



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

**“VARIACIÓN ESTACIONAL DE ROTÍFEROS (ROTIFERA: MONOGONONTA)
ACTIVOS E INACTIVOS Y PATRONES DE ECLOSIÓN EN UN CUERPO DE AGUA
SOMERO DE LA CIUDAD DE MÉXICO: CANTERA ORIENTE, RESERVA ECOLÓGICA
DEL PEDREGAL DE SAN ÁNGEL (REPSA).”**

T E S I S

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS

PRESENTA:
BIOL. JAIR GARCÍA ZAMORANO

TUTOR PRINCIPAL:
DR. JORGE JIMÉNEZ CONTRERAS
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA, UNAM

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTORAL:
DR. ALFONSO LUGO VASQUEZ
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA, UNAM

DR. MARCELO SILVA BRIANO
UNIVERSIDAD AUTONOMA DE AGUASCALIENTES
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

DRA. MARTHA ANGÉLICA GUTIÉRREZ AGUIRRE
UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO U.A. COZUMEL
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

DR. SINGARAJU SRI SUBRAHMANYA SARMA
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA, UNAM

CD. MX., NOVIEMBRE, 2020



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



“VARIACIÓN ESTACIONAL DE ROTÍFEROS (ROTIFERA: MONOGONONTA) ACTIVOS E INACTIVOS Y PATRONES DE ECLOSIÓN EN UN CUERPO DE AGUA SOMERO DE LA CIUDAD DE MÉXICO: CANTERA ORIENTE, RESERVA ECOLÓGICA DEL PEDREGAL DE SAN ÁNGEL (REPSA).”

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS

PRESENTA:
BIOL. JAIR GARCÍA ZAMORANO

TUTOR PRINCIPAL:
DR. JORGE JIMENEZ CONTRERAS
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA, UNAM

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTORAL:
DR. ALFONSO LUGO VASQUEZ
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA, UNAM

DR. MARCELO SILVA BRIANO
UNIVERSIDAD AUTONOMA DE AGUASCALIENTES
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

DRA. MARTHA ANGÉLICA GUTIÉRREZ AGUIRRE
UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO U.A. COZUMEL
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

DR. SINGARAJU SRI SUBRAHMANYA SARMA
FACULTAD DE ESRUDIOS SUPERIORES IZTACALA, UNAM

MÉXICO, CD. MX., NOVIEMBRE, 2020

DEDICATORIA

A MIS PADRES, DANIEL B. GARCÍA LÓPEZ Y LETICIA G. ZAMORANO MACIAS QUE SIN DUDA SON LAS PERSONAS QUE ME INSPIRAN EN CUALQUIER ASPECTO DE MI VIDA, QUIENES HAN DEMOSTRADO CARIÑO, AMOR Y APOYO INCONDICIONAL, A LOS CUALES LES DEBO TODO LO QUE SOY, ASI COMO LO MUCHO O POCO QUE HE LOGRADO EN MI VIDA. A MI HERMANO DANIEL GARCÍA ZAMORANO QUIEN ME HA APOYADO, INSPIRADO Y MOTIVADO PARA LLEVAR A CABO NUEVOS RETOS, QUIEN ES MI OTRA MITAD, QUIEN ME CONOCE A LA PERFECCIÓN Y QUE, SIN ÉL, LA VIDA NO SERÍA LA MISMA.

“PARA VALER LA PENA, UNA VIDA DEBE SER DIGNA DE CONTARSE, ME DIGO CADA VEZ QUE ME VA MAL, PORQUE YA SÉ QUE LOS DESTINOS TORCIDOS SE PARECEN A LA RUEDA DE LA FORTUNA. NO IMPORTA QUÉ TAN ARRIBA O ABAJO ESTÉS, DE TODOS MODOS, VAS A DAR LA VUELTA.”

Xavier Velasco

Agradecimientos

A la UNAM, por la preparación académica desde el nivel medio superior, en el cual logré aprovechar cada segundo en los ámbitos académicos y culturales.

Al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología por la gran oportunidad de continuar realizando trabajo de investigación y por los conocimientos adquiridos durante la estancia en la maestría.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo económico brindado durante mi estancia en el posgrado.

Al Dr. Jorge Jiménez Contreras por la dirección de este proyecto, sus grandes consejos tanto académicos como personales, además, de su paciencia y dedicación para que el estudio se llevará a cabo de la mejor manera.

A los miembros del comité tutorial, el Dr. Alfonso Lugo Vázquez, el Dr. Marcelo Silva Briano, la Dra. Martha Angélica Gutiérrez Aguirre y el Dr. S.S.S. Sarma que se tomaron el tiempo para revisar y llevar a cabo valiosas sugerencias para el mejoramiento de este trabajo.

A mis compañeros y amigos de la maestría Aura, Alonso, Ale, Lalo, Mary, Mauricio Matus quienes hacían amenos los momentos complicados y estresantes durante el primer semestre de clases.

A los académicos del Laboratorio de Producción Acuícola en FES Iztacala, al M. en C. Mario A. Araiza, al Biol. Omar Ángeles, al Dr. Héctor Hernández y a la Biol. Adriana A. Trujano por aceptarnos en su grupo de trabajo y especialmente a esta última persona por la gran amistad que llevamos desde hace ya varios años.

A la M. en C. Gloria Garduño Solórzano por brindarme un espacio para realizar los análisis fisicoquímicos del agua *ex situ* y a su grupo de trabajo especialmente al Biol. Daniel Ávila y, al en ese entonces estudiante, Biol. Aldair Fuentes por todos esos momentos divertidos que pasamos durante esos 2 años y que actualmente somos buenos muy buenos amigos.

A mis amigos, en especial a Rubén Sánchez Gonzáles quien siempre ha estado ahí y ha demostrado ser una persona que sobrepasa cualquier estereotipo de amistad llegándose a convertir en un hermano para mí, además de ser una persona que inspira a salir adelante y que sin duda cuenta con un sentido de responsabilidad impecable que no había conocido en ninguna otra persona.

A Miguel A. Gonzáles Lomelí quien se ha convertido en otra persona muy especial para mí, quien durante estos últimos dos años hizo regresar la pasión por la música y desempolvar la guitarra abandonada, además de ser un emprendedor que motiva a no conformarse con un solo camino.

Índice

Resumen	6
Abstract.....	7
Introducción.....	8
Justificación	16
Hipótesis	17
Objetivos	18
Área de Estudio	19
Materiales y Métodos	20
Fase de Campo.....	20
Fase de laboratorio	21
Variables fisicoquímicas del agua <i>ex situ</i>	21
Muestras de zooplancton activo.....	21
Muestras de sedimento	22
Análisis estadísticos.....	23
Resultados	23
Variables físicas y químicas	23
Riqueza específica y patrones de abundancia	25
Diversidad.....	28
Densidad poblacional	29
Densidad de individuos activos e inactivos	30
Relación viabilidad-eclosión y viabilidad-deterioro.....	37
Número de huevos por hembra	39
Relación de variables físicas y químicas con la densidad de organismos activos e inactivos.	40
Discusión	42
Variables físicas y químicas.....	42
Riqueza específica y patrones de abundancia.....	43
Densidad de individuos y diversidad	45
Número de huevos por hembra	51
Relación de variables físicas y químicas con la densidad de individuos activos e inactivos	52
Conclusiones	57
Literatura citada	59
Anexo	79

Resumen

El zooplancton, es uno de los grupos de invertebrados acuáticos que llevan a cabo la diapausa. Los rotíferos de la subclase Monogononta, (uno de los principales componentes del zooplancton dulceacuícola) presentan un ciclo de vida que alterna la reproducción asexual y sexual, esta última donde se producen huevos de resistencia. Estos huevos se almacenan en los sedimentos de un cuerpo de agua y conforman el banco de huevos, considerado como un reservorio genético. Sin embargo, el conocimiento sobre la densidad de huevos de resistencia producidos, la tasa de eclosión, y los factores que promueven estos procesos en poblaciones naturales ha sido poco estudiado. Por ello, el objetivo principal de este trabajo fue analizar las variaciones estacionales de los rotíferos en la columna de agua y su contribución a la integración del banco de huevos en un cuerpo de agua somero. Se tomaron muestras de agua para la obtención del zooplancton activo y se colocaron trampas de sedimentos para coleccionar los huevos de resistencia. Se midieron las variables físicas y químicas del agua *in situ* y *ex situ*. Todo esto se llevó a cabo con muestreos quincenales durante un periodo anual (agosto 2018- agosto 2019) La riqueza específica fue de 22 especies de rotíferos: 7 especies se encontraron tanto en la columna de agua como en el sedimento, 2 exclusivamente en el sedimento mientras que el resto (13) se observaron únicamente en la columna de agua. Se obtuvieron densidades de rotíferos de 20 a 8078 ind. L⁻¹, y 5 a 37 huevos cm⁻³. La mayor densidad de huevos de resistencia se presentó en la temporada de secas frías y de manera general los huevos de resistencia eclosionados se observaron en una proporción promedio de 78%, destacando que este sistema presenta una tasa de eclosión alta y constante en la mayoría de las especies. Las variables físicas y químicas que mejor explican la variación de la densidad de rotíferos activos e inactivos fueron la temperatura, nitratos, clorofila-a, alcalinidad, dureza, turbidez, profundidad y conductividad. El lago centro de la Cantera Oriente se puede considerar como eutrófico, dada la concentración de clorofila y la transparencia con el disco de Secchi. Un total de 5 especies de rotíferos se mostraron como dominantes, 3 estacionales, 2 comunes y 10 especies raras. La mayor parte de las especies dominantes son las que se observan en el banco de huevos en el sedimento. La temporada de secas frías, fue en la que se observó la densidad mayor de huevos de resistencia. Este sistema tiene un acoplamiento bento-pelágico intenso en prácticamente todo el año.

Palabras clave: rotíferos, huevos de resistencia, densidad, acoplamiento bento-pelágico.

Abstract

Zooplankton is one of the aquatic invertebrate groups that carry out diapause. Monogonont rotifers (one of the principal component of freshwater zooplankton) have a life cycle that alternates the asexual and sexual reproduction, in the last, where the resting eggs are produced. Resting eggs are accumulated in the sediments and conforming the egg bank, that it's considered as a genetic reservoir. However, the knowledge about the density of resting eggs produced, hatching rate, and factors that promote these processes in natural population had been few studied. Due to that, the principal aim of this research was to analyze the seasonal variations of the rotifers both in the water column (active) and their contribution to integration to egg bank (inactive) in a shallow water body. We took water samples to obtain active zooplankton and we put sediment traps to collect resting eggs (differentiating the hatched, viable and non-viable resting eggs). We measured water physical and chemical variables *in situ* and *ex situ*. All of this was carried out with samplings every fifty days during an annual period (August 2018 to August 2019). Species richness was 22 rotifers species: 7 species found both in water column and sediment, 2 exclusively in the sediment, while the rest of species (13) were observed only in the water column. We obtained rotifers density of 20 to 8078 ind. L⁻¹ and 5 to 37 resting eggs cm⁻³. The higher resting eggs density was observed in dry-cold season, and in a general way, resting eggs hatched were observed in a proportion media of 78%, highlighting that this system presents a high and constant hatching rate in the most of species found in the egg bank. The physical and chemical variables that explain better the variation of the active and inactive rotifers density were temperature, nitrates, chlorophyll-a, alkalinity, hardness, turbidity, depth and conductivity. Lago Centro from Cantera Oriente is a eutrophic system, due to chlorophyll concentrations and Secchi disk turbidity observed. A total of 5 rotifers species found as dominant species, 3 temporary, 2 commons, and 10 rare. In most of the dominant species were found in the sediment egg bank. The dry cold season showed the higher resting eggs density. This system has an intense benthic-pelagic coupling in most parts of the year.

Key words: rotifers, resting eggs, density, benthic-pelagic coupling.

Introducción

La dormancia es una estrategia que llevan a cabo diversos grupos taxonómicos como plantas, insectos y organismos del zooplancton para hacer frente a condiciones ambientales adversas (Whiters y Copper, 2019). Esta estrategia es considerada como una inactividad reducida o un estado de arresto en el desarrollo, en el cual las actividades metabólicas disminuyen al mínimo, requiriendo ciertas señales ambientales para su inducción y terminación (Hairston y Fox, 2013). Dentro de la dormancia se pueden distinguir dos tipos de mecanismos fisiológicos: quiescencia y diapausa. La quiescencia, es un proceso que se lleva a cabo mediante una respuesta inmediata a un estímulo negativo por parte de un individuo en algún estadio de su ciclo de vida. Por el contrario, la diapausa no es una respuesta inmediata, ya que este mecanismo involucra la generación de un estado de latencia en los descendientes y no a la forma adulta o larvaria (Ricci, 2001; Brendonck y De Meester, 2003). Durante la diapausa se interrumpe el desarrollo embrionario (interrupción del ciclo celular: crecimiento somático, reproducción etc.) hasta la terminación del proceso, donde el organismo se desarrolla completamente (García-Roger et al., 2019). La diapausa, se encuentra estrechamente relacionada con la reproducción sexual (Stelzer y Lehtonen, 2016), razón por la cual, evolutivamente, sigue vigente en el ciclo de vida de los organismos, otorgándoles ciertas ventajas (p. ejem. una diversidad genética) principalmente en sistemas que pueden llegar a ser muy cambiantes en un tiempo determinado (Tarazona et al., 2017). Además, la diapausa facilita la distribución geográfica de los organismos, ya que los quistes, embriones diapáusicos o huevos de resistencia fungen como propágulos de dispersión, permitiéndoles colonizar nuevos ambientes acuáticos mediante diferentes tipos de vectores (Moreno et al., 2016). Ambos mecanismos han sido fundamentales en los organismos que los llevan a cabo, para hacer frente a las condiciones ambientales adversas, para la permanencia de las especies y para su diversificación, un ejemplo claro es el Phylum Rotifera donde se presentan ambos mecanismos (Fontaneto y De Smet, 2015).

Los rotíferos de la Subclase Bdelloidea, llevan a cabo un mecanismo de quiescencia, particularmente la anhidrobiosis, el cual comienza cuando los organismos son expuestos a la desecación, contrayendo sus cuerpos y expulsando el agua hasta la deshidratación del individuo. Los individuos permanecen en este estado de inactividad hasta que las condiciones del medio vuelven a ser favorables, gracias a su capacidad de rehidratar los tejidos, lo que les permite regresar a su actividad metabólica habitual (Ricci, 1998; Jönsson, 2003; Ricci y Fontaneto, 2009). La anhidrobiosis, además de permitirles hacer frente a las condiciones adversas, se ha relacionado con un proceso mediante el cual los Bdelloideos, dada la fragmentación de su material genético, son capaces de incorporar fragmentos de ADN de otros organismos, lo que se conoce como transferencia horizontal de genes

(Debortoli et al., 2016). Los rotíferos de la subclase Monogononta, al igual que otros organismos del zooplancton (p. ej. copépodos y cladóceros), llevan a cabo el proceso de la diapausa durante la fase sexual de su ciclo de vida. Este ciclo es denominado partenogénesis cíclica en él que se alternan ambos tipos de reproducción, sexual y partenogénica (Hairston y Fox, 2013). La reproducción sexual inicia cuando las hembras asexuales (amícticas) luego de cierto estímulo ambiental adverso, comienzan a originar hembras sexuales (mícticas), las cuales son capaces de producir machos. Los machos fertilizan a las hembras sexuales, y estas producen huevos de resistencia (Pourriot y Snell, 1983).

