este reservorio tiene una capacidad total de almacenamiento

de 394.39 hm<sup>3</sup> y puede surtir hasta 6 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> de agua potable (CONAGUA, 2015; Escolero *et al.*, 2016). Es un reservorio de tipo monomítico cálido con un periodo de estratificación de febrero a octubre y uno de mezcla de noviembre a enero (Merino-Ibarra *et al.*, 2008).

### Muestreo

Durante el año 2019 se realizó la colecta de muestras de zooplancton mensualmente en seis sitios de muestreo en el embalse de Valle de Bravo, Estado de México (Fig. 1), mediante arrastre vertical con una red para zooplancton de 245 µm de luz de malla; la red fue sumergida hasta una profundidad de 11 metros y desde ahí arrastrada hasta la superficie a una velocidad aproximadamente constante a fin de poder filtrar un volumen de agua equivalente en todos los puntos de muestreo. A una profundidad de 11 m es posible encontrar cladóceros en este embalse (Nandini *et al.*, 2008; Jiménez-Contreras *et al.*, 2009) y también de esta forma son colectados los cladóceros que se encuentran en la columna de agua a menor profundidad y hasta la superficie. El volumen de agua filtrado correspondiente al arrastre vertical de 11 metros fue de 124.4 litros.

Las muestras de plancton fueron concentradas en 100 mL de agua y fijadas con formaldehído al 4% neutralizado con borato de sodio a pH= 7.2 adicionado con azúcar a fin de preservar adecuadamente a los cladóceros (Haney & Hall, 1973).

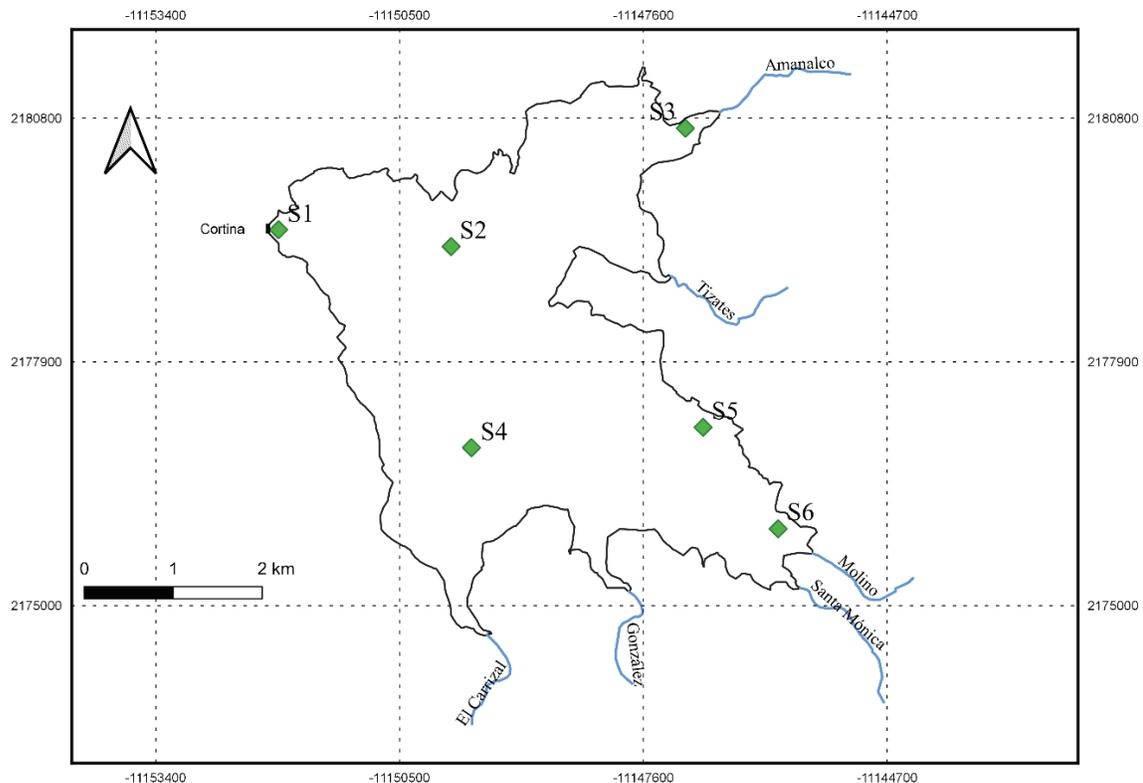


Figura 1. Mapa del reservorio de Valle de Bravo indicando la ubicación de los sitios de muestreo y los principales ríos tributarios.

En cada sitio de muestreo se midió la temperatura del agua, pH, conductividad y turbidez a 20 cm de profundidad mediante una sonda multiparamétrica HANA. De igual manera, en cada sitio de muestreo fue registrada la concentración de clorofila *a* total y clorofila *a* cianobacterial con el equipo AlgaeTorch®.

### Identificación de cladóceros

En laboratorio, las muestras fijadas fueron homogeneizadas perfectamente de manera manual para resuspender a todos los organismos. Después de esto, se separaron 2 mL de cada muestra para aislar, identificar y contar a los diferentes cladóceros, con ayuda de un estereoscopio Olympus. Se hicieron disecciones para identificar hasta nivel específico en los casos en que fue posible; las estructuras morfológicas diseccionadas fueron observadas en un microscopio Zeiss. La alícuota de 2 mL permitió hacer recuentos de más de 100 individuos para la especie más abundante. Para la identificación taxonómica se utilizó la literatura especializada disponible (Korovchinsky, 1992; Smirnov, 1996; Orlova-Bienkowskaja, 2001; Benzie, 2005; Elías-Gutiérrez *et al.*, 2008).

### Análisis de datos

La densidad de cladóceros y concentración de clorofila *a* cianobacterial por mes fueron analizadas con un ANOVA de una vía y para determinar diferencias significativas se aplicó la prueba *post hoc* de Fisher LSD, con una probabilidad  $p < 0.05$ .

Los índices de diversidad ecológica de Shannon-Wiener, riqueza de Margalef, dominancia de Simpson (1-D), y equidad de Pielou J fueron determinados usando el software Past ver. 4.02. Estos índices se analizaron mediante ANOVA de una vía y en caso de diferencias significativas se aplicó la prueba *post hoc* de Tukey. Las curvas de acumulación de especies se hicieron con los estimadores de Cho 1 y ACE con el programa Estimates ver. 9.1.0. Los estimadores no paramétricos de Chao 1 y ACE (Abundance-based Coverage Estimator) permiten estimar la riqueza de especies (S) en una comunidad, a partir de una muestra. El estimador de Chao1 se basa en especies poco frecuentes o raras en

los muestreos, que están representadas por un solo individuo (singletons) o por dos (doubletons). Por otra parte el estimador ACE se basa en el concepto de cobertura de muestreo, que es la proporción del número total de individuos en un ensamble, que pertenecen a las especies representadas en la muestra (Chao & Chiu, 2016). La categorización de las especies en dominantes, constantes, ocasionales y raras se hizo con el diagrama de Olmstead-Tukey considerando el  $\log(n+1)$  de la densidad (ind. L<sup>-1</sup>) y frecuencia (%) (Steel & Torrie, 1985). Para determinar diferencias entre los sitios de muestreo se aplicó un ANOVA de una vía y para determinar diferencias significativas entre los sitios de muestreo se aplicó la prueba *post hoc* de Scheffe. La contribución de cada especie se calculó con una prueba de SIMPER usando el programa Past ver. 4.02.

## RESULTADOS

En total se identificaron 12 especies de cladóceros pertenecientes a 4 familias, ocho de las cuales son nuevos registros para el reservorio de Valle de Bravo: *Daphnia mendotae*, *Daphnia parvula*, *Ceriodaphnia cf. cornuta*, *Diaphanosoma birgei*, *Pleuroxus denticulatus*, *Sida crystallina americana* y *Alona guttata*, así como una especie de *Daphnia* que no coincide con ninguna descripción reportada y que denominamos como *Daphnia* sp., (Dsp), como se muestra en la Tabla 1, en la que se incluyen el nombre completo de cada especie y la clave asignada. Es posible que Dsp sea un morfotipo de *D. galeata*, *D. cucullata*, o un híbrido con alguna de las otras especies del mismo género registradas en el reservorio, aunque también pudiera tratarse de una nueva especie.

### Densidad de cladóceros en el reservorio de Valle de Bravo

En general se observó a lo largo del año variación en la cantidad de cladóceros, con dos picos de mayor densidad en marzo y junio (47.7 y 67.7 ind. L<sup>-1</sup>, respectivamente), aunque solo en el mes de junio la densidad de cladóceros fue significativamente mayor (Fig. 2). A partir de agosto se registró una marcada disminución en la concentración de individuos, con un mínimo de 2.8 ind. L<sup>-1</sup> en noviembre (Fig. 2).