Los estímulos ambientales como cambios en temperatura, fotoperiodo u oxígeno disuelto, así como estímulos bióticos (p. ej. Limitación de recursos, depredación) han sido considerados como los principales factores adversos para la inducción de la reproducción sexual y por ende la producción de huevos de resistencia (Gilbert, 1974). Sin embargo, algunos autores siguen la hipótesis en la que se plantea que la producción de huevos de resistencia conlleva un gasto energético considerable, por lo que dichos huevos de resistencia deben producirse cuando las condiciones son óptimas para los individuos (Ricci, 2001). La reproducción sexual en algunas especies de rotíferos es considerada como un proceso denso-dependiente procedente de una comunicación química entre la población mediante una proteína que es liberada en el medio conocida como MIP por sus siglas en inglés (mixis-inducing protein) (Snell et al., 2006). El hecho de que la reproducción sexual sea un proceso denso-dependiente puede reforzar esta hipótesis ya que el contar con una densidad poblacional elevada, conllevaría un buen estado de la población (Gilbert, 2003). Debido a ello, resulta evidente que actualmente existe una controversia sobre cuáles son las condiciones que propician la reproducción sexual y por ende la producción de huevos diapáusicos en rotíferos.

En el complejo de especies *Brachionus plicatilis*, ampliamente estudiado se ha observado la presencia de un trade-off entre la inversión en la sexualidad y algunas variables demográficas como la esperanza de vida y el tiempo generacional. Se ha considerado como una estrategia específica con respecto al sistema en el que se encuentren (Dimas-Flores et al., 2019). Esto se ha observado de mejor manera por Franch-Gras et al. 2017, con variaciones en cuanto a la densidad necesaria de individuos para el inicio de la reproducción sexual y la proporción de huevos de resistencia que eclosionan, en relación con la estabilidad de un sistema. Sin embargo, otros trabajos con este tipo de enfoque han demostrado la pérdida de la reproducción sexual cuando los individuos son sometidos a condiciones ambientales constantes por un periodo prolongado (Boraas, 1983). Con ello, se puede llegar a pensar que los organismos expuestos a ambientes con fluctuaciones evidentes son los que mantienen este carácter del ciclo de vida en mayor medida (Stelzer y Lehtonen, 2016). El mantener esta característica involucra el tiempo de

inicio de la reproducción sexual y la proporción de huevos de resistencia que se producen y eclosionan (Gilbert, 2007); por lo que los organismos de sistemas estables tienden a necesitar una densidad mayor para inducir la reproducción sexual y presentan una baja proporción de eclosiones en comparación a sistemas inestables.

Existen muchos factores promotores de la reproducción sexual, dentro de los cuales, las variables físicas y químicas del agua como la temperatura, (Assavaaree et al., 2003) y el fotoperiodo (Gilbert 1992), son considerados de los más importantes ya que cambios en estos parámetros inducen la reproducción sexual y por ende la producción de huevos diapáusicos. Estos cambios se consideran señales que advierten a los organismos sobre periodos con condiciones adversas, por lo que la generación de huevos de resistencia se lleva a cabo para sobrellevar dicho periodo y eclosionar cuando las condiciones regresan a ser óptimas resguardando la población para en un futuro continuar con la reproducción asexual (Gryllström y Hansson, 2004; Gilbert, 2019).

Las variables físicas y químicas del agua no son los únicos factores importantes sobre la reproducción sexual en rotíferos. Se han considerado interacciones biológicas como inductores de la reproducción sexual. Una de ellas es la depredación, en donde las presas llevan a cabo la reproducción sexual como una respuesta para evadir la depredación y así aumentar la eficiencia biológica, presentando en algunos casos defensas mecánicas (cicломorfosis) de la descendencia mediante el efecto materno (Li y Niu, 2018). Esta puede ser considerada como única alternativa para algunas especies, al no presentar una respuesta morfológica para protegerse de la depredación (Gilbert, 2018). La depredación y la inducción de la reproducción sexual ha sido mejor estudiada en cladóceros (Pijanowska y Stolpe, 1996; Geung-Hwan et al., 2014) obteniendo resultados similares. Por otra parte, así como la depredación, la competencia por recursos puede llegar a ser considerada como un factor importante en la producción de huevos de resistencia. En el rotífero *Synchaeta pectinata*, la limitación de recursos es un factor principal en la inducción de la reproducción sexual (Gilbert y Schreiber 1995). Con ello el reproducirse sexualmente y producir huevos de resistencia puede llegar a permitir una coexistencia con otros organismos, evadiendo el periodo donde la competencia por recursos es intensa en un sistema determinado y eclosionar luego de dicho periodo (Aránguiz-Acuña y Ramos-Jiliberto, 2014)

La contaminación de un ambiente acuático puede considerarse como una adversidad hacia los organismos, por lo que se han llevado a cabo trabajos de laboratorio que han mostrado que la producción de huevos diapáusicos es utilizada como una estrategia para hacer frente a contaminantes (p. ej. arsénico) (Aránguiz-

Acuña y Serra, 2016). Otros compuestos como el pentaclorofenol y el cobre muestran inhibir la reproducción sexual, atribuyéndoselo principalmente a que los individuos sigan otro tipo de estrategia demográfica ante la presencia de estos compuestos (Preston y Snell, 2001). Algunos herbicidas y pesticidas llegan a influir de alguna manera en la fase sexual de los rotíferos, ya sea afectando la eclosión (Portinho et al., 2018) o reduciendo la producción de huevos de resistencia (Lv et al., 2012). Por otra parte, en sistemas naturales, con ayuda de técnicas paleolimnológicas se ha observado un aumento en la densidad de huevos de resistencia conforme incrementan los niveles de contaminantes como el cobre (Piscia et al., 2016), aspecto que también se ha observado con otros elementos como el plomo (Ringot et al., 2018).

En los sistemas naturales, además de poder monitorear ciertos contaminantes, brindan la oportunidad de observar la dinámica que siguen estos organismos, puesto que la producción de huevos diapáusicos no solo implica la columna de agua, si no que tiene un complemento en el fondo de un sistema acuático. Los huevos de resistencia una vez producidos, se sedimentan y acumulan en los sedimentos del fondo de un cuerpo de agua, formando el banco de huevos (Hairston y Fox, 2009). Este banco es considerado como un reservorio genético, al que se le atribuye la diversidad genética de las poblaciones de un sistema acuático (Brendonck y De Meester, 2003). Los huevos diapáusicos pueden llegar a encontrarse en diferentes densidades, desde unos cuantos hasta 300 huevos cm^{-3} , lo que es dependiente del tipo de cuerpo de agua (Walsh et al., 2017). Los huevos diapáusicos acumulados en el banco de huevos están sujetos a diferentes procesos o “destinos”. Pueden ser extraídos-dispersados, depredados-infectados, enterrados en los sedimentos profundos, así como expuestos a la senescencia (De Stasio, 2007). Los huevos diapáusicos pueden ser dispersados y extraídos del sistema mediante la adherencia a patas de algunos animales, así como en las plumas y heces de aves, ya que llegan a conservar su viabilidad a pesar de atravesar el tracto digestivo de estos organismos (Moreno et al., 2019). El viento puede llegar a ser otro factor importante para la dispersión de los huevos de resistencia, sobre todo en sistemas temporales que se desecan por completo durante cierto periodo del año (Moreno et al., 2016).

Los huevos diapáusicos, al estar en contacto con los sedimentos del cuerpo de agua, pueden llegar a ser depredados por organismos bentónicos, además de estar expuestos a diferentes tipos de infecciones que pueden llegar a influir en la eclosión degradando al embrión en el interior (Balompapueng et al., 1997). En algunos casos la infección no causa algún tipo de afección, fungiendo simplemente como un vector hacia otros organismos, como pueden ser algunos crustáceos de interés comercial (Yan et al., 2004; Corre et al., 2012). Otro proceso al cual están expuestos los huevos de resistencia integrados al banco de huevos, es la senescencia y el que

dichos huevos queden enterrados en los sedimentos profundos debido a características propias del sistema (p. ej. una alta tasa de sedimentación), lo que propicia su descomposición afectando su viabilidad (Hairston, 1996). Esto se ha observado en varios trabajos, donde se analiza la distribución vertical de los huevos de resistencia en los sedimentos, observando que la densidad de huevos disminuye y a su vez incrementa la cantidad de huevos de resistencia degradados conforme aumenta la profundidad en los sedimentos (Snell et al., 1983; García-Roger et al., 2006).

Los huevos de resistencia que logran evadir la degradación y/o el quedar enterrados en sedimentos profundos, pueden llegar a eclosionar siempre y cuando las condiciones se los permitan, es decir, una buena concentración de oxígeno disuelto, un fotoperiodo constante y una temperatura relativamente elevada (Gryllström y Hansson, 2004). El hecho de que los huevos de resistencia se encuentren en los sedimentos superficiales y/o la resuspensión del sedimento pueden ser factores importantes (Siokou-Frangou et al., 2005) puesto que, los individuos eclosionados se reincorporan al ciclo de vida en la columna de agua, y es uno de los procesos al cual se le atribuye el incremento en la densidad de organismos en la columna de agua en diferentes temporadas (Gilbert, 2016). Este proceso se ha denominado acoplamiento bento-pelágico (Burian et al., 2016) y puede llegar a presentar algunas variaciones con respecto al tipo de sistema que se trate, como puede ser la proporción de los huevos de resistencia que eclosionen, así como el tiempo que tarde en darse la eclosión. Debido a ello se ha implementado el uso de dos conceptos, el banco de huevos persistente y el transitorio (De Stasio, 2007). El primero, es en el que la eclosión ocurre en una baja tasa y se encuentra en relación con la diapausa prolongada, mientras que el transitorio mantiene una eclosión constante y por lo tanto un mayor aporte de organismos hacia la columna de agua (Hairston y Fox, 2009).

Entre la mayoría de los trabajos donde se contabilizan los huevos de resistencia integrados al banco de huevos en el sedimento, se presentan variaciones considerables en la densidad de estos (Walsh et al., 2017). Dicha variación puede ser atribuida a las metodologías implementadas ya que algunos trabajos utilizan la eclosión directa de los sedimentos (Duggan et al., 2002) mientras que en otros se utilizan métodos para llevar a cabo el aislamiento de huevos de resistencia (Moscatello y Belmonte, 2004). Sin embargo, en la mayoría de los casos se contabilizan huevos de resistencia viables que han quedado en el sedimento, lo cual, podría representar una subestimación de la cantidad real que se ha producido, ya que no se considera la cantidad de huevos que ya eclosionaron y los que no son viables o presentan algún daño mecánico (García-Roger et al., 2006).

El tomar en cuenta las consideraciones anteriormente mencionadas acerca del estado de viabilidad de los huevos de resistencia, brinda un panorama más amplio, con lo que se puede profundizar en mayor medida en la dinámica que sigue el banco de huevos de resistencia con la columna de agua, es decir, al acoplamiento bentopelágico de un sistema. Esto lo muestra García-Roger et al. 2006 con el complejo *B. plicatilis* donde lleva a cabo la obtención de la densidad de huevos de resistencia distinguiendo entre los huevos de resistencia que ya han eclosionado, los que son viables y los no-viables, encontrando una proporción alta de huevos de resistencia eclosionados en diferentes sistemas acuáticos en relación con el ciclo hidrológico que sigue cada uno.

La mayoría de los estudios sobre el banco de huevos se han enfocado principalmente en la riqueza específica, densidad, patrones de eclosión y algunos aspectos aplicativos en ramas como la acuicultura y en la ecología de la resurrección (Lubzens et al., 2001). Pocos trabajos se han dado a la tarea de puntualizar la relación entre los organismos en la columna de agua y la proporción en la que contribuyen a la conformación del banco de huevos, así como las estrategias que sigue el zooplancton en la producción de huevos de resistencia con respecto a variables físicas y químicas del agua en diferentes temporadas (Ricci, 2001).

Algunas de las primeras investigaciones con este tipo de enfoque fueron realizadas en Japón por Onbé (1985), quien analizó las densidades de cladóceros marinos en el agua, así como de sus efípios en el sedimento durante dos años. Los resultados obtenidos muestran fluctuaciones durante este periodo, sin embargo, de manera general las estructuras de resistencia eran abundantes en el sedimento justo antes de que la densidad en la columna de agua comenzara a disminuir. El hecho de encontrar huevos de resistencia justo después de un incremento en la población de la columna de agua puede considerarse como un patrón lógico, sin embargo, se han encontrado un mayor número de especies inactivas en el sedimento que en la columna de agua durante periodos cortos de tiempo (~1 año), lo que pretende ser una estrategia diferente (Moscatello y Belmonte, 2004)

Otras investigaciones que se han realizado en poblaciones naturales con respecto a la producción de estructuras de resistencia y su relación con las características del lago, han demostrado diferencias en variables como la producción y eclosión de efípios del cladóceros *Daphnia leavis*. Las diferencias se ven entre dos temporadas, mezcla y estratificación, atribuido principalmente a las respectivas variables fisicoquímicas del agua de cada temporada (Brandão et al., 2014). Esto también ha sido observado en copépodos, encontrando valores altos en verano y en otoño en cuanto a la densidad de huevos de resistencia, atribuido a características físicas del sistema; y una tasa de eclosión mayor en verano, debido a los cambios en la

temperatura (Glippa et al., 2014). Por otra parte, factores como la hidrología, clima y grado de aislamiento son considerados como reguladores de la riqueza específica y abundancia de los organismos tanto en la columna de agua como en el sedimento, donde cada sistema acuático puede ser considerado como un caso particular (Santangelo et al., 2015).

Estos huevos de resistencia acumulados en el banco de huevos se han llegado a utilizar como herramientas en distintas disciplinas; como puede ser evaluando diferentes compuestos para determinar su toxicidad mediante la eclosión, asegurando que esta etapa del ciclo de vida es la más adecuada para llevar a cabo estos experimentos (Preston y Snell, 2001; Snell y Marcial, 2017). En aspectos de taxonomía, observando las diferencias en la morfología de la pared exterior de los huevos de resistencia, de gran importancia en algunas especies cripticas (Munuswamy et al., 1996; Jiménez-Contreras et al., 2017). En la acuicultura, dada la facilidad que provee almacenar los huevos de resistencia durante un tiempo prolongado hasta su uso (Dehrt et al., 1997; Lubzens et al., 2001; Hagiwara et al., 2017), como complemento para evaluar la diversidad de un sistema (García-Roger et al., 2008; Santangelo et al., 2015) y finalmente en la ecología de la resurrección y paleolimnología, determinando cambios microevolutivos (Sommer et al., 2016; Burge et al., 2018) así como aspectos relacionados con el cambio climático (García-Roger et al., 2019).

Particularmente en México, los estudios limnoecológicos se centran en las variables físicas y químicas del agua, en los cambios estacionales del zooplancton y estimaciones de densidad (Sarma et al., 2011; Muñoz-Colmenares et al., 2017), ecología experimental y ecotoxicología (González-Pérez et al., 2018; Gama-Flores et al., 2019; Pavón-Meza et al., 2020). Los estudios morfológicos y ecológicos de los huevos diapáusicos del zooplancton son escasos (Guerrero-Jiménez et al., 2019). Además, dichos estudios se enfocan principalmente en cuerpos de agua de gran tamaño, como el caso de lago de Alchichica (Ciros-Pérez et al., 2015), Xochimilco (Enríquez-García et al., 2009) o presas como Valle de Bravo (Jiménez-Contreras et al., 2009), mientras que existen pocos estudios donde se analizan cuerpos de agua pequeños (Gómez-Márquez et al., 2003; Gutiérrez et al., 2017).

Un ejemplo de ello, son los cuerpos de agua de la Cantera Oriente, si bien se han llevado diferentes estudios limnoecológicos, no existe registro de las especies que conforman el banco de huevos en el sedimento ni tampoco los patrones de eclosión que siguen. Por otra parte, en el lago Alchichica, se han llevado a cabo un par de estudios, uno con un acercamiento hacia la morfología de los huevos de diapáusicos de rotíferos, enfocados principalmente a la divergencia genética de una especie criptica como es el complejo *B. plicatilis* (Cruz-Cruz, 2018). El segundo, analizando la estructura y función del banco de huevos de resistencia (riqueza específica,

densidad y patrones de eclosión) encontrando la dominancia por parte de *B. plicatilis*, una densidad máxima de 148 huevos cm⁻², además de una variación en la eclosión de los huevos diapáusicos en diferentes temporadas (estratificación y mezcla) alcanzando un porcentaje de eclosión no mayor al 42 % (Ayala-Arce, 2008).

Por otro lado, existen evidencias certeras de que cambios en factores físicos y químicos promueven la reproducción sexual en rotíferos, sin embargo, la mayor parte de los estudios que analizan esto se realizaron en condiciones de laboratorio (Gryllström y Hansson, 2004). La temperatura y el fotoperiodo son los factores abióticos que se consideran de mayor importancia para la inducción de la reproducción sexual, principalmente en organismos provenientes de cuerpos de agua grandes y profundos debido a que cambios en estas variables indican el inicio o el final de una temporada que podría ser adversa para la supervivencia de la población (Gilbert 1977; Hawigara et al., 1995; Gilbert, 2019). Por otra parte, se ha observado que, en cuerpos de agua pequeños y someros, la reproducción sexual puede llevarse a cabo durante todo el año (p. ej. *P. dolichoptera*) o sin ningún patrón aparente (Gilbert, 2019).

Los factores bióticos que se han observado como principales promotores de la reproducción sexual son una densidad poblacional alta, principalmente en rotíferos de la familia Brachionidae (Gilbert, 2003; 2019), la cantidad y la calidad de alimento (Gilbert, 1980) en relación con una posible competencia intra e interespecífica que puede comprometer la supervivencia de las poblaciones (Aránguiz-Acuña et al., 2015), por otra parte, existe la posibilidad de que en una población con hembras míticas en una densidad elevada la probabilidad de un encuentro de un macho con una hembra mítica es mayor, por lo que la fertilización puede llevarse a cabo (King y Snell, 1980; Gilbert, 2003). Además, la depredación ha sido un factor importante en la inducción de la reproducción sexual, aunque el mayor número de estas investigaciones han sido llevadas a cabo bajo condiciones controladas en laboratorio y principalmente en cladóceros (Pijanowska y Stolpe, 1996; Geung-Hwan et al., 2014) se ha observado que es un factor importante en la reproducción sexual en rotíferos (Li y Niu, 2018).

Justificación

El banco de huevos en el sedimento es un reservorio que propicia una diversidad genética en un cuerpo de agua siendo un factor importante ecológica y evolutivamente. Es bien sabido que la diapausa se encuentra relacionada con la reproducción sexual en el zooplancton, gracias a ello, la recombinación genética durante la fase sexual del ciclo de vida mantiene el flujo genético con lo que las poblaciones, en teoría, siguen vigentes evolutivamente, con lo que son capaces de evitar futuros periodos adversos a la supervivencia, es decir, presentan una distribución temporal. Por otro lado, los huevos diapáusicos al considerarse como propágulos, brinda a los organismos una distribución espacial, capacitándolos para la colonización de nuevos ambientes acuáticos.

Se tienen evidencias de que la diapausa puede brindar una coexistencia de los organismos, evadiendo periodos de intensa competencia por los recursos, además de la depredación por parte de otros organismos, por lo que la eclosión de los huevos diapáusicos se lleva a cabo una vez terminados los periodos adversos. Además de todo esto, la principal característica de dicho banco implica el recuperar a las poblaciones activas en la columna de agua después de un fenómeno catastrófico, independientemente si el cuerpo de agua es permanente o no, evitando la desaparición completa de las poblaciones. Esto lo llevan a cabo mediante diferentes estrategias, que han sido moldadas en función a las características del cuerpo de agua en el que habitan.

Este banco se ha utilizado como una herramienta en diversas investigaciones, principalmente abordando aspectos evolutivos, de acuicultura y diversidad. Por otro lado, se ha indagado poco sobre los diferentes factores que promueven la producción de huevos diapáusicos en poblaciones naturales, y se ha relacionado esta característica a factores como la densidad de individuos, temperatura, concentración de alimento, fotoperiodo y depredación. La densidad en la que se encuentran dichos huevos diapáusicos en el sedimento también ha sido un tema que se ha desarrollado durante los últimos años y que se ha relacionado con el estado trófico y en algunas ocasiones con la temporalidad de los cuerpos de agua. Sin embargo, poco se aborda sobre cómo es que se conforma el banco de huevos en el sedimento y los patrones de eclosión que presentan en las diferentes temporadas. Debido a lo anterior, el presente estudio se enfoca, principalmente, en conocer cuál es la contribución de las especies, de acuerdo con su densidad y dominancia, al banco de huevos de resistencia a lo largo de un ciclo anual y su relación con algunas variables físicas y químicas del agua.

Hipótesis

- Las poblaciones de rotíferos monogonontos catalogadas como dominantes, en lagos tropicales permanentes, al estar mejor adaptadas al hábitat, favorecerán la reproducción asexual incluso ante las variaciones estacionales, por lo que tendrán una baja contribución al banco de huevos de resistencia.
- La reproducción sexual es considerada un proceso metabólicamente costoso, por lo que la producción de huevos de resistencia se observará en mayor proporción cuando las condiciones ambientales sean consideradas óptimas.

Objetivos

General

- Analizar las variaciones estacionales de los rotíferos monogonontos, su contribución mensual a la integración del banco de huevos de resistencia y los patrones de eclosión en tres temporadas (secas frías, secas cálidas y lluvias) en un lago somero de la Cd. México.

Particulares

- Caracterizar fisicoquímicamente el cuerpo de agua (temperatura, oxígeno disuelto, pH, nutrientes (nitratos y fosfatos), alcalinidad, dureza, clorofila α , conductividad y transparencia con el disco de Secchi) en tres temporadas (secas frías, secas cálidas y lluvias).

- Analizar la diversidad específica de rotíferos en la columna de agua en tres temporadas (secas frías, secas cálidas y lluvias) a lo largo de un ciclo anual mediante el índice de Shannon-Wiener.

- Determinar diversidad de huevos diapáusicos de rotíferos que conforman el banco de huevos en tres temporadas (secas frías, secas cálidas y lluvias) a lo largo de un ciclo anual mediante el índice de Shannon-Wiener.

- Analizar los patrones de eclosión y deterioro de los huevos de resistencia de rotíferos mediante las tasas de eclosión (y deterioro de tres épocas del año).

- Estudiar la relación de la densidad de individuos activos y las variables fisicoquímicas con la densidad de huevos de resistencia mediante un análisis canónico de correspondencia.

Área de Estudio

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA) se encuentra ubicada en Ciudad Universitaria, en la Delegación Coyoacán, Ciudad de México. fue decretada como área natural protegida en octubre de 1983 bajo la rectoría del Dr. Octavio Rivero Serrano, ocupando originalmente un área de 124.5 ha, sin embargo, al paso de los años, se ha incrementado dicha superficie y en junio de 2005, se estableció el área actual, que es de 237.3 ha (Lot et al., 2012). La REPSA se encuentra constituida por 13 zonas de amortiguamiento, que son definidas como áreas sujetas a uso restringido para protección ambiental para reducir el efecto de actividades antropogénicas dentro de las que se encuentra la Cantera Oriente (A3) (Lot, 2007). Se encuentra ubicada entre las coordenadas $19^{\circ}19'1.85''$ N y $99^{\circ}10'21.40''$ O, cuenta con una superficie de 7 hectáreas en donde se puede encontrar una gran biodiversidad, ya que alberga aves, anfibios, reptiles y peces, muchos de carácter endémico. Además, ahí se encuentran cinco cuerpos de agua: el manantial, lago Norte, lago Centro, lago Sur y el Vaso Regulador (Lugo-Vázquez et al., 2017). El lago Centro y el resto de los cuerpos de agua de la Cantera Oriente, REPSA, son considerados como eutróficos y someros (Gutiérrez et al., 2017) y, por lo tanto, con una gran productividad

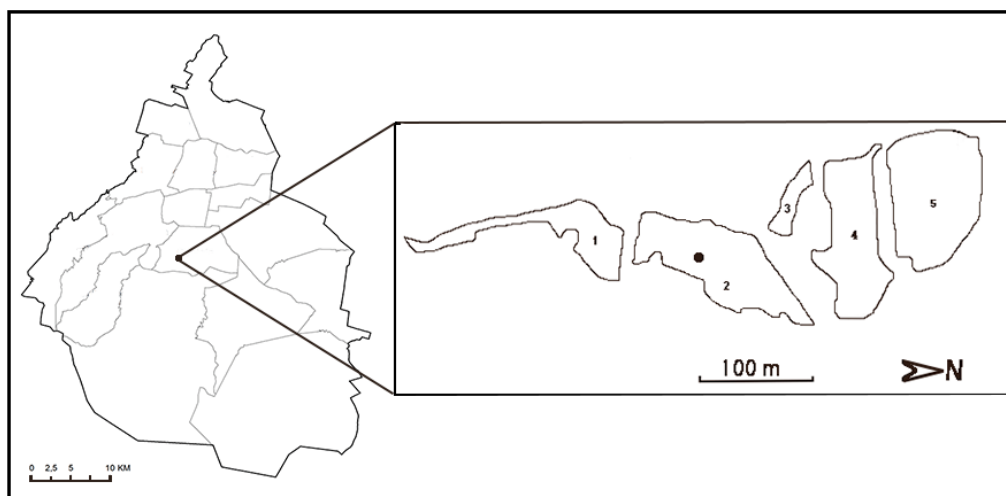


Figura 1. Cuerpos de agua 1) lago norte, 2) lago centro, 3) manantial, 4) lago sur y 5) vaso regulador de la Cantera Oriente de la REPSA ubicada en la Ciudad de México. El punto indica el sitio de muestreo del lago centro.

Materiales y Métodos

Fase de Campo

Se estableció un punto de muestreo en la zona de transición entre la zona litoral y pelágica del lago centro de la Cantera Oriente de la REPSA, en donde se determinaron algunas variables físicas y químicas *in situ* y *ex situ* cada quince días durante un periodo anual (agosto 2018 a agosto 2019). De igual manera se colectaron muestras de zooplancton activo y se colocaron trampas de sedimento para la colecta de los rotíferos inactivos (huevos de resistencia) (Conde-Porcuna et al., 2014).

Las variables fisicoquímicas que se determinaron *in situ* son la transparencia con el disco de Secchi, temperatura, conductividad, oxígeno disuelto (concentración y porcentaje de saturación) con un multiparámetro YSI-55 y el pH con un multiparámetro Thermo Orion 290. Para la colecta de rotíferos activos, se filtraron por lo menos 80 L mediante un arrastre vertical en la columna de agua mediante una malla de 35 μm de apertura tipo Wisconsin. El volumen filtrado en cada una de las épocas varió en función de la profundidad del cuerpo de agua. La muestra obtenida se concentró en un volumen final de 250 ml en frascos de plástico y se preservó inmediatamente utilizando formaldehído hasta alcanzar una concentración final de 4 %.

Para la colecta de los rotíferos inactivos (huevos de resistencia), se colocó una trampa de sedimento en la transición entre la zona litoral y pelágica del Lago Centro de la Cantera Oriente. La trampa de sedimentos consiste en cuatro tubos de acrílico transparente con un largo de 30 cm y un diámetro de 5 cm (Weyhenmeyer et al., 1997) los cuales se llenaron con agua destilada y se colocaron de manera vertical en el fondo del lago. El material colectado por las trampas de sedimento se consideró como lo que se produjo durante 15 días para ser integrado al banco de huevos, por lo que cada tubo fue removido y sustituido por otro quincenalmente, midiendo la cantidad de sedimento captado en cada uno (cm) utilizando una regla Vernier. El agua contenida en cada tubo se decantó cuidadosamente para no resuspender el material captado, este último fue colocado en frascos con capacidad de 250 ml para ser transportados al laboratorio en completa oscuridad y baja temperatura (~ 4 °C), condiciones en las que se mantuvieron hasta el procesamiento de las muestras (Maia-Barbosa et al., 2003).

Fase de laboratorio

Variables fisicoquímicas del agua *ex situ*

Se tomaron muestras de agua superficial (primeros 15 cm) mediante frascos ámbar de 130 ml para obtener las variables químicas *ex situ* del agua. Estas variables fueron la alcalinidad mediante el método de la fenolftaleína (APHA, 1989) y dureza con la utilización del método del EDTA (APHA, 1989). Para la determinación de los nutrientes en el cuerpo de agua se emplearon diversas técnicas, para el caso de nitratos se utilizó el método de reducción de cadmio (APHA, 1998), mientras que el fosforo reactivo disuelto fue medido mediante el método del Molibdovanadato (APHA, 1998) ambos utilizando un espectrofotómetro Hach DR2800. La determinación de la concentración de clorofila α se realizó mediante el método de extracción en frío con acetona al 90 % y usando un fluorómetro Turner Desings modelo 10-AU (Arar y Collins, 1997).