Tabla 1. Cladóceros identificados del reservorio de Valle de Bravo. Con asterisco se indican las especies que son nuevos registros para el embalse.

Orden	Familia	Especie	Clave	
Anomopoda	Bosminidae	<i>Bosmina longirostris</i> (O. F. Müller, 1785)	Bl	
		<i>Daphniidae</i>		
		<i>Ceriodaphnia cf. cornuta</i> Sars, 1885*	Cc	
		<i>Ceriodaphnia lacustris</i> Birge, 1893	Cl	
		<i>Daphnia</i> sp.*	Dsp	
		<i>Daphnia mendotae</i> Birge, 1918*	Dm	
		<i>Daphnia parvula</i> Fordyce, 1901*	Dp	
		<i>Simocephalus vetulus</i> (O. F. Müller, 1776)	Sv	
	Chydoridae		<i>Chydorus sphaericus</i> O. F. Müller, 1879	Cs
			<i>Pleuroxus denticulatus</i> Birge, 1879*	Pd
			<i>Alona guttata</i> Sars, 1862*	Ag
	Sididae		<i>Diaphanosoma birgei</i> Korinek, 1981*	Db
		<i>Sida crystallina americana</i> Korovchinsky, 1979*	Sc	

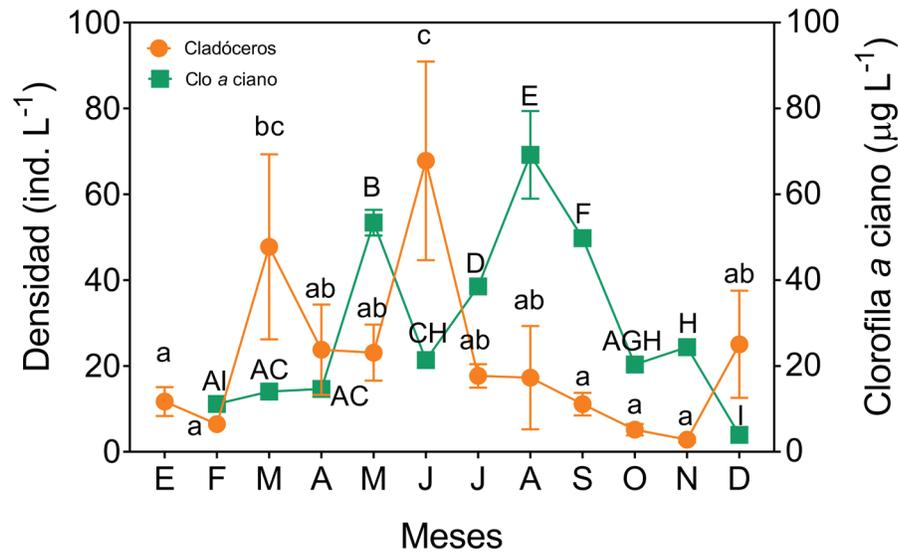


Figura 2. Valores promedio para las seis estaciones de muestreo  $\pm$  error estándar de la densidad de cladóceros y clorofila *a* cianobacterial registrados mensualmente en el reservorio de Valle de Bravo, Estado de México. Letras diferentes encima de las barras indican diferencias significativas (Prueba de Fisher LSD,  $p < 0.05$ ); minúsculas para las comparaciones *post hoc* pareadas de la densidad de cladóceros, y mayúsculas para las comparaciones múltiples de la clorofila *a* cianobacterial entre los diferentes meses de muestreo.

En la Figura 3 se muestran los valores de la densidad de cladóceros mensual por sitio de muestreo, destacando el sitio S1 por el mayor valor registrado, siguiendo los sitios S2 y S4. En S3 se registró la menor concentración de individuos. En todas las estaciones de muestreo se observó la misma tendencia, con dos picos de mayor cantidad de cladóceros en los meses de marzo y junio (Figura 3). Los resultados del ANOVA mostraron diferencias altamente significativas ( $p < 0.001$ ) y con la prueba de Scheffe se determinó que el sitio 1 fue el que presentó significativamente la mayor densidad de cladóceros y tuvo diferencias significativas con los sitios S3, S5 y S6.

En la Figura 4 se mencionan a seis de las especies de cladóceros que fueron más abundantes. En la Figura 4 se observa que *Bosmina longirostris* fue el cladóceros con la mayor densidad en el embalse de Valle de Bravo, alcanzando en S1 un valor de 104 ind. L<sup>-1</sup>, aunque en los sitios S2, S4, S5 y S6 la densidad de esta especie fue menor a 8 ind. L<sup>-1</sup>. Para *Ceriodaphnia lacustris* la mayor densidad se registró en S1 (25.7 ind. L<sup>-1</sup>) en el mes de diciembre, mientras que de S2 a S5 se registraron valores menores a 8 ind. L<sup>-1</sup>. Para *Chydorus sphaericus* la máxima densidad se registró en el sitio S1 con 32.5 ind. L<sup>-1</sup> en el mes de marzo, en tanto que en S2 y S4 los valores fueron 16.88 y 16.08 ind. L<sup>-1</sup>, respectivamente. *Daphnia* sp. tuvo los máximos valores en S1, S2 y S4 con densidades mayores a 20 ind. L<sup>-1</sup>, alcanzando su máxima densidad en junio en el sitio S1 (38.59 ind. L<sup>-1</sup>). *Daphnia mendotae* tuvo su mayor concentración en S1 con un valor de 44.61 ind. L<sup>-1</sup> en el mes de agosto y en S4 de 28.94 ind. L<sup>-1</sup> en junio. *Diaphanosoma birgei* se registró en general en densidades bajas, no mayores a 14 ind. L<sup>-1</sup>. El análisis SIMPER reveló que las especies BI, Cs, Dm, CI, Dsp y Db (ver tabla 1 para la clave asignada a cada especie) contribuyeron con más del 90% al grupo de cladóceros registrados en el embalse, siendo *B. longirostris* la especie con mayor porcentaje de contribución, con 19.71% (Tabla 2).

#### Frecuencia y abundancia de cladóceros. Diagrama de Olmstead-Tukey

En la Tabla 3 se muestran los resultados de Olmstead-Tukey reportados por mes, y considerando en total todo el ciclo anual en la Figura 5. Las especies reconocidas como "Dominantes" variaron a lo largo del año; de esta manera, hubo especies que tuvieron dominancia en unos meses y en otros fueron categorizadas como "Raras". Hubo cinco especies (BI, CI, Dsp, Dm y Db) que se registraron en todos los meses de muestreo.

En el análisis anual las especies consideradas como dominantes según el diagrama de Olmstead-Tukey fueron: BI, CI, Cs, Db, Dm y Dsp, mientras que las especies Sc, Sv y Ag se encontraron en baja frecuencia y de acuerdo con el diagrama de Olmstead-Tukey tuvieron la denominación de raras (Figura 5). Por su parte Cc, que es una especie limnética, es denominada como constante (C).

En la tabla 4 se muestran los valores registrados de parámetros fisicoquímicos y de la concentración de clorofila *a* total y clorofila *a* cianobacterial. En esta tabla se puede apreciar que en el sitio 1 en agosto se presentó la mayor concentración de clorofila *a* total y cianobacterial con valores de 175 y 168.1  $\mu\text{g L}^{-1}$  respectivamente, que son medidas indicativas de la cantidad de biomasa fitoplanctónica. De la misma manera la turbidez fue mayor en agosto. El valor de pH para S1 fue más alto en mayo con un valor de 9.5, mientras que la conductividad en julio con un valor de 300  $\mu\text{S cm}^{-1}$ .

#### Índices de diversidad

La diversidad de Shannon-Wiener osciló de 1.0 a 1.48 bits ind<sup>-1</sup> teniendo el valor más bajo en el mes de agosto. El índice de riqueza específica de Margalef aumentó en los meses de enero a mayo y alcanzó su valor significativamente más alto (1.84) en el mes de octubre; este fue el

único índice de diversidad que mostró diferencias significativas (ANOVA,  $P < 0.05$ , prueba de Tukey) (Fig. 6). El índice de Simpson 1-D mostró una tendencia semejante al índice de diversidad de Shannon-Wiener, teniendo su menor valor (0.54) en el mes de agosto. La equidad de Pielou J varió de 0.75 a 0.93 teniendo su valor más alto en el mes de noviembre (Fig. 6).