Se calcularon los índices del estado trófico de Carlson para cada uno de los periodos de muestreo, mediante la concentración de clorofila- α y la turbidez con el disco de Secchi con la ayuda de las siguientes ecuaciones:

$$\text{IET}_{(\text{DS})} = 60 - 14.4 \text{ Ln} (\text{DS})$$

$$\text{IET}_{(\text{CHL})} = 9.81 \text{ Ln} (\text{CHL}) + 30.6$$

Donde:

IET es el índice de estado trófico, DS es el disco de Secchi en metros y CHL la concentración de clorofila-a en $\mu\text{g L}^{-1}$. (Prasad y Siddaraju, 2012)

Muestras de zooplancton activo

La identificación taxonómica de los rotíferos activos en la columna de agua se llevó a cabo en un microscopio óptico Nikon Eclipse E200 y mediante las claves especializadas (Koste, 1978; Shiel, 1995). Se siguió un criterio morfológico, considerando características como el tamaño y número de las espinas, ornamentación de la lorica, presencia, forma de pie y uñas. En los casos en los que fue necesario disolver a los organismos para obtener y observar el trophi, se utilizó hipoclorito (solución comercial). La densidad (Ind. L^{-1}) de los organismos activos fue calculada mediante el conteo de tres alícuotas de 1 ml en una cámara de Sedgwick-Rafter en un microscopio óptico Nikon Eclipse E200.

En cada uno de los conteos se registró el número de huevos que presentaba una hembra (relación huevo-hembra), únicamente en las especies en lo que esto se puede llevar a cabo, por ejemplo, en especies de géneros *Brachionus*, *Keratella*, *Polyarthra* etc. con lo que se buscó observar las condiciones en las que se encuentra las poblaciones en cuanto a su crecimiento poblacional de manera puntual.

Muestras de sedimento

La identificación taxonómica de los huevos de resistencia se llevó a cabo mediante la observación de las ornamentaciones o características morfológicas de la capa exterior de los huevos de resistencia, que tiene carácter especie-específico (Guerrero-Jiménez et al., 2019). Para confirmar su identificación y en los casos en los que no existe registro de los huevos de resistencia se empleó la extracción, aislamiento y eclosión de estos. Los morfotipos identificados se fotografiaron y se colocaron individualmente en un pocillo de una placa de cultivo celular con 1.5 ml de agua destilada en condiciones óptimas para su eclosión incubándolos a 25 °C y con un fotoperiodo de 12:12 (Hagiwara et al., 1995). Se llevó a cabo un monitoreo diario de la eclosión de cada huevo diapáusicos, para finalmente realizar la identificación taxonómica del individuo con claves especializadas como se describió anteriormente para los organismos activos.

La obtención de la densidad de los huevos diapáusicos en el sedimento (huevos·cm⁻³) se llevó a cabo mediante la cuantificación de 3 alícuotas de 1 ml (García-Roger et al., 2006), utilizando una cámara de Sedgwick-Rafter y con ayuda de un microscopio óptico Nikon Eclipse E200, para lo cual de la muestra obtenida en campo se realizó una dilución 1:100. Se siguieron los criterios establecidos por García-Roger et al. (2006) para la clasificación de los huevos de resistencia en las categorías sugeridas viables o “sanos” (He) mediante su coloración, deteriorados (D) cuando se observan reducción del embrión o las membranas internas se encuentran dañadas, y los eclosionados (Ha), vacíos, con la pared exterior rota y/o con el opérculo abierto, en el caso de que lo presenten. Con ello se obtuvo la relación entre estos parámetros tanto viables/eclosionados (He/Ha) que brinda una relación en cuanto a la eclosión y el posible acoplamiento bento-pelágico existente en el sistema, así como viables/deteriorados (He/D) la cual indica el deterioro de los huevos de resistencia.

Análisis estadísticos

Para conocer las especies dominantes, constantes, temporales y raras, de los rotíferos activos, se realizó un diagrama de Olmstead-Tukey, que relaciona la frecuencia con la abundancia de las especies. Se calculó el índice de diversidad de Shannon-Wiener (Krebs, 1989).

$$H' = - \sum_{i=1}^s (P_i)(\log_2 P_i)$$

donde H' = índice de diversidad de especies (bits/ind.); P_i = proporción de la densidad numérica con respecto a la densidad total de todas las especies presentes en la muestra. Este índice fue calculado tanto para los organismos en la columna de agua como en sus formas inactivas en el sedimento. Se llevó a cabo un análisis Canónico de Correspondencia (ACC) para las abundancias de rotíferos en la columna de agua y en el sedimento, para conocer que variables fisicoquímicas pueden explicar de mejor manera las variaciones presentes a lo largo del estudio. Finalmente se llevó a cabo un análisis de regresión lineal entre la densidad de huevos diapáusicos en el sedimento y la densidad de individuos en el agua, para observar la relación entre estas dos variables.

Resultados

Variables físicas y químicas

Las variables físicas y químicas del agua fluctuaron a lo largo del año, destacando la profundidad, transparencia de Secchi, alcalinidad, dureza y conductividad que fueron las que presentaron mayor variación, principalmente durante la temporada de lluvias. Estas variables se observaron con un promedio de 104.4 ± 4.2 cm (profundidad), 78.7 ± 4.4 cm (disco de Secchi), 41.3 ± 4.8 mg L⁻¹ (alcalinidad), 58.4 ± 6.4 mg L⁻¹ (dureza) y 339 ± 6.6 μ s cm⁻¹. El oxígeno disuelto se estuvo entre en un intervalo de 7.2 a 20 mg L⁻¹ y de 87 a 271 % de saturación. El pH y la temperatura fueron las variables que se mostraron con mayor constancia a lo largo del estudio, con un promedio anual de 9.2 ± 0.8 y 20.5 ± 1.5 °C. (Fig. 2).

La mayor concentración de clorofila- α se observó durante la temporada de secas cálidas, donde alcanzó un valor promedio de 49.2 ± 5.9 μ g L⁻¹. Los nitratos se observaron en un rango de 0.1 a 7.4 mg L⁻¹ y con un promedio anual de 2.1 ± 1.5 mg L⁻¹ obteniendo los valores máximos en la temporada de lluvias. Los fosfatos se observaron en un rango de 1.3 a 3.7 mg L⁻¹, con un promedio anual de 2.3 ± 0.8 mg L⁻¹, siendo la temporada de secas frías en donde se encontró la concentración promedio más elevada (2.4 ± 0.8 mg L⁻¹) (Fig. 2).

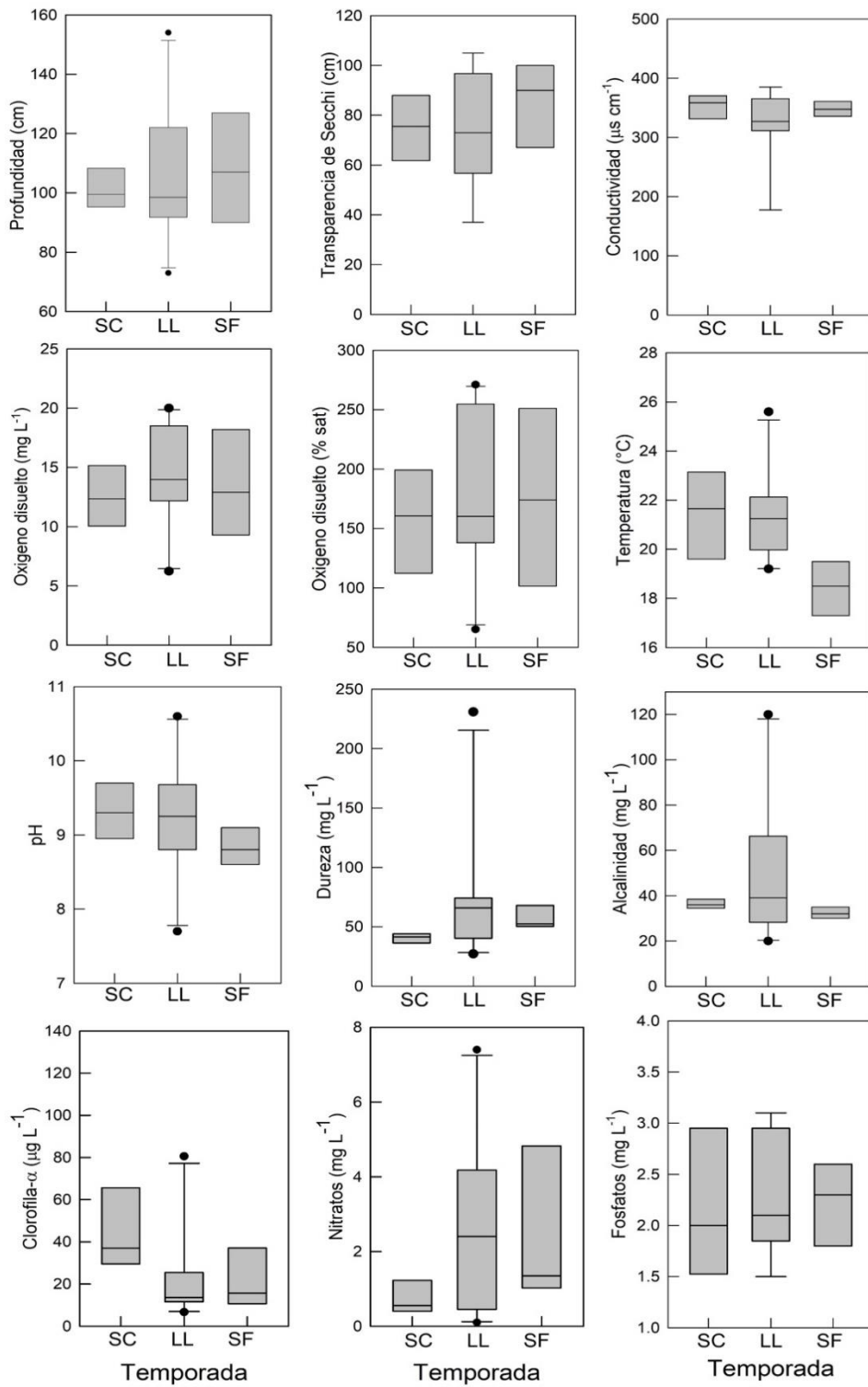


Figura 2. Variables físicas y químicas del agua en un ciclo anual del lago centro de la Cantera Oriente, REPSA.

Con la concentración de clorofila- α (CHL) y la turbidez con el disco de Secchi (DS) se calculó el Índice de Estado Trófico de Carlson, con lo que se obtuvo que en promedio el sistema fue eutrófico durante las tres temporadas del año, sin embargo, hay meses en los cuales se observó como hipertrófico, septiembre, noviembre y junio con el IET (CHL), y en los meses de febrero y marzo con IET (DS). En diciembre el IET (CHL) arrojó un valor de 49, por lo que el sistema se puede considerar como mesotrófico (Tabla 1).

Tabla 1. Promedio y valores máximos y mínimos del Índice del Estado Trófico (IET) de Carlson con el disco de Secchi (DS) y la concentración de clorofila-a (CHL) en las tres temporadas del año secas cálidas (SC), lluvias (LL) y secas frías (SF).

IET (DS)			
	SC	LL	SF
Promedio \pm EE	64.25 \pm 1.8	64.84 \pm 2.2	62.49 \pm 1.7
Mínimos - Máximos	58 - 69	59-74	58 - 66

IET (CHL)			
	SC	LL	SF
Promedio \pm EE	67.28 \pm 2.3	58.73 \pm 2.7	59.46 \pm 2.6
Mínimos - Máximos	61 - 77	49 - 73	53 - 71

Riqueza específica y patrones de abundancia

Se obtuvieron un total de 22 especies de rotíferos, pertenecientes a 11 familias y 15 géneros, así como 4 géneros de cladóceros (*Bosmina*, *Moina*, *Chydorus* y *Daphnia*) y un copépodo del orden Cyclopoida. Estos microcrustáceos estuvieron prácticamente ausentes en el sedimento por lo que los rotíferos fueron el grupo dominante a lo largo del periodo de estudio tanto en el sedimento colectado por las trampas como en la columna de agua. La mayor riqueza específica se encontró durante la época de lluvias (17 especies) y la menor durante la época de secas frías (13 especies). Un total de 6 especies de rotíferos se encontraron tanto en la columna de agua como en el sedimento (Fig. 3). *Brachionus caudatus* y *Ptygura pilula* fueron las únicas especies que se encontraron exclusivamente en su forma inactiva en el sedimento, mientras que el resto de ellas (14) se observaron únicamente en su forma activa en columna de agua. (Tabla 2).

Tabla 2. Riqueza específica obtenida a lo largo de un ciclo anual en la columna de agua y en el sedimento del lago centro de la Cantera Oriente, REPSA. (X= presencia SC= secas cálidas; LL= lluvias; SF= secas frías).

	SC	LL	SF
Phylum Rotifera			
Clase Eurotatoria			
Subclase Monogononta			
Familia Brachionidae			
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas, 1766*	X	X	X
<i>B. budapestinensis</i> Daday, 1885*	X	X	
<i>B. quadridentatus</i> Hermann, 1783	X	X	X
<i>B. caudatus</i> Barrois & Daday, 1894**			
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	X	X	X
Familia Notommatidae			
<i>Cephalodella catellina</i> (O.F. Müller, 1786)	X	X	X
<i>C. gibba</i> (Ehrenberg, 1830)		X	
Familia Euchlanidae			
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832		X	X
Familia Lecanidae			
<i>Lecane closterocerca</i> (Schmarda, 1859)	X	X	X
<i>L. bulla</i> (Gosse, 1851)			X
Familia Lepadellidae			
<i>Colurella obtusa</i> (Gosse, 1886)	X	X	X
<i>Lepadella patella</i> (O.F. Müller, 1773)	X	X	X
<i>Squatinella lamellaris</i> (Müller, 1786)	X	X	
Familia Synchaetidae			
<i>Synchaeta oblonga</i> (Ehrenberg, 1832)*	X	X	X
<i>S. pectinata</i> Ehrenberg, 1832			X
<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925*	X	X	X
Familia Testudinellidae			
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)		X	
Familia Trichotriidae			
<i>Trichocerca pusilla</i> (Lauterborn, 1898)*	X	X	
<i>T. c.f. dixonnutalli</i> (Jennings, 1903)	X	X	
Familia Gastropodidae			
<i>Ascomorpha saltans</i> Bartsch, 1870	X	X	
Familia Asplanchnidae			
<i>Asplanchna girodi</i> de Guerne, 1888*	X		X
Familia Flosculariidae			
<i>Ptygura pilula</i> (Cubitt, 1872)**			

*especies encontradas tanto en la columna de agua como en el sedimento

**especies encontradas únicamente en el sedimento

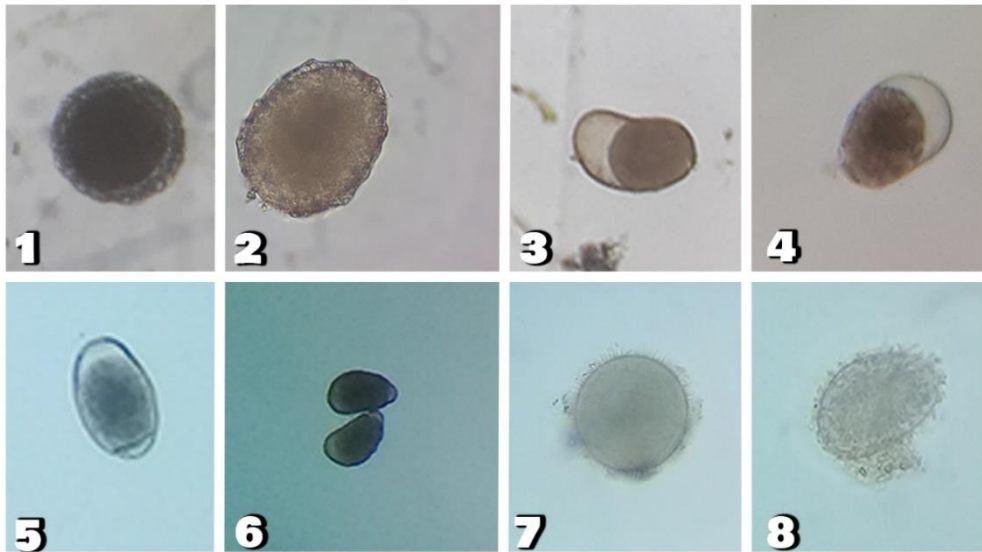


Figura 3. Huevos diapáusicos de rotíferos del Lago Centro de la Cantera Oriente. 1) *A. girodi*; 2) *P. dolichoptera*; 3) *B. calyciflorus*; 4) *B. caudatus*; 5) *B. quadridentatus*; 6) *B. budapestinensis*; 7) *S. oblonga*; 8) *T. pusilla*.

El diagrama de Olmstead-Tukey para las especies activas en la columna de agua mostró 5 especies dominantes: *K. cochlearis*, *B. calyciflorus*, *P. dolichoptera*, *S. oblonga* y *B. quadridentatus*, 3 especies estacionales: *T. pusilla*, *A. saltans* y *A. girodi*, 2 comunes: *C. catellina* y *L. closteroerca* y la mayoría de las especies en la categoría de raras (10 especies). Cabe destacar que la mayoría de las especies que se encontraron en las formas activa e inactiva (columna de agua y sedimentos) son las que fueron clasificadas como dominantes y solo 2 como estacionales (Fig. 4).

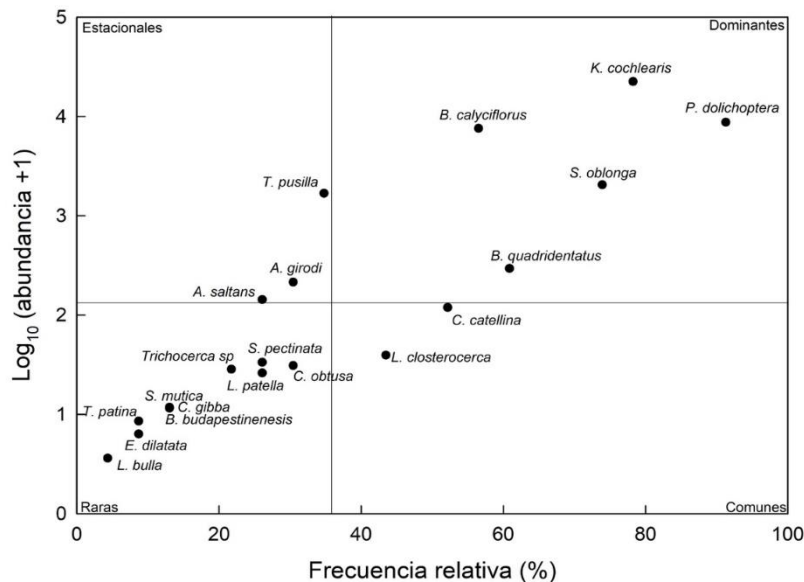


Figura 4 Diagrama de Olmstead-Tukey donde se muestra el patrón de abundancia (dominantes, comunes, estacionales y raras) de las especies activas en la columna de agua.

Diversidad

La diversidad de Shannon-Wiener, mostró valores para la columna de agua que van de 0.2 a 2 bits/ind. La temporada de secas frías fue en la que se observó el mayor valor de diversidad con 1.6 ± 0.6 bits/ind., seguida de la temporada de secas cálidas y lluvias con un promedio de 1.2 ± 0.7 y 1 ± 0.7 bits/ind. respectivamente. Por otra parte, la diversidad de rotíferos en fase inactiva en el sedimento tuvo valores ligeramente más constantes a lo largo del estudio, ya que se mantuvo entre 1.8 a 2.5 bits/ind. La temporada de secas cálidas es en donde se observó el mayor promedio con 2.3 ± 0.4 bits/ind. seguido de la temporada de lluvias y secas frías (2.1 ± 0.4 y 2 ± 0.3 bits/ind. respectivamente) (Fig. 5).

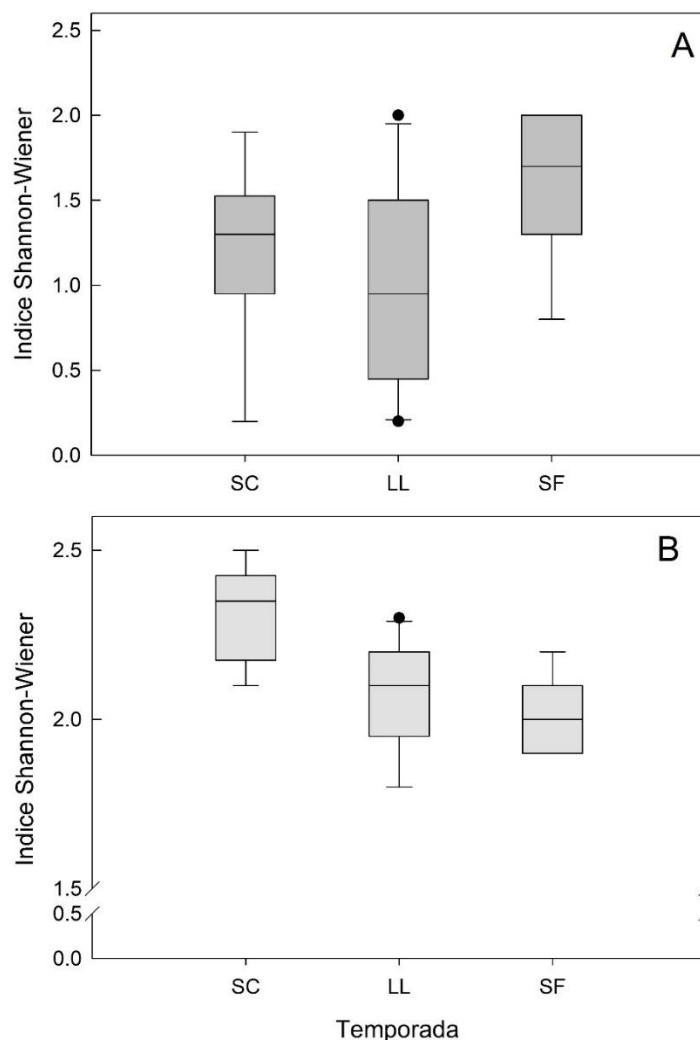


Figura 5. Diversidad mediante el índice de Shannon-Wiener para individuos activos en la columna de agua (A) e inactivos en el banco de huevos en el sedimento (B).

Densidad poblacional

La densidad poblacional de rotíferos activos en la columna de agua varió entre los 26 y hasta 8078 ind. L⁻¹. La temporada de lluvias fue donde se obtuvieron los mayores valores de densidad con un promedio de 2467 ± 5 ind. L⁻¹, seguida de la temporada de secas frías con 1617 ± 4 ind. L⁻¹ y la temporada de secas cálidas con 1254 ± 28 ind. L⁻¹ (Fig. 6). Cabe destacar que, en la mayoría de los picos máximos, la densidad se encuentra representada principalmente por algunas de las especies dominantes, como es el caso de la temporada de secas cálidas en donde el 48% de la densidad está representada únicamente por *K. cochlearis* y el 37 % por *P. dolichoptera*, de igual manera en la temporada de lluvias *K. cochlearis* representa el 58 % y 39% en la temporada de secas frías, en esta última *B. calyciflorus* representó el 22 % del total.

La densidad de huevos de resistencia que se integran al banco de huevos en el sedimento varió entre 5.2 y 37 huevos cm⁻³. En promedio, en la temporada de secas frías fue en donde se observó la mayor densidad de huevos de resistencia con 19.6 ± 1.2 huevos cm⁻³, seguido de la temporada de secas cálidas y la temporada de lluvias con valores de 12.5 ± 0.9 y 8.4 ± 1 huevos cm⁻³ respectivamente. Al igual que en la columna de agua, la densidad de huevos de resistencia en el sedimento se vio mayormente representada por dos o tres especies en la gran parte de los casos, como por ejemplo *B. budapestinensis* y *B. calyciflorus* que en las tres temporadas representan más del 30 y 20 % respectivamente (Fig. 6).

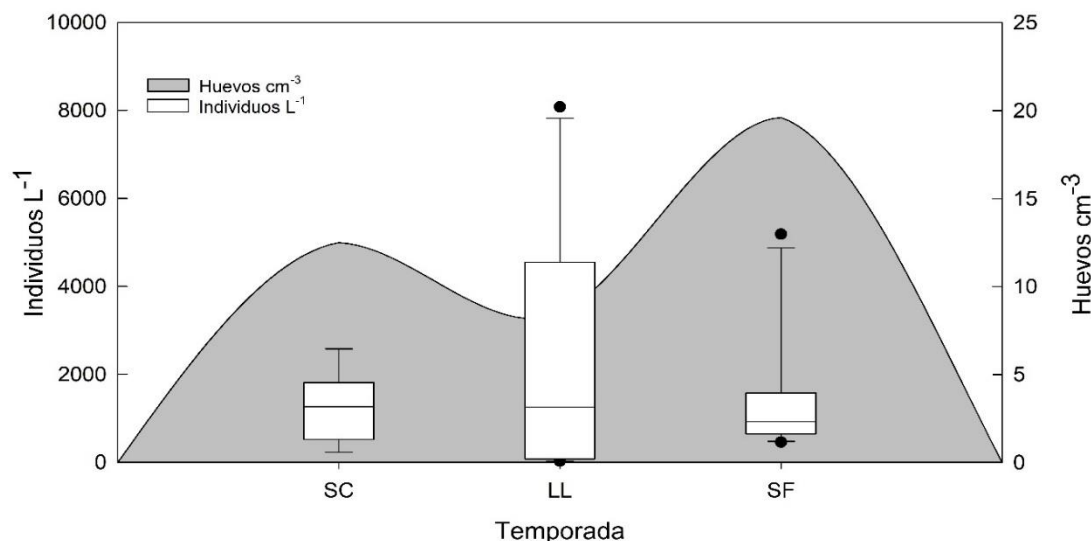


Figura 6. Densidad de rotíferos activos en la columna de agua e inactivos en el sedimento durante las tres temporadas de un ciclo anual en el lago centro de la Cantera Oriente, REPSA. (SC= secas cálidas; LL= lluvias; SF= secas frías).

Densidad de individuos activos e inactivos

Una de las especies con mayor densidad poblacional en la columna de agua fue *K. cochlearis*, la cual alcanzó una densidad máxima de 7242 ± 46 ind. L^{-1} . La temporada de lluvias fue en donde se observó mejor representada, alcanzando un promedio de 1441 ± 87 ind. L^{-1} . Esta especie mostro fluctuaciones concretas disminuyendo hasta una densidad de 599.8 ± 38 ind. L^{-1} en la temporada de secas cálidas y ausentándose en un par de periodos de muestreo de la temporada de secas frías. A pesar de ello en esta última temporada esta especie se observó en una densidad promedio de 636 ± 47 (Fig. 7).

Los rotíferos *S. pectinata* y *A. saltans*, se observaron en una densidad que va de 2 a 13 ind. L^{-1} y 2 a 61 ind. L^{-1} respectivamente. Otras especies se encontraron únicamente en algunos meses de muestreo, como *S. lamellaris* con una densidad de 2 a 5 ind. L^{-1} y con una densidad promedio de menos de 1 ind. L^{-1} en la temporada de secas cálidas y secas frías. Por otra parte, *T. dixonnutalli*, *C. gibba*, *L. bulla*, *E. dilatata*, *C. obtusa*, *T. patina* y *B. budapestinensis* se observaron en una densidad baja y ausentes en la mayor parte del estudio (Fig. 7).

Una de las especies presentes tanto en la columna de agua como en el sedimento fue *B. calyciflorus*, la cual alcanzó una densidad máxima de 3259 ± 22 ind. L^{-1} en la columna de agua. La temporada de lluvias fue en donde alcanzo el valor máximo, con un promedio de 447 ± 45 ind. L^{-1} , seguido de la temporada de secas frías con 362 ± 51 ind. L^{-1} y finalmente la temporada de secas cálidas con un promedio de 97 ± 13 ind. L^{-1} . Por otra parte, la densidad de huevos de resistencia de esta especie se observó en un intervalo de 1.4 a 10 huevos cm^{-3} . Durante la temporada de secas frías (noviembre y enero) los huevos diapáusicos de *B. calyciflorus* presentaron sus valores más elevados con un promedio de 5.1 ± 1.1 huevos cm^{-3} , mientras que la temporada de secas cálidas se registraron 2.7 ± 0.6 huevos cm^{-3} y la temporada de lluvias 1.7 ± 0.5 huevos cm^{-3} . El estado de viabilidad de los huevos de resistencia de *B. calyciflorus* fueron en su mayoría eclosionados para las tres temporadas (SC= 2.6 huevos cm^{-3} ; LL= 1.5 huevos cm^{-3} ; SF= 4 huevos cm^{-3}) (Fig. 8.)

P. dolichoptera se observó en el sistema con una densidad máxima de 1935 ± 23 ind. L^{-1} en la temporada de lluvias, con una disminución durante el resto del periodo de estudio con excepción de abril alcanzando una densidad de 1063 ± 13 ind. L^{-1} . Esta especie estuvo ausente únicamente en los meses de octubre y noviembre. La temporada de secas cálidas fue en la que se observó la densidad mayor, con un promedio de 468 ± 58 ind. L^{-1} , seguido de la temporada de lluvias con 384 ± 74.7 ind. L^{-1} y la temporada de secas frías con 298 ± 63 ind. L^{-1} . La densidad de huevos de resistencia, a diferencia del resto de las especies se mantuvo constante a lo largo del periodo del estudio, en un intervalo de 0.6 a 4 huevos cm^{-3} teniendo un punto máximo en enero. La temporada de secas frías fue la que obtuvo la mayor densidad

de huevos de resistencia, encontrándose en un promedio de 1.4 ± 0.5 huevos cm^{-3} , mientras que en la temporada de secas cálidas y lluvias se observó con un promedio de 0.8 huevos cm^{-3} . De igual manera los huevos de resistencia eclosionados se mostraron en mayor proporción a lo largo del año (SC= 0.7 huevos cm^{-3} ; LL= 0.5 huevos cm^{-3} ; SF= 1.1 huevos cm^{-3}) (Fig. 8).