**Curvas de acumulación de especies**

Las curvas de acumulación de especies usando los estimadores de ACE y Chao1 mostraron porcentajes de 90.4 y 100% por lo que se puede aseverar que la eficiencia de muestreo fue adecuada (Fig. 7).

**DISCUSIÓN**

La diferencia en la cantidad de cladóceros en los sitios S1, S2 y S4, que tuvieron la mayor densidad, y el sitio S3, que tuvo la menor concentración, estuvo probablemente determinada por la localización y la influencia del entorno en los puntos de colecta. El sitio S3 se ubica en la zona más somera del embalse de VB (Merino-Ibarra *et al.*, 2008), y en este sitio el arrastre vertical se tuvo que hacer a una profundidad máxima de 2 a 3 m, no obstante el volumen filtrado de agua fue similar al del arrastre vertical; este sitio además coincide con el ingreso de agua del río Amanalco, que es el que vierte más contaminantes agroquímicos dentro del embalse. Por otra parte, las bajas densidades de cladóceros en el sitio 6 se

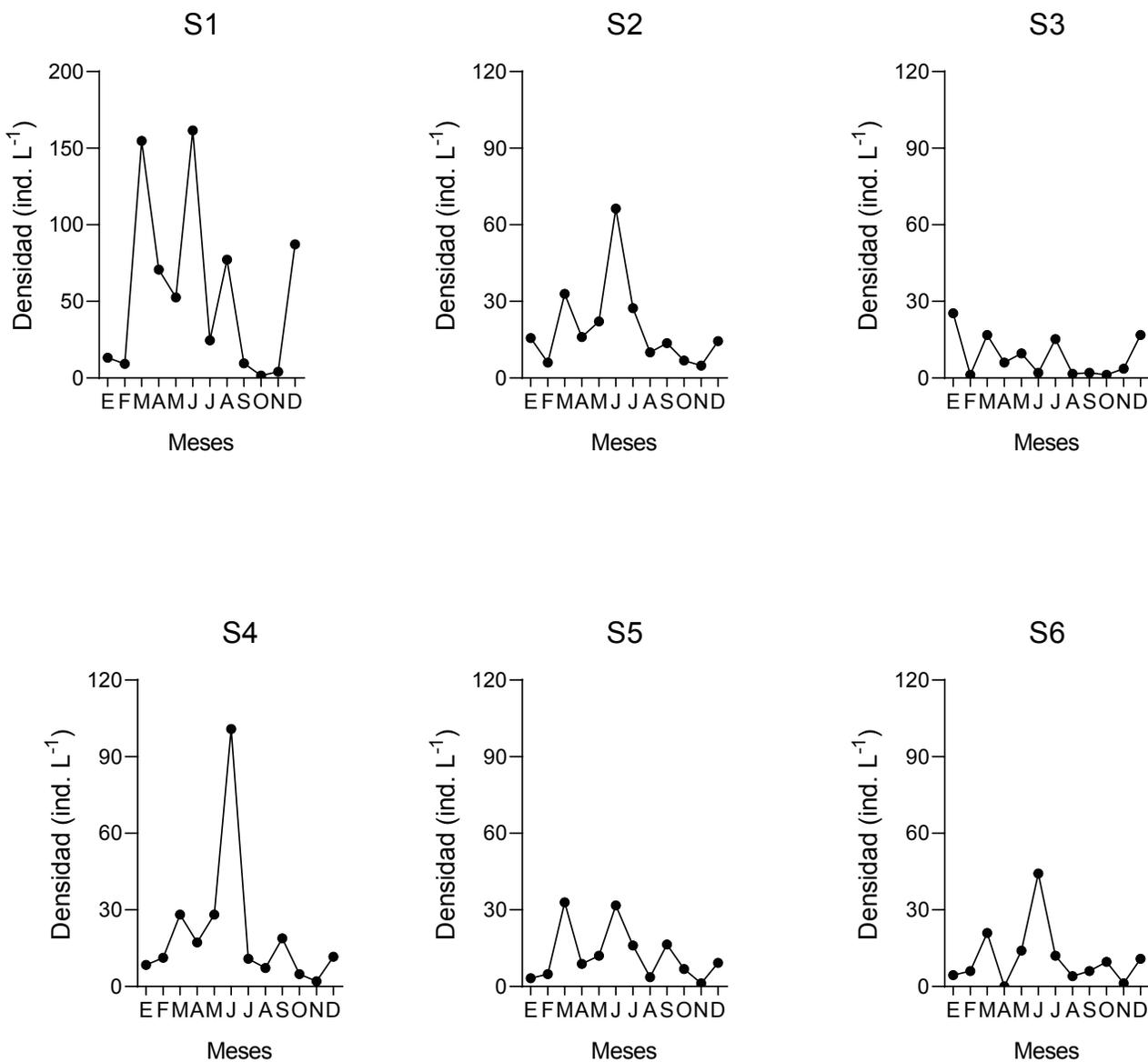


Figura 3. Densidad de cladóceros por sitio de muestreo del embalse de Valle de Bravo durante un ciclo anual.

pueden explicar por el efecto de las corrientes de los ríos Molino y Santa Mónica, que probablemente desplazan a los organismos hacia el centro del embalse y hacia la cortina de la presa (S1). También el viento influye indirectamente en la distribución de los cladóceros, ya que de acuerdo con Alillo-Sánchez *et al.*, (2014) la mayor acumulación de fitoplancton se registra en la cortina del embalse debido a que durante la noche el viento sopla en esa dirección y esto puede ocasionar que los cladóceros del embalse también sean desplazados hacia la cortina (S1) donde se acumula potencialmente la mayor concentración de alimento, aunque también la mayor cantidad de biomasa cianobacteriana.

Las densidades de cladóceros reportadas en este estudio fueron más altas a las registradas en Ramírez-García *et al.*, (2002) y también se registra una mayor riqueza que en Figueroa-Sánchez *et al.*, (2014). Sin embargo, en el estudio de Figueroa-Sánchez *et al.*, (2014) se reportan las densidades más altas de cladóceros para el embalse de Valle de Bravo con picos mayores a 800 ind. L<sup>-1</sup> de *Bosmina longirostris* y *Chydorus cf. sphaericus*, por su parte Nandini *et al.*, 2008 reportaron densidades de 60 a 150 ind L<sup>-1</sup> para *Bosmina longirostris*, y picos de 50 a 150 ind L<sup>-1</sup> para *Chydorus sphaericus*, que son también densidades más altas a las encontradas en este estudio.

De las 12 especies de cladóceros que fueron registradas en el reservorio de Valle de Bravo en este estudio, ocho son nuevos registros. Sin embargo, algunas de estas especies ya llevan establecidas en el embalse de VB de tiempo atrás, pues por lo menos *Daphnia mendotae* se registró en un muestreo realizado en 2010 por el grupo de trabajo del Laboratorio de Hidrobiología Experimental, IPN (datos no publicados), sin que hubiera sido reportada con posterioridad en otros estudios. Es importante mencionar que el cladóceros del género *Daphnia* sp. aquí reportado podría ser una especie con nuevo registro para Valle de Bravo y tal vez para el país, aunque se precisa el análisis por métodos moleculares para confirmar la identidad específica y si efectivamente es una especie que no ha sido registrada con anterioridad, o bien si se trata de un híbrido entre especies del mismo género presentes en este sitio. Los individuos de esta especie de *Daphnia* sp. presentan características morfológicas cercanas a *Daphnia cucullata*, aunque también presenta similitud con *Daphnia dubia* y *Daphnia galeata*.

Por su parte *Sida crystallina* fue registrado por primera vez en México en el año 1995 en el estado de Nuevo León, México (Rodríguez-Almáraz & Leija-Tristán 1995), y posteriormente no había sido registrada nuevamente hasta nuestro estudio. De las especies registradas en Rodríguez-Almáraz y Leija-Tristán (1995) cuatro especies (Bl, Dp, Db, y Sc) coinciden con las que identificamos en VB.

En el estudio realizado por Saunders *et al.*, (1999) en el lago Oglethorpe, Georgia, USA, que es de tipo monomítico, moderadamente eutrófico y con temperaturas en el epilimnion que oscilan de 22 a 32 °C, y que tiene similitudes con las características de VB, se reportan los cladóceros *B. longirostris*, *C. lacustris*, *Daphnia parvula*, *D. ambigua* y *Diaphanosoma brachyurum*, que son especies que coinciden con las encontradas en el embalse de VB. El ensamble de especies de VB parece ser común en diferentes sistemas acuáticos en el país y en otras partes del mundo. Esto se puede deber a que las especies mencionadas son tolerantes a diferentes condiciones de estrés, por ejemplo, en el reservorio de Valle de Bravo a la presencia de cianobacterias y muy probablemente de cianotoxinas. También se puede suponer que no compiten por el mismo recurso alimenticio, que tienen diferentes tasas de reproducción y que el efecto de los depredadores es diferencial.