B. budapestinensis fue una especie que se encontró con un patrón interesante, ya que no fue registrada en la columna de agua más de la mitad del periodo de estudio, hasta la temporada de secas cálidas y lluvias donde se encontró en un rango de 2 a 5 ind. L^{-1} , por lo que estuvo presente únicamente en la temporada de secas y lluvias con un promedio de 1 ± 0.7 y 0.25 ± 0.2 ind. L^{-1} . Los huevos diapáusicos de *B. budapestinensis*, se encontraron durante todo el periodo de estudio oscilando entre 1.4 y 9.2 huevos cm^{-3} , siendo la temporada de secas frías la donde se obtuvo el promedio más alto, con 6.2 ± 0.4 huevos cm^{-3} , seguido de la temporada de secas cálidas con 4.3 ± 0.6 y la temporada de lluvias con 2.9 ± 0.7 huevos cm^{-3} . Nuevamente los huevos de resistencia eclosionados representan la mayor proporción en la mayor parte del estudio, alcanzando hasta 7.8 ± 2 huevos cm^{-3} en una parte de la temporada de secas frías (Fig. 8).

S. oblonga no se encontró en la columna de agua durante algunos meses de la temporada de lluvias, mientras que en la temporada de secas frías alcanzó su densidad máxima de 920 ± 23 ind. L^{-1} . Esta especie se observó con un promedio de 281 ± 60 ind. L^{-1} en la temporada de secas frías, seguido de la temporada de secas cálidas con 11 ± 15 ind. L^{-1} y la temporada de lluvias con 2 ± 10 ind. L^{-1} . Los huevos de resistencia de *S. oblonga* se encontraron en todo el periodo de estudio, en un rango de 8.2 a 10.4 huevos cm^{-3} , donde la temporada de secas frías obtuvo la densidad mayor, con un promedio de 5 ± 1 huevos cm^{-3} . Esta especie fue la que mostró la mayor cantidad de huevos de resistencia viables con un promedio de 2.3 ± 2 huevos cm^{-3} en la temporada de lluvias, seguido de la temporada de secas frías con 2 ± 1 huevos cm^{-3} . Por otra parte, se encontraron huevos no-viables en gran proporción en la temporada de secas frías con un promedio de 0.8 ± 0.9 huevos cm^{-3} (Fig. 8).

B. quadridentatus se observó en una densidad de 1 a 58 ind. L^{-1} , presentándose durante la mayor parte del año. La temporada de secas frías fue en la que se observó la mayor densidad de individuos en la columna de agua, con un promedio de 18 ± 2 ind. L^{-1} , seguido de la temporada de lluvias con 11 ± 1 ind. L^{-1} y la temporada de secas cálidas con un promedio de 8 ± 1 ind. L^{-1} . Por otra parte, los huevos de resistencia de esta especie se encontraron en una densidad relativamente baja con valores de 0.1 a 0.4 huevos cm^{-3} , por lo que la temporada de lluvias fue en donde se observó la mayor densidad, con un promedio de 0.05 ± 0.1 huevos cm^{-3} seguido de la temporada de secas cálidas con 0.04 ± 0.2 huevos

cm⁻³, mientras que en la temporada de secas frías no fueron registrados. Al igual que el resto de las especies, los huevos de resistencia eclosionados representaron la mayor proporción en la temporada de lluvias y secas cálidas (Fig. 8).

T. pusilla se observó únicamente en la temporada de secas cálidas y lluvias con un promedio de 1 ± 2 y 167 ± 30 ind. L⁻¹ respectivamente, alcanzando puntos máximos de 1511 ind. L⁻¹. Mientras tanto, en el sedimento se presentó durante todo el periodo de estudio alcanzando una densidad de hasta 4 huevos cm⁻³. Los huevos de resistencia de *T. pusilla* se registraron con un promedio de 1.9 ± 0.4 huevos cm⁻³ para la temporada de secas cálidas, de 0.7 ± 0.3 huevos cm⁻³ para la temporada de lluvias y 1.7 ± 0.4 huevos cm⁻³ para la temporada de secas frías. Esta especie mostro nuevamente el mismo patrón observado en las anteriores, donde los huevos de resistencia eclosionados fueron predominantes a lo largo de todo el periodo de estudio (Fig. 8).

El rotífero *B. caudatus*, únicamente se observó en su forma inactiva, con densidades de densidades de 0.1 a 1.1 huevos cm⁻³ siendo en su totalidad huevos eclosionados, donde la temporada de secas cálidas fue la que presento la densidad mayor con un promedio de 0.6 ± 0.6 huevos cm⁻³ seguido de la temporada de lluvias con 0.1 ± 0.3 huevos cm⁻³ (Fig. 8).

Una de las especies de rotíferos depredadores que se encontró a lo largo del estudio fue *A. girodi*, el cual solo fue observado en la temporada de secas cálidas y secas frías con una densidad promedio de 33 ± 16 y 1 ± 6 ind. L⁻¹ alcanzando una densidad máxima de 88 ± 4 ind. L⁻¹. Por otro lado, en el sedimento se observaron huevos de resistencia únicamente en las temporadas de secas cálidas y secas frías con una densidad promedio de 0.04 ± 0.3 y 0.02 ± 0.2 huevos cm⁻³. siendo estos mayoritariamente eclosionados y no-viables (Fig. 8). La densidad de huevos de resistencia presentó diferencias significativas entre las diferentes temporadas, siendo la de secas frías, en donde se presentan la mayor densidad de huevos de resistencia y en la que la mayor parte de las especies presentan estas diferencias, con la única excepción de *A. girodi* (Tabla 2).

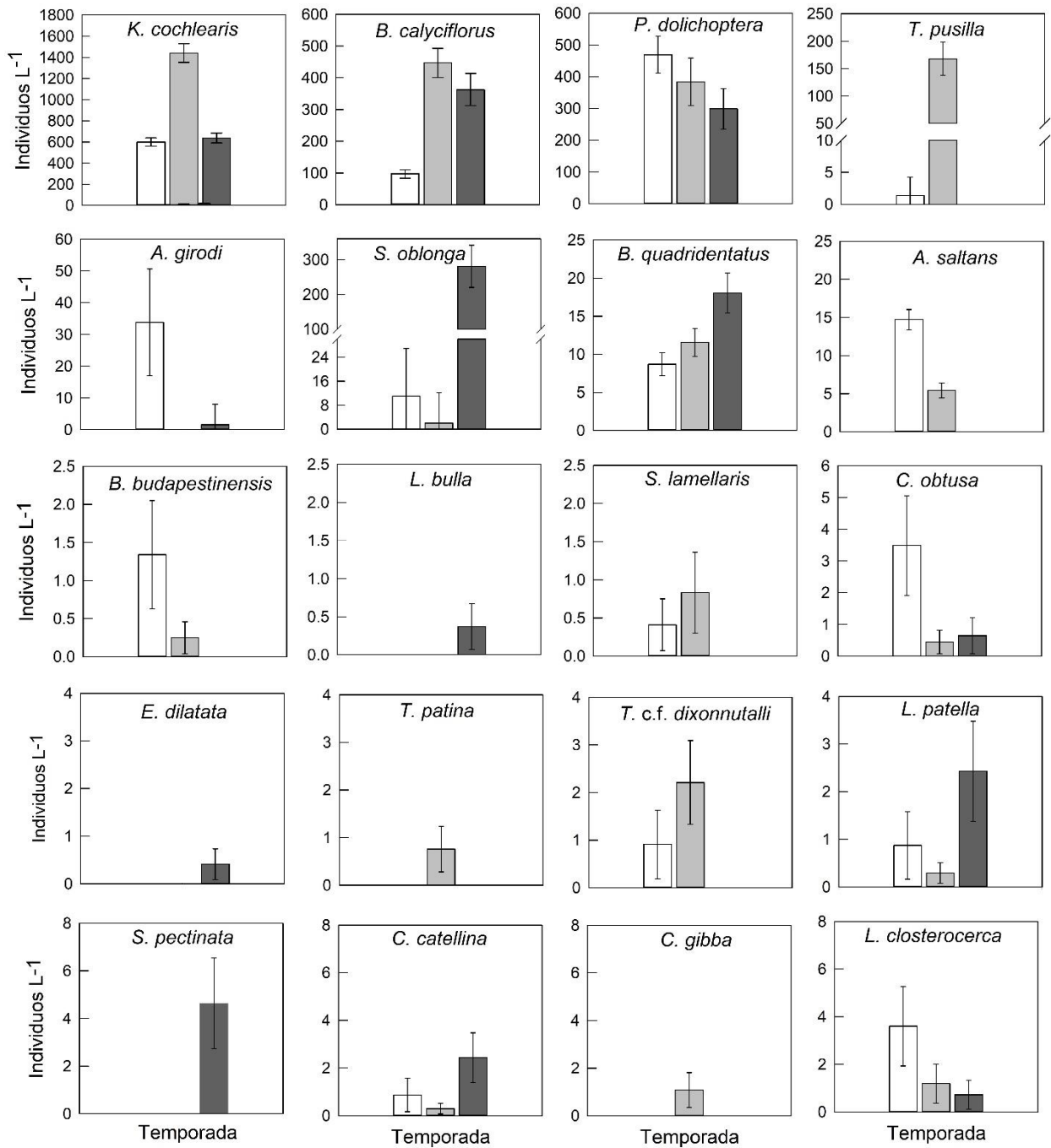


Figura 7. Densidad de rotíferos activos en la columna de agua durante las tres temporadas de un ciclo anual en el lago centro de la Cantera Oriente de la REPSA. (Blanco= secas cálidas; gris claro= lluvias; gris oscuro= secas frías).

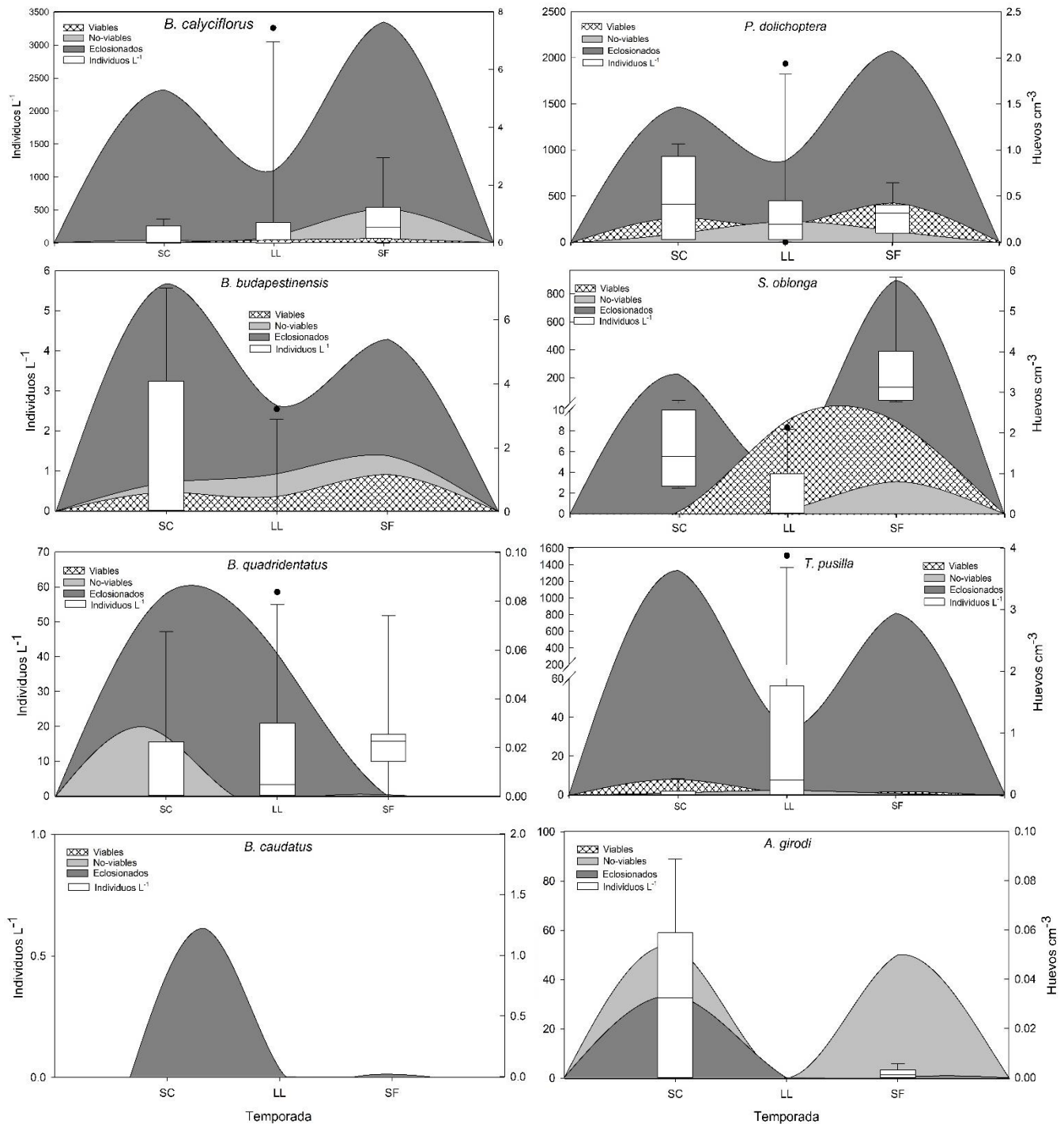


Figura 8. Densidad de especies de rotíferos observados en su forma activa en la columna de agua (Ind. L⁻¹) como en su forma inactiva en el sedimento (Huevos cm⁻³).

Densidad de huevos de resistencia y estado de viabilidad

En las trampas de sedimento en su mayoría se colectaron huevos de resistencia eclosionados, que representan más del 50 % del total en la mayoría de los periodos de muestreo, con un máximo de 89 %, a diferencia de los huevos viables y no-viables, los cuales se mantuvieron en valores y proporciones menores durante la mayor parte del periodo de estudio. La densidad de huevos de resistencia eclosionados se encuentra en un intervalo de 3.5 a 29 huevos cm^{-3} , sin embargo, en promedio se observaron entre 5.4 ± 1.6 y 14.9 ± 2.7 huevos cm^{-3} durante el año, en donde la densidad más elevada de huevos de resistencia eclosionados fue observada en la temporada de secas frías (Fig. 9).

Los huevos viables y no-viables no mostraron fluctuaciones evidentes, ya que siempre se observaron en menor proporción a los huevos eclosionados, sin embargo, en el mes de septiembre se puede observar la densidad de huevos de resistencia viables más elevada a lo largo del estudio con 6.8 huevos cm^{-3} representando el 52 % de los huevos captados para ese mes. Por otra parte, la densidad de huevos de resistencia deteriorados o no viables se observó en un rango de 0.1 a 4.6 huevos cm^{-3} observándose el valor máximo en la temporada de secas frías (Fig. 9).

La temporada de secas cálidas (marzo a mayo) obtuvo una densidad de 12.5 ± 0.9 huevos cm^{-3} ; secas frías (noviembre a febrero) con 19.6 ± 1.2 huevos cm^{-3} y la temporada de lluvias (junio a octubre) 8.4 ± 1 huevos cm^{-3} . Se encontraron diferencias significativas sobre la densidad de huevos de resistencia de rotíferos entre las tres temporadas a lo largo del año (ANOVA; $P < 0.001$).

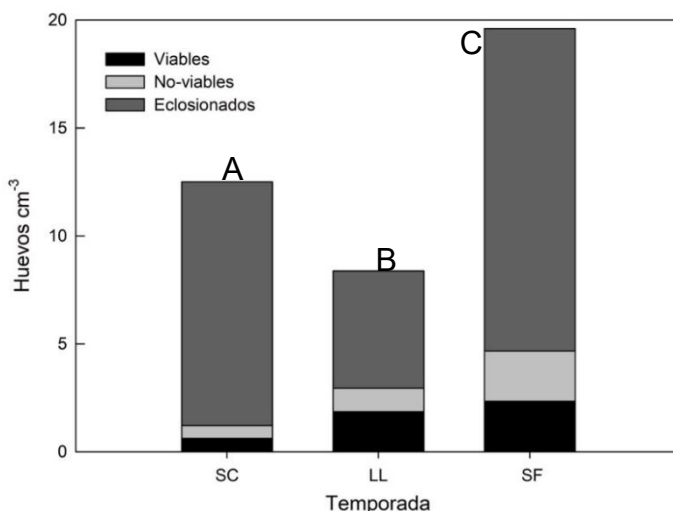


Figura 9. Densidad de huevos de resistencia de rotíferos eclosionados, viables y no-viables captados en la trampa de sedimento durante un ciclo anual durante las tres temporadas del año: secas cálidas (marzo-mayo) (SC), secas frías (noviembre-febrero) (SF) y lluvias (junio-octubre) (LL). Las letras representan diferencias significativas (ANOVA de una vía).

Tabla 2. ANOVA de una vía para la densidad general de huevos de resistencia de las especies de rotíferos en tres temporadas del año (secas cálidas, secas frías y lluvias). (GL = Grados de libertad, SC= Suma de cuadrados, MC= Media de cuadrados, F= prueba de F).

Fuente de variación	GL	SC	MC	F	P
<i>B. budapestinensis</i>					
Entre grupos	2	671.982	335.991	27.488	<0.001
Residual	9	110.008	12.223		
Total	11	781.990			
<i>B. calyciflorus</i>					
Entre grupos	2	993.548	496.774	14.399	0.002
Residual	9	310.511	34.501		
Total	11	1304.060			
<i>B. quadridentatus</i>					
Entre grupos	2	0.541	0.270	6.631	0.017
Residual	9	0.367	0.0408		
Total	11	0.908			
<i>B. caudatus</i>					
Entre grupos	2	32.404	16.202	20.717	<0.001
Residual	9	7.038	0.782		
Total	11	39.443			
<i>T. pusilla</i>					
Entre grupos	2	57.903	28.951	12.354	0.003
Residual	9	21.092	2.344		
Total	11	78.995			
<i>P. dolichoptera</i>					
Entre grupos	2	50.495	25.248	15.106	0.001
Residual	9	15.042	1.671		
Total	11	65.537			
<i>S. oblonga</i>					
Entre grupos	2	1138.364	569.182	29.044	<0.001
Residual	9	176.377	19.597		
Total	11	1314.741			
<i>A. girodi</i>					
Entre grupos	2	0.148	0.0739	0.867	0.452
Residual	9	0.767	0.0852		
Total	11	0.914			

Relación viabilidad-eclosión y viabilidad-deterioro

La relación del número de huevos diapáusicos viables y los huevos diapáusicos eclosionados y no-viables, permite tener un acercamiento hacia la dinámica del banco de huevos en el sedimento con respecto a la columna de agua, es decir, el acoplamiento bento-pelágico que se presenta en el sistema y el deterioro que puede llegar a existir. Para ambos casos, el encontrar valores de 0 o cercanos a este número, indican tasas de eclosión y de deterioro altas. La temporada de secas cálidas obtuvo una tasa de deterioro baja ($He/D=0.3$), seguido de la temporada de secas frías ($He/D=0.4$) mientras que la temporada de lluvias fue en la que se observó la menor tasa de deterioro ($He/D= 3.7$). Por otra parte, la tasa de eclosión fue alta en las tres temporadas del año, siendo la temporada de secas cálidas la que obtuvo la tasa de eclosión más alta ($He/Ha= 0.07$), seguido de la temporada de secas frías ($He/Ha=0.1$) y por último la temporada de lluvias ($He/Ha=0.2$) (Fig. 10).

La tasa de deterioro (He/D) por especie tuvo valores entre 0 a 14.4, siendo *A. girodi*, *B. quadridentatus* y *B. caudatus* las especies que presentaron la mayor tasa de deterioro. *S. oblonga* es la especie que presentó la menor tasa de deterioro, particularmente en la temporada de lluvias con un valor de 19. Especies como *B. calyciflorus* y *B. budapestinensis* presentaron las mayores tasas de deterioro durante la temporada de secas frías con un valor promedio de 0.2 y 0.9 respectivamente, mientras que en *P. dolichoptera*, *S. oblonga* y *T. pusilla* la tasa de deterioro se presenta de manera irregular en puntos específicos del año (Fig. 10).

La tasa de eclosión (He/Ha) fue elevada para casi todas las especies con valores que van de 0 a 0.99 donde *B. calyciflorus* y *T. pusilla* fueron de las especies con las mayores tasas de eclosión en las tres temporadas. Especies como *A. girodi*, *B. caudatus* y *B. quadridentatus* fueron las que presentaron tasas altas de eclosión, pero únicamente en una o dos temporadas del año (Fig. 10).

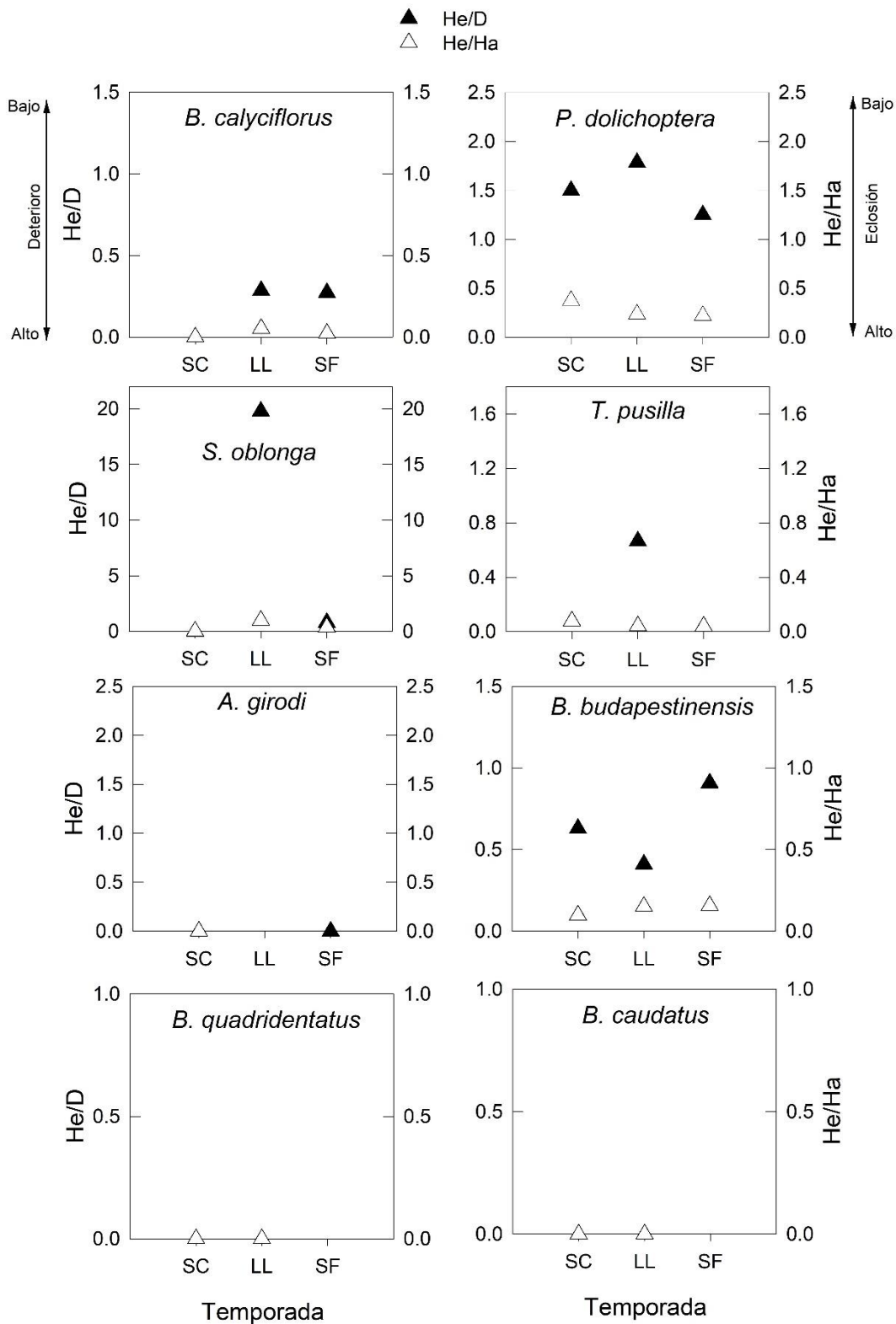


Figura 10. Relación de huevos de resistencia viables entre huevos de resistencia inviables y eclosionados de ocho especies de rotíferos encontradas en el banco de huevos en el sedimento en tres épocas .

Número de huevos por hembra

Este parámetro se pudo observar únicamente en especies como *B. calyciflorus*, *P. dolichoptera*, *B. quadridentatus*, *K. cochlearis* y *B. budapestinensis* a lo largo del estudio, debido a que son especies que llevan consigo huevos amícticos. La relación huevo-hembra se observó de manera general con un promedio de 0.3 huevos hembra⁻¹ en la temporada de secas frías, seguido de la temporada de lluvias y secas cálidas con promedios de 0.2 y 0.1 huevos hembra⁻¹. El valor promedio más alto de este parámetro se presentó en la temporada de secas frías en la especie *B. calyciflorus* con 0.5 huevos hembra⁻¹, seguido de *B. quadridentatus* en la temporada de lluvias con 0.4 huevos hembra⁻¹. Para *P. dolichoptera* la relación huevo-hembra se observó en un intervalo de 0 a 0.7 huevos hembra⁻¹, y un promedio de 0.3 huevos hembra⁻¹ en la temporada de secas frías. Por otra parte, *K. cochlearis* presentó una relación huevo-hembra de 0.3 huevos hembra⁻¹ en las temporadas de secas cálidas y secas frías mientras que en la temporada de lluvias obtuvo un promedio de 0.2 huevos hembra⁻¹ (Fig. 11).

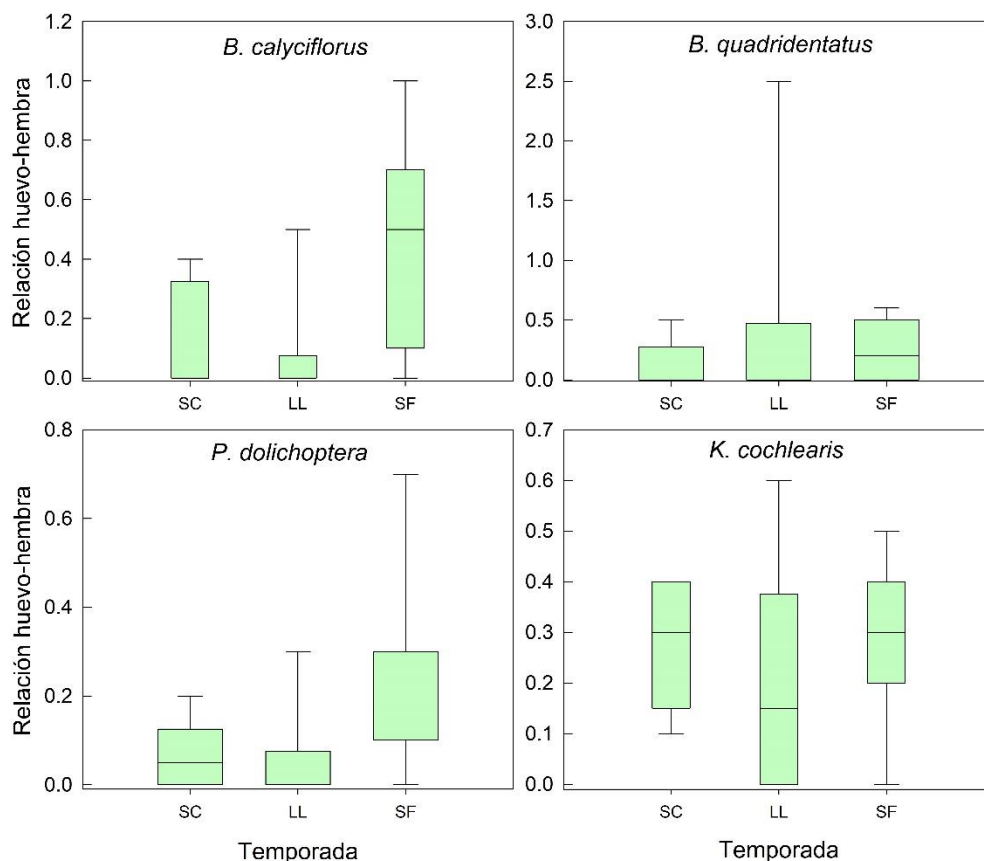


Figura 11. Relación huevos-hembra de 4 taxa seleccionados del lago centro de la Cantera Oriente REPSA, durante un periodo anual (la línea dentro de las cajas representa la media de los datos).

Se trató de relacionar la relación huevos-hembra con la producción de huevos diapáusicos mediante una correlación simple para cada especie. La regresión lineal para cada una de las especies de rotíferos no fue significativa ($P > 0.1$) y los valores de r^2 fueron de 0.007 a 0.1. La relación para *B. calyciflorus* y *P. dolichoptera* fue positiva, incrementando la densidad de huevos diapáusicos y la relación huevo hembra simultáneamente. Por otro lado, la relación entre estas dos variables para *B. quadridentatus* y *B. budapestinensis* resultó negativa.

Relación de variables físicas y químicas con la densidad de organismos activos e inactivos.

Se observaron 6 variables que explican las variaciones en la densidad de los individuos activos en la columna de agua mediante un análisis canónico de correspondencia. La temperatura fue la variable que mejor explica las variaciones presentes en *T. cf. dixonnutalli*, *C. gibba* y *L. closteroerca*. Los nitratos de manera indirecta para *A. girodi* y *C. catellina*, por otra parte, la concentración de clorofila a fue la que influenció las variaciones para *K. cochlearis*. La alcalinidad para *P. dolichoptera*, la turbidez con el disco de Secchi para *B. calyciflorus* y la profundidad para *C. obtusa* (Fig. 12).