Tabla 2. Resultados del análisis SIMPER indicando la contribución de cada taxón por sitio de muestreo. Las primeras seis especies contribuyen con más del 90%.

Taxón	Promedio de disimilitud	Contribución (%)	Acumulado
Bl	14.67	19.71	19.71
Cs	13.97	18.76	38.47
Dm	10.31	13.84	52.32
Cl	10.06	13.51	65.83
Dsp	9.97	13.4	79.23
Db	9.48	12.75	91.97
Dp	3.99	5.36	97.34
Cc	1.31	1.76	99.11
Sc	0.37	0.50	99.61
Sv	0.14	0.19	99.8
Pd	0.09	0.12	99.93
Ag	0.05	0.06	100

Semenchenko *et al.*, (2007) evaluaron la competencia de cinco especies de cladóceros (*D. magna*, *D. longispina*, *S. vetulus*, *S. crystallina* y *D. brachyurum*) en condiciones oligotróficas y eutrólicas, y en presencia o ausencia de un depredador (peces o larvas de *Chaoborus*); ellos encontraron que en eutrofia y con depredadores, la especie desplazada fue *S. crystallina*, mientras que en una condición oligotrófica y sin depredadores *D. brachyurum* es desplazada por *S. crystallina*. Esto indica que las dinámicas poblacionales y la persistencia de algunas especies de cladóceros dependerá no sólo de la productividad primaria sino también del efecto de la depredación diferencial. Al respecto cabe mencionar que en las muestras de zooplankton colectadas también hubo otros grupos de organismos como copépodos, ostrácodos, rotíferos y larvas de *Chaoborus* sp., que son depredadoras de cladóceros. Los copépodos fueron los organismos con la mayor abundancia en todos los muestreos, predominando sobre los cladóceros. En estudios previos en el embalse de VB señalan que los cladóceros nunca han sido dominantes debido principalmente a la depredación intensiva por parte de peces zooplantófagos (Nandini *et al.*, 2008).

Sin embargo, la diversidad, abundancia y distribución de los cladóceros en el embalse de Valle de Bravo también puede estar influenciada por las condiciones fisicoquímicas del agua y los florecimientos cianobacteriales, de tal manera que cuando la concentración de clorofila *a* total y clorofila *a* cianobacterial fueron las más altas en los meses de mayo y agosto, la densidad de cladóceros fue menor (Figura 2); en estos meses los valores de pH aumentaron a más de 9 (Tabla 4). La turbidez también fue más alta en el mes de agosto justo cuando se alcanzó la mayor cantidad de clorofila *a* total y cianobacterial.

Por otra parte, los valores de conductividad menores a 150 µS cm<sup>-1</sup> favorecieron el crecimiento de los cladóceros, ya que cuando los valores de conductividad se incrementaron en los meses de julio a septiembre, la densidad de cladóceros disminuyó (Tabla 4). El incremento en la conductividad, que está relacionado con un incremento en la dureza, salinidad y con la cantidad de sólidos disueltos totales, pudo influir en la densidad de los cladóceros en el embalse de Valle de Bravo al modificarse las condiciones adecuadas de concentración de solutos en el ambiente.

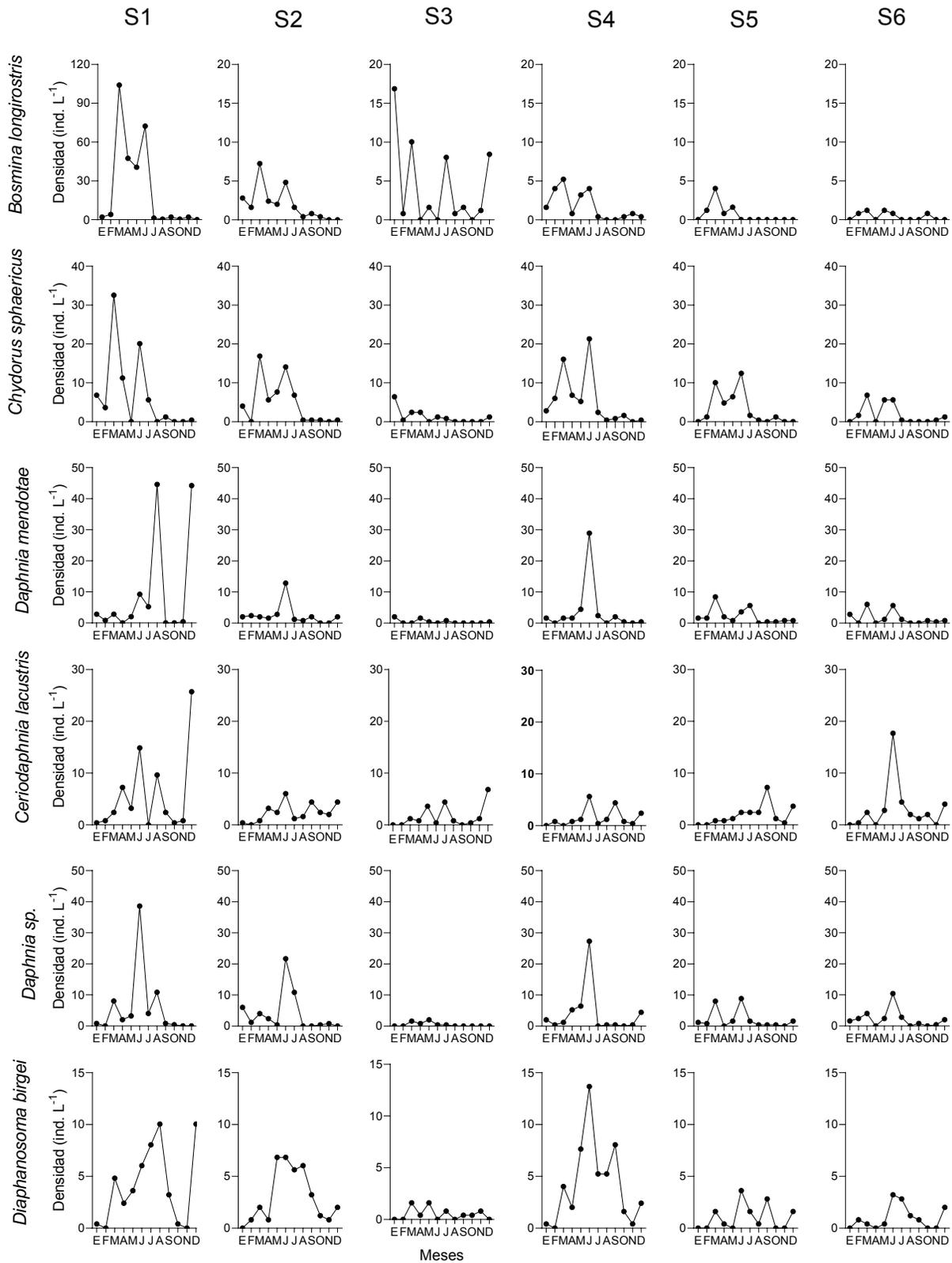


Figura 4. Densidad de las especies de cladóceros más abundantes durante un ciclo anual en el embalse de Valle de Bravo.

A pesar de que con anterioridad se han realizado muestreos de zooplancton en el reservorio de Valle de Bravo (Ramírez-García *et al.*, 2002; Nandini *et al.*, 2008; Figueroa-Sánchez *et al.*, 2014), ninguno de ellos fue con la intensidad y frecuencia del realizado por nosotros y por tanto esto ayudaría a explicar el por qué no se tenían documentadas todas las especies de cladóceros aquí reportadas. En los estudios anteriores solo se reportan como máximo 7 especies de cladóceros; Figueroa-Sánchez *et al.* (2014) reportan cinco, Ramírez-García *et al.* (2002) encontraron seis, y Nandini *et al.* (2008) siete, de las cuales *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia lacustris*, *Simocephalus vetulus* y *Chydorus sphaericus* son coincidentes con las identificadas en este estudio. Adicionalmente, esta diferencia en la riqueza específica se puede explicar por la manera en que realizamos el muestreo (arrastre vertical y no superficial), así como por la intensidad de este (en total 72 muestras).

La presencia de las especies *Pleuroxus denticulatus* y *Alona guttata* en los sitios de colecta S1 y S3 correspondió a que en estos sitios se registró crecimiento de lirio acuático, por lo que no es extraño encontrar a estas especies que son de litoral, aunque su abundancia y frecuencia fue baja. Por su parte el cladócero *Simocephalus vetulus*, también una especie de la zona de litoral que generalmente se desarrolla asociada a la rizosfera de macrófitas, se colectó en los sitios S2 y S5 en el mes de enero; al parecer esta especie puede moverse desde la zona litoral a la pelágica corroborando lo señalado por Brito *et al.* (2020) quienes mencionan que la riqueza de las especies puede ser mayor si son analizadas las especies pelágicas en conjunto con las especies de litoral, ya que algunas podrían movilizarse en ambas zonas.

El cladócero *Sida crystallina americana* fue la especie de mayor tamaño que se registró en el embalse (las hembras alcanzan un tamaño de hasta 4 mm, Korovshinski, 1992), aunque es raro colectarla en la zona pelágica (S2), pues esta especie es común que se desarrolle asociada a macrófitas (Choi *et al.*, 2016). La presencia de *S. crystallina americana* fuera de su hábitat, se puede atribuir también al efecto del viento en el embalse, pues se ha reportado que puede alcanzar una velocidad promedio de 7.4 m s<sup>-1</sup>, con rachas de hasta 16.5 m s<sup>-1</sup> (Merino-Ibarra *et al.*, 2008). El movimiento del aire ocasiona que las plantas acuáticas que crecen en el embalse (predominantemente lirio acuático) sean movilizadas y con ellas las especies de cladóceros que se encuentran asociadas a sus raíces.

Aunque la riqueza de cladóceros en este estudio fue de 12 especies, es mayor a la reportada en otros trabajos realizados en el reservorio de Valle de Bravo (Nandini *et al.*, 2008; Figueroa-Sánchez *et al.*, 2014), y cabe la posibilidad de que en estudios aún más exhaustivos, que intensifiquen el muestreo en la zona de litoral, el número de especies aumente.

Por otra parte, en un estudio realizado por Fernández *et al.*, (2020) en diferentes lagos del sur de México mencionan que la riqueza de zooplancton es mayor en los lagos eutrofizados que en oligotróficos, pues ellos registraron un total de 13 especies de cladóceros en 18 lagos, con un máximo de 6 especies para el Lago eutrófico Bosque Azul; en los otros lagos el número de especies varió de 1 a 5, riqueza que sigue siendo menor a la reportada en el presente estudio para un solo cuerpo de agua.

Tabla 3. Resultados del diagrama de Olmstead-Tukey para la dominancia de las diferentes especies de cladóceros colectadas en el embalse de Valle de bravo mensualmente y para el total durante el año 2019. Para esta categorización la nomenclatura empleada es: D, dominante. C, constante. O, ocasional y R, rara.

Especie	Meses												Total
	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	
Bl	D	R	D	O	D	D	R	R	R	R	D	D	D
Cc	-	-	-	D	R	-	-	R	R	D	D	R	C
Cl	R	R	R	R	R	R	R	D	D	D	D	D	D
Cs	D	D	D	D	D	D	D	R	R	D	-	R	D
Dsp	D	D	D	D	D	D	D	D	R	R	R	R	D
Dm	D	D	D	C	R	R	R	D	D	R	R	D	D
Dp	-	-	-	-	R	R	R	R	D	-	D	R	R
Db	R	R	R	R	R	R	D	D	D	R	D	D	D
Pd	-	-	-	D	-	-	-	-	-	-	R	-	O
Sc	-	-	-	R	-	-	-	-	-	-	-	R	R
Sv	R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	R
Ag	-	-	-	-	R	-	-	-	-	-	-	-	R

El índice de diversidad de Shannon registrado fue bajo (1.48 bits  $\text{ind}^{-1}$ ) y es correspondiente a un sistema acuático eutrofizado (Ganie *et al.*, 2015; Fernández *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2021a). Nandini *et al.*, (2008) reportan para el zooplancton en Valle de Bravo valores del índice de Shannon de 1 a 4.09, mientras que Jiménez-Contreras (2009) reporta un valor de índice de Shannon de 1.8. Por otro lado para el embalse Iturbide localizado en el Estado de México se obtuvieron valores de Shannon de alrededor de 3, indicando que valores mayores a 5 son raros (Sarma *et al.*, 2011). Ganie *et al.*, (2015) evaluaron la estructura y diversidad de cladóceros en dos lagos con diferente estatus trófico, y encontraron 22 y 15 especies, con valores de diversidad de Shannon de 2.44 y 2.21, relacionando el valor más bajo a una condición más alta de nutrientes y más contaminada.

Pese a que el reservorio de Valle de Bravo se encuentra eutrofizado y con florecimientos cianobacteriales permanentes, la riqueza de cladóceros puede ser considerada alta, ya que en otros estudios realizados en el país en cuerpos lénticos con diferentes estados tróficos, la riqueza reportada es menor (Elías-Gutiérrez, 1995). Esto podría indicar el insuficiente conocimiento que se tiene aún de los cladóceros en México y por tanto la importancia de realizar muestreos más intensificados en diferentes cuerpos de agua, que además incluyan la zona litoral y el bentos con la finalidad de determinar con mayor precisión el número de especies distribuidas en esta región.

En un sistema eutrófico la concentración de nutrientes es alta lo que favorece el crecimiento masivo del fitoplancton, pero también de bacterias y la formación de detritus, y esta condición podría beneficiar el crecimiento de especies de cladóceros de tamaño pequeño que pueden subsistir en estas condiciones; tal es el caso de *B. longirostris*, *C. sphaericus* y *C. cf. cornuta* (Umi *et al.*, 2020). No obstante, en el embalse hay especies de mayor tamaño (*Sida crystallina americana*, *D. mendotae* y *D. parvula*) que coexisten con estas especies pequeñas y que también alcanzan densidades similares a *Chydorus sphaericus*.

Por otro lado, la presencia de cianobacterias filamentosas parece favorecer a algunas especies de cladóceros que propiamente son de la zona de litoral. Tal es el caso de *Chydorus sphaericus* y *Bosmina longirostris* las cuales pueden moverse entre los filamentos sin quedar retenidas y alimentarse entre estos filamentos de las cianobacterias *Dolichospermum*, *Limnographis* y *Planktothrix* (obs. pers. en muestras no fijadas).

A pesar de que el embalse de Valle de Bravo presenta florecimientos cianobacteriales permanentes y que la liberación de metabolitos secundarios con actividad biológica podría dañar a los cladóceros (Ferrão-Filho, *et al.*, 2000; Martínez-Jerónimo *et al.*, 2022), al ser un cuerpo de agua extenso y profundo es posible que los cladóceros pueden ubicarse en microhábitats con menor afectación y así no quedar expuestos a los efectos negativos producidos por la dominante biomasa cianobacterial. No obstante, la baja densidad espacial y estacional de cladóceros registrada está relacionada con la gran cantidad de biomasa de cianobacterias en el embalse. Martínez-Jerónimo *et al.*, (2022) reportan que, de acuerdo con su biovolumen, las cianobacterias tuvieron la mayor abundancia en la comunidad fitoplanctónica en este embalse. Las cianobacterias *Microcystis smithii*, *M. aeruginosa* y *M. wesenbergii* fueron las que tuvieron altos biovolúmenes durante la mayor parte del año, de acuerdo con ese estudio. La presencia de estas cianobacterias influyó en la densidad de cladóceros en el embalse, ya que cuando hubo más cianobacterias la abundancia de cladóceros fue menor. Adicionalmente, la deteriorada calidad del agua y la liberación de cianotoxinas también pueden afectar la distribución y diversidad de cladóceros. En Martínez-Jerónimo *et al.*, (2022) en su estudio realizado durante el 2019 en Valle de Bravo, se menciona que la calidad del agua fluctuó de pobre a muy pobre durante la mayor parte del año, de acuerdo con el Índice de Comunidad Fitoplanctónica (PhyCOI, en inglés), y las concentraciones de microcistinas fueron más altas en los meses de verano, con valores de 20 a 35  $\mu\text{g L}^{-1}$ , registrando el valor más alto en el mes de agosto con 71  $\mu\text{g L}^{-1}$ . La liberación de microcistinas en el medio acuático pudo afectar negativamente la reproducción, sobrevivencia y crecimiento de cladóceros (Ferrão-Filho, *et al.*, 2000; Wang *et al.*, 2021b).

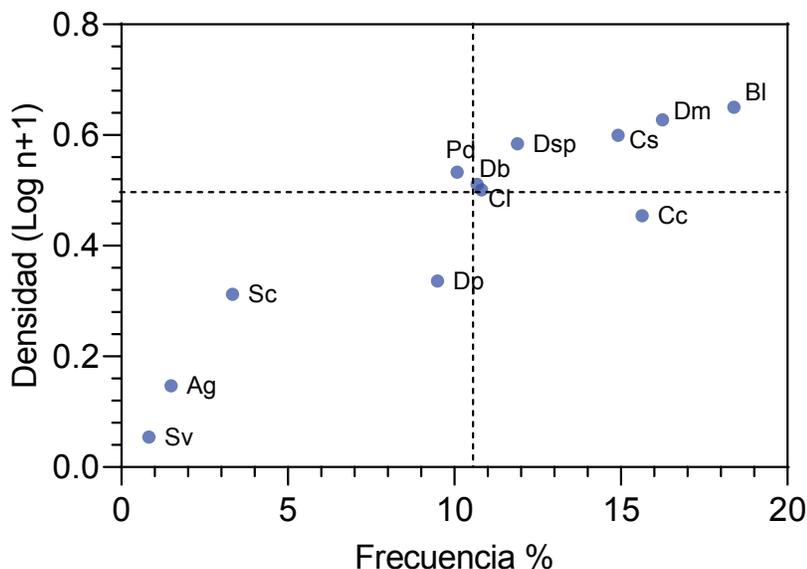


Figura 5. Diagrama de Olmstead-Tukey representando el total anual para las especies de cladóceros colectadas en el embalse de Valle de Bravo. Categorización: D, dominante. C, constante. O, ocasional y R. rara.

Tabla 4. Parámetros fisicoquímicos, concentración de clorofila a total y clorofila a cianobacterial por sitio de muestreo y por mes, registradas en el embalse de Valle de Bravo.

	Temperatura (°C)												
	Mes												
	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Pro
S1	18.8	19.1	22	21.3	22.4	23.8	24.7	24.7	22.9	22.8	21.9	21.2	21.1
S2	19.5	19.5	22.4	21.2	22.2	23.7	23.5	24.3	24	22.7	22	21.2	22.2
S3	19.6	19.4	22.9	21.2	23	23.7	23.6	24.6	24.9	22.8	21.2	21.6	22.4
S4	19.5	18.8	21.5	20.9	21.7	23.6	23.3	22.9	23.7	22.7	21.7	21	21.8
S5	19.4	19.4	21.7	21.4	22.1	23.6	23.3	23.1	23.7	22.8	22.1	21.1	22
S6	19.3	19.1	21.3	21.1	21.9	23.5	23.3	23.8	23.7	22.7	21.5	21	21.8
	pH												
S1	7.7	8.5	9.2	9.2	9.5	9.1	9.2	9.4	9.2	9	6.8	7.7	8.7
S2	8.1	8.6	9.1	8.2	9.4	9	9.2	9.3	9.3	9	6.8	7.6	8.7
S3	8	8.4	9.1	9	9.5	8.8	8.6	9.4	8.3	9.1	6.7	7.7	8.6
S4	7.7	8.4	9	9.2	9.4	9	9	9.2	9.3	8.9	6.7	7.5	8.6
S5	7.5	8.5	8.9	9.1	9.5	9	9.1	9.1	9.1	8.9	6.6	7.4	8.6
S6	7.4	7.5	6.8	8.8	9.3	8.6	7.8	8.9	8.3	8.8	6.7	6.6	8
	Conductividad ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )												
S1	123	131	140	133	138	144	300	291	270	141	136	133	173.3
S2	124	131	142	134	138	144	299	293	276	124	136	134	172.9
S3	130	135	140	134	136	148	314	289	284	144	138	137	177.4
S4	125	128	136	131	136	143	290	281	271	139	136	132	170.7
S5	125	130	138	135	137	143	290	280	269	138	136	132	171.1
S6	124	128	131	130	136	141	259	274	267	136	132	131	165.8
	Turbidez (FNU)												
S1	3.2	3.5	6.1	26.5	29.2	23.4	47	142	33.9	16.7	10.6	5.2	28.9
S2	5.9	15.4	10.1	3.7	15.5	13.2	30.7	46.3	40.7	16.4	14.3	11.5	18.6
S3	3.1	4.2	12.7	54.8	25	15.5	50.8	73.9	41.1	20.2	14.5	10.1	27.2
S4	7.2	5	6.5	10.6	20.3	13.9	16.4	43.5	41.3	13.3	8.8	10.1	16.4
S5	1.9	11.2	3.8	7	28.3	13.1	30	29.9	30.6	12.4	12.1	10.7	15.9
S6	0.7	2.9	6.4	4.4	17.3	21.1	19.2	34.4	25.3	14.7	12.5	10.8	13.5
	Clorofila a total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )												
S1	-	36.4	20	30.9	68.5	43.7	59.8	175	69.4	37.3	37.2	6.4	53.1
S2	-	30.2	22.5	23.4	62.7	30.1	68.6	67.5	76.5	27.5	33.4	11.9	41.3
S3	-	20.4	16.1	22.6	64	23	50.2	14.1	54.5	26.1	36.2	14.7	31.1
S4	-	22.8	13.1	19.6	47.1	20.3	25.8	39.9	44.9	20.9	28	8.2	26.4
S5	-	29.7	17.8	22.4	55.9	23.8	46.8	54.7	58.1	24	31.9	13.2	34.4
S6	-	27.3	22.2	24.2	64.2	26.8	43	70	72.7	39	30.5	13.5	39.4
	Clorofila a cianobacterial ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )												
S1	-	11.7	16.5	18.6	77.9	32.8	45.6	168.1	49.6	19.9	24.4	2	42.5
S2	-	10.5	14.4	13.6	62.6	18	46.1	59	55.8	19.8	30.6	3.3	30.3
S3	-	6.3	23	11.8	44.6	17.9	35.9	47	40.2	18.2	20	4.8	24.5
S4	-	10.8	8.9	14.6	41.1	18.3	23.8	37	41	17.9	24.8	4	22
S5	-	15.3	9.9	14.3	45.1	20.7	42.3	47.5	50.5	19.7	24.6	5.1	26.8
S6	-	12.4	11.4	15	49.2	20.6	37.5	56.6	61.6	26.8	22.1	4.7	28.9

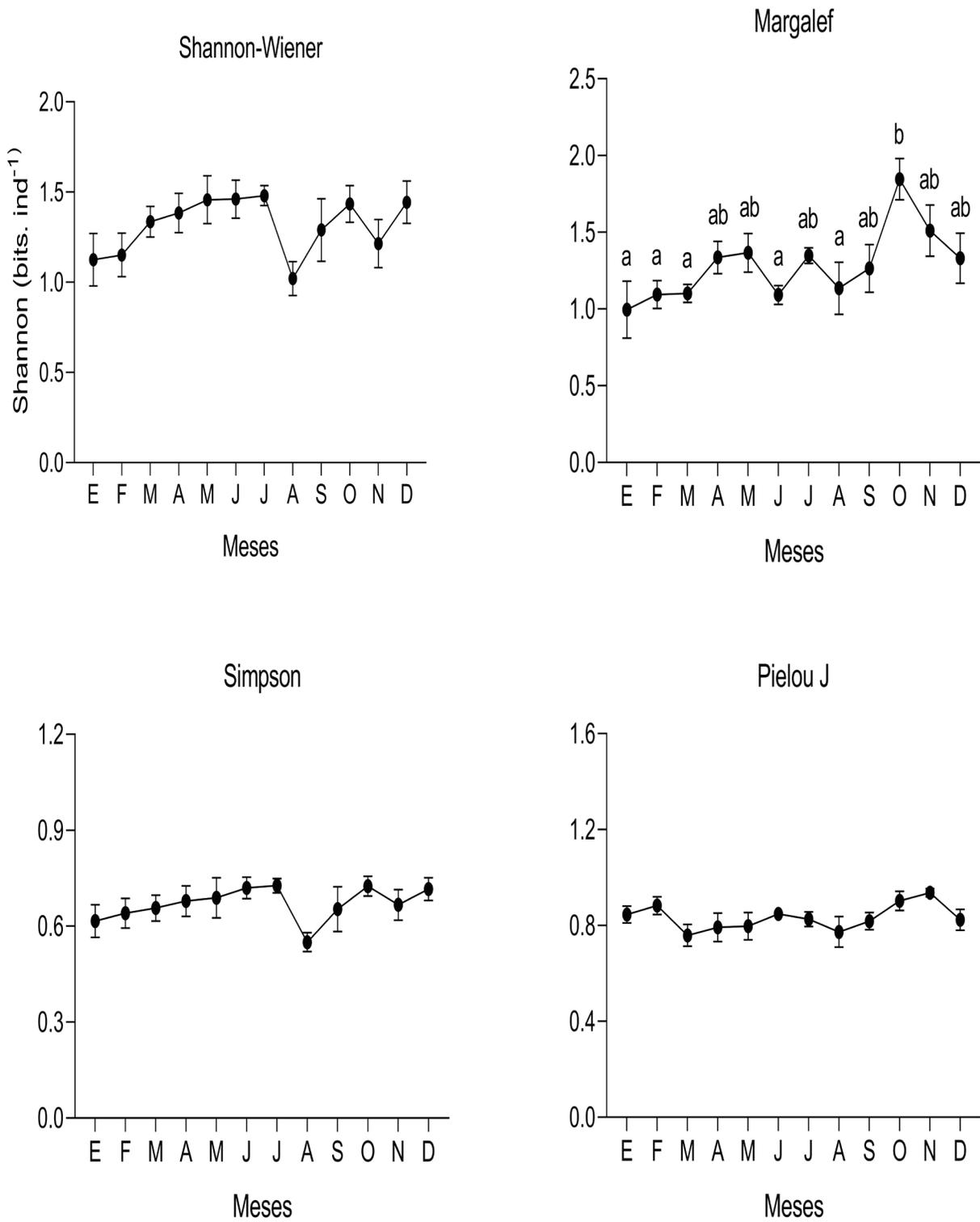


Figura 6. Resultados de los índices de diversidad Shannon H', Simpson 1-D, Margalef y equidad de Pielou J' en el reservorio de Valle de Bravo. Valores promedio  $\pm$  error estándar, letras diferentes encima de las barras indican diferencias significativas prueba de Tukey.

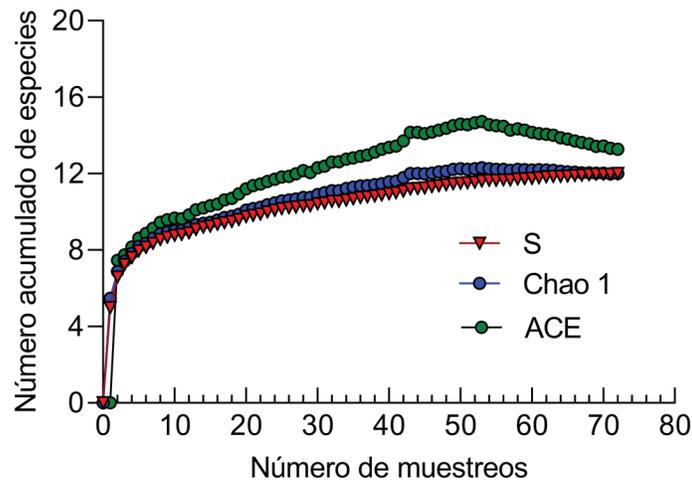


Figura 7. Curvas de acumulación de especies de cladóceros de Valle de Bravo de acuerdo con el esfuerzo (intensidad) de muestreo, usando los estimadores de riqueza específica de Chao1 y ACE. “S” es el número de especies observado en la muestra.

El embalse de Valle de Bravo es un reservorio importante en el abastecimiento de agua potable para la Ciudad de México, además de proporcionar otros servicios ecosistémicos. La diversidad y abundancia de cladóceros mostró variación a lo largo del ciclo anual. El índice de diversidad de Shannon mostró valores bajos que en este caso correspondieron a un ambiente eutrofizado pero la riqueza específica fue mayor a la reportada en otros estudios en México (ver Elías-Gutiérrez, 1995), evidenciado que el conocimiento de los cladóceros en nuestro país es aún escaso.

## AGRADECIMIENTOS

Jesús Rodríguez Estrada agradece al CONACYT por la beca otorgada para realización de estancia posdoctoral. El financiamiento para este estudio fue proporcionado por el fondo binacional CONACYT-FRQ (Clave: 279444). Gracias a la Secretaría de Marina de México y en especial a la Capitanía de Puerto en Valle de Bravo por todas las facilidades brindadas y el apoyo logístico y del personal que dispuso para realizar las actividades de campo. También agradecemos los comentarios y sugerencias de tres revisores anónimos, que fueron de gran ayuda para mejorar este manuscrito.

## REFERENCIAS

- ALILLO-SÁNCHEZ, J. L., M. L. GAYTÁN-HERRERA, V. M. MARTÍNEZ-ALMEIDA & P. RAMÍREZ-GARCÍA. 2014. Microcystin-LR equivalents and their correlation with *Anabaena* spp. in the main reservoir of a hydraulic system of Central Mexico. *Inland Waters* 4:327-336. DOI: 10.5268/IW-4.3.573
- BANDERAS, A. G. & R. GONZÁLEZ-VILLELA. 2019. Evaluation of the sustainability of the Valle de Bravo reservoir, Mexico, as a water-supply source. *In: Mambretti, S. & J. L. Mi. Garcia (Eds.). WIT Transactions on Ecology and the Environment*, vol 239. WIT press Southampton, UK, pp. 79-93. DOI: 10.2495/WS190081
- BENZIE, J. A. 2005. The genus *Daphnia* (including *Daphniopsis*) (Anomopoda: Daphniidae). *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental water of the world*, vol 21. Kenobi Productions, Ghent, Belgium, pp. 369.
- BŁĘDZKI, L. A. & J. I. RYBAK. 2016. *Freshwater crustacean zooplankton of Europe. Cladocera & Copepoda (Calanoida, Cyclopoida). Key to species identification, with notes on ecology, distribution, methods and introduction to data analyses*. Springer International Publishing Switzerland. DOI: 10.1007/978-3-319-29871-9
- BORRAYO, M. B. M. 2007. Estudio sobre la remoción de cianobacterias y sus metabolitos en la planta potabilizadora “Los Berros” Sistema Cutzamala. Tesis de maestría. Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México.
- BRITO, M. T. S., J. HEINO U. M, POZZOBOM & V. L. LANDEIRO. 2020. Ecological uniqueness and species richness of zooplankton in subtropical floodplain lakes. *Aquatic Sciences* 82:43. DOI:10.1007/s00027-020-0715-3
- CHAO, A. & C. H. CHIU. 2016. Species richness: estimation and comparison. *Wiley StatsRef: Statics Reference Online*. 1-26.
- CHOI, J-Y., K-S. JEONG, S-K. KIM, S-H. SON & G-J. JOO. 2016. Distribution and attachment characteristics of *Sida crystallina* (OF Müller, 1776) in lentic freshwater ecosystems of South Korea. *Journal of Ecology and Environment* 40:7. DOI: 10.1186/s41610-016-0006-z
- CONAGUA (COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA) 2015. Cutzamala-diagnóstico integral. The World Bank, pp. 66.
- ELÍAS-GUTIÉRREZ, M. 1995. Notas sobre los cladóceros de embalses a gran altitud en el Estado de México, México. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*. 40:197-214.

- ELÍAS-GUTIÉRREZ, M., E. SUÁREZ-MORALES, M. GUTIÉRREZ-AGUIRRE, M. SILVA-BRIANO, J. GRANADOS-RAMÍREZ & T. GARFÍAS-ESPEJO. 2008. *Cladocera y Copepoda de las aguas continentales de México. Guía ilustrada*. Universidad Autónoma de México, México, pp. 332.
- ESCOLERO, O., S. KRALISCH, S. E. MARTÍNEZ & M. PEREVOCHTCHIKOVA. 2016. Diagnóstico y análisis de los factores que influyen en la vulnerabilidad de las fuentes de abastecimiento de agua potable a la Ciudad de México, México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 68:409-427.
- FERNÁNDEZ, R., L. A. OSEGUERA & J. ALCOCER. 2020. Zooplankton biodiversity in tropical karst lakes of southeast Mexico, Chiapas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 91:e913184. DOI:10.22201/1b.20078706e.2020.91.3184
- FERRÃO-FILHO, A., A. M. F. O. AZEVEDO & W. DEMOTT. 2000. Effects of toxic and non-toxic cyanobacteria on the life history of tropical and temperate cladocerans. *Freshwater Biology* 45: 1-19. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2000.00613.x
- FIGUEROA-SÁNCHEZ, M. A., S. NANDINI & S. SARMA. 2014. Zooplankton community structure in the presence of low levels of cyanotoxins: a case study in a high altitude tropical reservoir (Valle de Bravo, Mexico). *Journal of Limnology* 73:157-166. DOI: 10.4081/jlimnol.2014.784
- FORRÓ, L., N. M. KOROVCHINSKY, A. A. KOTOV & A. PETRUSEK. 2008. Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. *Hydrobiologia* 595:177-184. DOI: 10.1007/s10750-007-9013-5
- GANIE, M. A., M. PARVEEN, M. H. BALKHI & M. I. KHAN. 2015. Structure and diversity of cladoceran communities in two lakes with varying nutrient compositions in the Jhelum River Basin, Kashmir. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies* 3: 456-462.
- GAYTAN-HERRERA, M. L., V. MARTÍNEZ-ALMEIDA, M. G. OLIVA-MARTÍNEZ, A. DURAN-DÍAZ & P. RAMÍREZ-GARCÍA. 2011. Temporal variation of phytoplankton from the tropical reservoir Valle de Bravo, Mexico. *Journal of Environmental Biology* 32:117-126.
- HANEY, J. F. & D. J. HALL. 1973. Sugar-coated *Daphnia*: A preservation technique for Cladocera. *Limnology and Oceanography* 18(2): 331-333. DOI: 10.4319/lo.1973.18.2.0331
- IMTA (INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA). 2012. Plan estratégico para la recuperación ambiental de la cuenca Amanalco-Valle de Bravo: Actualización pp. 210.
- JIMÉNEZ, C. B., Á. J. C. DURÁN & C. J. M. MÉNDEZ. 2010. Calidad. In: Jiménez, C. B., M. L. Torregrosa Y Armentia & A. L. Aboites AL (Eds.). *El agua en México: cauces y encauces*. Academia Mexicana de Ciencias, México, pp. 265-290.
- JIMÉNEZ-CONTRERAS, J. J., S. S. S. SARMA, M. MERINO-IBARRA & S. NANDINI. 2009. Seasonal changes in the rotifer (Rotifera) diversity from a tropical high altitude reservoir (Valle de Bravo, México). *Journal of Environmental Biology* 30(2): 191-195.
- KHAN, M. N. & F. MOHAMMAD. 2014. Eutrophication: challenges and solutions. In: Abid, A. A. & S. G. Sarvajeet (Eds.). *Eutrophication: causes, consequences and control*, vol 2. Springer Netherland, Aligarh Muslim University, Aligarh 202002, India, pp 1-15. DOI:10.1007/978-94-007-7814-6
- KOROVCHINSKY, N. 1992. Sididae & Holopediidae. *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world* 3:1-82.
- MARTÍNEZ-JERÓNIMO, F., P. C. ANTUNA-GONZÁLEZ, M. HERNÁNDEZ-ZAMORA, L. MARTÍNEZ-JERÓNIMO, G. MUNOZ, D. F. SIMON & S. SAUVÉ. 2022. Year-long monitoring of phytoplankton community, toxigenic cyanobacteria, and total microcystins in a eutrophic tropical dam supply the Mexico megacity. *Frontiers in Environmental Science* 10:984365. DOI: 10.3389/fenvs.2022.984365
- MERINO-IBARRA, M., E. MONROY-RÍOS, G. VILA CLARA, F. S. CASTILLO, M. E. GALLEGOS & J. RAMÍREZ-ZIEROLD. 2008. Physical and chemical limnology of a wind-swept tropical highland reservoir. *Aquatic Ecology* 42:335-345. DOI: 10.1007/s10452-007-9111-5
- NANDINI, S., M. MERINO-IBARRA & S. S. S. SARMA. 2008. Seasonal changes in the zooplankton abundances of the reservoir Valle de Bravo (State of Mexico, Mexico). *Lake and Reservoir Management* 24:321-330. DOI: 10.1080/07438140809354842
- NANDINI, S., C. SÁNCHEZ-ZAMORA & S. SARMA. 2019. Toxicity of cyanobacterial blooms from the reservoir Valle de Bravo (Mexico): A case study on the rotifer *Brachionus calyciflorus*. *Science of The Total Environment* 688:1348-1358. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.297
- OLVERA, V. V. 1992. Estudio de la eutroficación de la presa Valle de Bravo, México. *Ingeniería Hidráulica en México* 7: 148-161.
- OLVERA, V. V., L. BRAVO-INCLÁN & J. SÁNCHEZ-CHÁVEZ. 1998. Aquatic ecology and management assessment in Valle de Bravo reservoir and its watershed. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 1: (3-4) 277-290. DOI: 10.1080/14634989808656924
- ORLOVA-BIENKOWSKAJA, M. Y. 2001. Cladocera: Anomopoda, Daphniidae: genus *Simocephalus*. vol 17. *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 130.
- PINEDA, P. N., S. A. ADAMS & B. M. RODRÍGUEZ. 2010. Para dar de beber a las ciudades mexicanas: el reto de la gestión eficiente del agua ante el crecimiento urbano. In: Jiménez C. B. E., M. L. Torregrosa Y Armentia & A. L. Aboites. (Eds.). *El agua en México: cauces y encauces*. Academia Mexicana de Ciencias, México, pp. 117-140.
- RAMÍREZ-GARCÍA, P., S. NANDINI, S. S. S. SARMA, E. R. VALDERRAMA, I. CUESTA & M. D. HURTADO. 2002. Seasonal variations of zooplankton abundance in the freshwater reservoir Valle de Bravo (Mexico). *Hydrobiologia* 467:99-108. DOI: 10.1023/A:1014953119507
- RAMÍREZ-ZIEROLD, J. A., M. MERINO-IBARRA, E. MONROY-RÍOS, M. OLSON, F. S. CASTILLO, M. E. GALLEGOS & G. VILA CLARA. 2010. Changing water, phosphorus and nitrogen budgets for Valle de Bravo reservoir, water supply for Mexico City Metropolitan Area. *Lake and Reservoir Management* 26:23-34. DOI: 10.1080/07438140903539790
- RODRÍGUEZ-ALMÁRAZ, G. A. & A. LEJJA-TRISTÁN. 1995. Cladocerans (Branchiopoda: Anomopoda; Ctenopoda) of the Nuevo Leon State, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 40:322-324.
- SARMA, S. S. S., L. R. OSNAYA-ESPINOSA, C. R. AGUILAR-ACOSTA & S. NANDINI. 2011. Seasonal variations in zooplankton abundance in the Iturbide reservoir (Isidro Fabela, State of Mexico, Mexico). *Journal of Environmental Biology* 32(4): 473-480.

- SAUNDERS, P. A., K. G. PORTER & B. E. TAYLOR. 1999. Population dynamics of *Daphnia* spp. and implications for trophic interactions in small, monomictic lake. *Journal of Plankton Research* 21:1823-1845. DOI: 10.1093/plankt/21.10.1823
- SEMENCHENKO, V. P., V. I. RAZLUTSKIL, I. Y. FENIOVA & D. N. AIBULATOV. 2007. Biotic relations affecting species structure in zooplankton communities. *Hydrobiologia* 579:219-231. DOI: 10.1007/s10750-006-0411-x
- SMIRNOV, N. N. (1996). Cladocera: the Chydorinae and Sayciinae (Chydoridae) of the world. vol 11. *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. SPB Academic Publishing pp. 197.
- SMIRNOV, N. N. 2017. *Physiology of the Cladocera*. 2 edn. Academic Press, pp. 418.
- STEEL, R. G. & J. H. TORRIE. 1985. *Bioestadística: principios y procedimientos*. 2 edn. McGraw-Hill, Bogotá, Colombia, pp. 622.
- UMI, W. A. D., F. M. YUSOFF, A. Z. ARIS, Z. SHARIP & A. Y. SINEV. 2020. Planktonic microcrustacean community structure varies with trophic status and environmental variables in tropical shallow lakes in malaysia. *Diversity* 12:322. DOI: 10.3390/d12090322
- VALERIANO-RIVEROS, M. E., G. VILACLARA, F. S. CASTILLO-SANDOVAL & M. MERINO-IBARRA. 2014. Phytoplankton composition changes during water level fluctuations in a high-altitude, tropical reservoir. *Inland Waters* 4:337-348. DOI: 10.5268/IW-4.3.598
- WANG, H., J. G. MOLINOS, J. HEINO, H. ZHANG, P. ZHANG & J. XU. 2021a. Eutrophic causes invertebrate biodiversity loss and decreases cross-taxon congruence across anthropogenically-disturbed lakes. *Environmental International* 153: 106494. DOI: 10.1016/j.envint.2021.10694
- WANG, X., C. CHENG, Y. GU., X. SHU, L. XIE & Y. ZHAO. 2021b. Acute and chronic toxicity of microcystins-LR and phenanthrene alone or in combination to the cladoceran (*Daphnia magna*). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 220: 112405. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2021.112405