Para los individuos inactivos en el sedimento se encontraron principalmente 4 variables físicas y químicas que explican la variación en la densidad de huevos de resistencia a lo largo del ciclo anual. La temperatura, para los huevos de resistencia de *B. calyciflorus* y *T. pusilla*, la alcalinidad y dureza para *P. dolichoptera*, *B. budapestinensis* y *S. oblonga*, mientras que la conductividad para los huevos de resistencia de *B. caudatus* (Fig. 12).

Las regresiones lineales de los huevos diapáusicos y los parámetros fisicoquímicos, mostraron una relación positiva entre la concentración de clorofila-a y la densidad de huevos de resistencia eclosionados, sin embargo, no fue significativa ($P = 0.70$; $r^2 = 0.006$). De igual manera, se trató de observar la relación entre la concentración de la clorofila a con la densidad de huevos de resistencia viables y no-viables, obteniendo relaciones negativas para ambas, sin embargo, en el caso de los huevos no-viables se puede observar una disminución de estos huevos conforme se incrementa la concentración de clorofila-a. Estas últimas correlaciones, de igual manera no fueron significativas y se obtuvo un valor de r^2 de 0.11 para ambas ($P_{\text{viables}} = 0.05$; $P_{\text{no-viables}} = 0.11$) (Fig. 13).

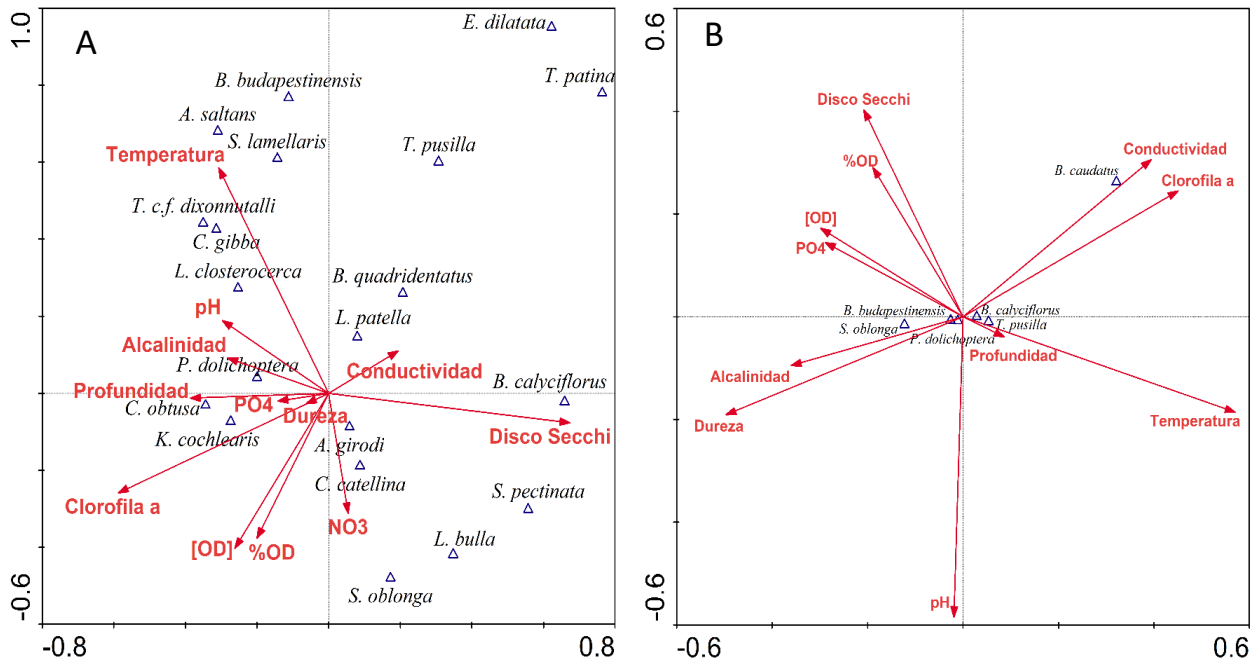


Figura 12. Análisis canónico de correspondencia para rotíferos activos en la columna de agua (A) e inactivos en el sedimento (B).

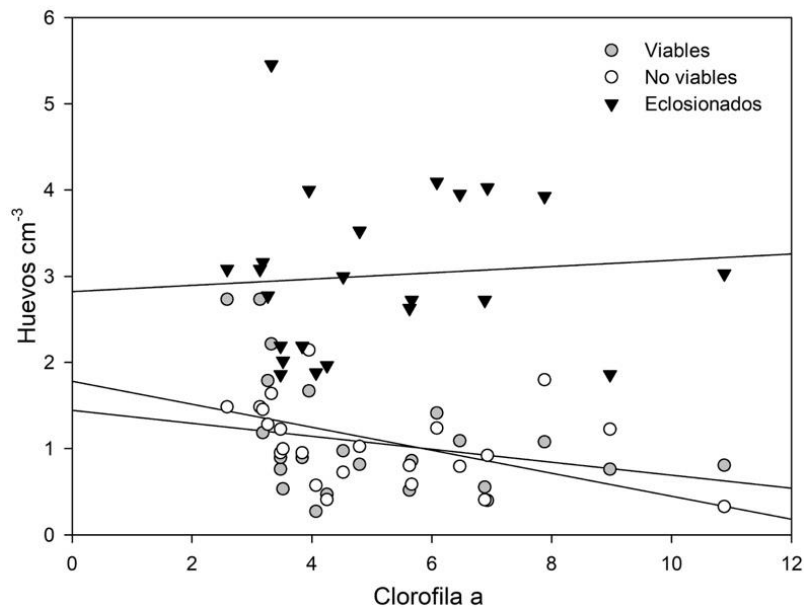


Figura 13. Correlación entre la densidad de huevos de resistencia captados en las trampas de sedimento con respecto a la concentración de clorofila a obtenidos a lo largo de un ciclo anual en el lago centro de la Cantera Oriente de la REPSA (datos transformados con raíz cuadrada).

Discusión

Variables físicas y químicas

Una cantidad considerable de trabajos enfocados hacia las variaciones estacionales de rotíferos se han llevado a cabo en México (Nandini et al., 2008; Sarma et al., 2011; Vásquez-Sánchez et al., 2014), los cuales fueron realizados en cuerpos de agua ubicados en diferentes zonas del país y con características físicas y químicas diferentes (Jiménez-Contreras et al., 2009; Muñoz-Colmenares et al., 2017). Gracias a ello, se ha llegado a observar diferentes procesos que siguen los organismos que los habitan, en donde una de las principales características que influye en ello es la profundidad de los sistemas. Los cuerpos de agua someros poseen de una gran importancia en México y el mundo, dada la basta cantidad de sistemas existentes de este tipo, por la gran diversidad que albergan, así como los diferentes servicios ambientales que brindan (Alcocer y Bernal-Brooks, 2010; Beklioğlu et al., 2016). Este hecho hace que sean sistemas típicamente estudiados y de gran interés hacia la dinámica del cuerpo de agua (Nandini et al., 2019). Uno de los trabajos más recientes que se ha llevado a cabo en sistemas someros es el realizado en la Cantera Oriente, donde se muestran fluctuaciones con respecto a las variables físicas y químicas del agua a lo largo del año, con valores similares a los obtenidos en este trabajo, principalmente en la concentración de nutrientes y clorofila- α (Gutiérrez et al., 2017).

Los elevados niveles de nutrimentos y clorofila a registrados en el Lago Centro de la Cantera Oriente coinciden con los obtenidos en otros periodos para este mismo sistema acuático (Gutiérrez et al., 2017). Estos valores son típicos de cuerpos de agua eutróficos y con tendencias hacia la hipereutrofización (Echaniz et al., 2012) y se presentan con cierta frecuencia en sistemas tropicales, someros y urbanos del centro del país, particularmente de la Ciudad de México (Enríquez-García et al., 2009; Jiménez-Contreras et al., 2018). De acuerdo con los datos obtenidos con el Índice de Estado Trófico, el Lago Centro tuvo una categoría de eutrófico la mayor parte del año, con tendencias a la hipereutrofización en los meses de (septiembre, noviembre y junio). La eutrofización entendida como el incremento en las concentraciones de los nutrimentos, principalmente fósforo y nitrógeno, al tener un fuerte componente antrópico, tiende a afectar de forma significativa a los sistemas urbanos (Moal et al., 2019), por lo que, en el caso de los cuerpos de agua de la Cantera Oriente, se ha descrito que el aporte externo de nutrientes proviene de los manantiales que alimentan a estos sistemas (Lugo-Vázquez et al. 2017). Este incremento de los nutrientes en el sistema está relacionado con los valores elevados de otros parámetros obtenidos en el estudio como la clorofila a y el pH. Una de las consecuencias del enriquecimiento de nutrientes en los sistemas acuáticos que ha sido documentada ampliamente es la presencia de floraciones algales (Zhang et al.

2019), y dichas floraciones a su vez se han asociado con incrementos en la concentración de clorofila a por lo que esto puede explicar los elevados valores en el Lago Centro. En trabajos recientes se ha logrado relacionar dichas variaciones en las concentraciones de nutrientes con un incremento en la concentración de clorofila a en el Lago Centro de la Cantera Oriente (Frías de la Cruz, 2019). A lo largo del estudio, la concentración de clorofila-a se mantuvo en niveles de hasta 80 $\mu\text{g L}^{-1}$, lo que genera una fuerte demanda de dióxido de carbono afectando los valores de pH, considerando que la reserva alcalina del cuerpo de agua es baja (Lampert y Sommer, 2007).

Riqueza específica y patrones de abundancia.

La riqueza específica del Lago Centro de la Cantera Oriente fue de 22 especies de rotíferos, este es un valor bajo respecto a los registrados en otros sistemas del centro del país (Rico-Martínez y Silva-Briano, 1993; Sarma y Elías-Gutiérrez, 1997) e incluso respecto a cuerpos de agua cercanos a la Cantera Oriente, donde se han registrado hasta 81 especies de rotíferos, en un cuerpo de agua eutrófico y somero al sur de la Ciudad de México, el lago de Xochimilco (Jiménez-Contreras et al., 2018). Sin embargo, los datos obtenidos se ajustan a los observados en trabajos anteriores realizados en la Cantera Oriente, donde Gutiérrez et al. (2017) y Santiago-Lima (2016) encuentran valores cercanos a las 20 especies en el Lago Centro. En ambos trabajos no solo se tiene coincidencia con la riqueza específica, también se comparten las especies dominantes, por lo que queda claro que los rotíferos *B. calyciflorus*, *K. cochlearis* y *S. oblonga* son las especies dominantes al hacerlo a lo largo de diferentes años.

En el lago centro se observó la dominancia de rotíferos en comparación a otros componentes del zooplancton como cladóceros y copépodos, este hecho es atribuido principalmente a la presencia de peces zooplanctívoros y por ende a la depredación como principal promotor de este patrón (Ismail y Adna, 2016). Los cladóceros y copépodos son organismos de mayor talla y por ello son detectados con mayor facilidad por los peces zooplanctívoros (Williams y Moss, 2003; Vijverberg, 2018). En los cuerpos de agua de la Cantera oriente se ha reportado especies exóticas de peces como *Cyprinus carpio*, *Carassius auratus* y *Girardinichtys multiradiatus* (Espinosa-Pérez, 2007). Estos peces pueden llegar a influir directamente en las comunidades zooplanctónicas por medio de la depredación (Florian et al., 2016). Además de esta interacción directa, pueden influir de manera indirecta a las poblaciones zooplanctónicas, alterando algunas variables físicas y químicas del agua (turbidez del agua, fósforo total, nitratos y amonio) (Lougheed et al., 1998).

Los rotíferos fueron el grupo del zooplancton con la mayor riqueza de huevos diapáusicos en el sedimento, lo cual concuerda con otras investigaciones sobre el banco de huevos en el sedimento (Araújo et al., 2013; Santangelo et al., 2015). Las 6 especies observadas en el banco de huevos han sido reportadas comúnmente en otros estudios, principalmente en los casos de los rotíferos de los géneros *Brachionus* y *Asplanchna* (Maia-Barbosa et al., 2003; Santangelo et al., 2015; Odriozola et al., 2020). El número de especies y la abundancia de los huevos diapáusicos es dependiente a factores como la temporalidad de un sistema, ya que sistemas que se desecan por completo una parte del año albergan un mayor número de especies, así como abundancias más elevadas mientras que en sistemas permanentes la riqueza de especies se ve reducida (Eskinazi-Sant'Anna y Pace et al., 2018; Vargas et al., 2019).

La riqueza de especies de rotíferos activos fue mayor a la observada en el banco de huevos de resistencia, si bien esto coincide con lo reportado por otros autores Araujo et al. (2013) y Freiry et al. (2019), a partir de la publicación del trabajo de May (1987), uno de los primeros en comparar la riqueza de rotíferos de la columna de agua con la riqueza en el banco de huevos de resistencia, los reportes han indicado una mayor riqueza en el banco de huevos respecto a la de organismos activos, asociado al efecto de almacenamiento (García-Roger, et al., 2019). La existencia de este patrón es hasta cierto punto obvia, debido a que el banco de huevos es el reservorio genético de los sistemas acuáticos por lo que potencialmente puede contener a todos los organismos que formen estructuras de resistencia y que hayan formado parte de la historia de ese cuerpo de agua (Brendonck y De Meester, 2003). Debido a esto, las técnicas de colecta de sedimentos empleadas pueden influenciar este resultado. En trabajos donde se colectan los sedimentos con dragas o nucleadores, cada centímetro de sedimento representa un periodo de tiempo (Sommer et al., 2016), que puede ser mayor a un año, por lo que en estos trabajos se pueden encontrar con poco sustrato una riqueza elevada, mientras que en trabajos como este, donde se colocan trampas, las estructuras de resistencia encontradas provienen de un periodo de tiempo definido y la riqueza dependerá de los organismos activos en la columna de agua durante ese periodo.

Un patrón interesante es el que se observa mediante el diagrama de Olmstead-Tukey en donde la mayoría de las especies dominantes en la columna de agua estuvieron presentes en el banco de huevos de resistencia. Lo anterior sugiere que las especies dominantes invierten constantemente en la reproducción sexual y por ende tienen una elevada tasa de producción de huevos diapáusicos. Esto ha sido observado en simulaciones mediante modelos matriciales, atribuyéndoselo a que de esa manera la colonización por organismos ajenos al sistema puede ocurrir con una menor probabilidad (Stelzer y Lehtonen, 2016). Al ser dominantes, se

observaron en densidades poblacionales altas en la columna de agua, una característica considerada como promotora de la reproducción sexual en algunas especies (Gilbert y Schröder, 2004). Respecto a eso Gilbert, (2003) reporta que en el rotífero *B. calyciflorus* la reproducción sexual se da en una densidad de entre 67 y 167 individuos L⁻¹, un valor muy similar al reportado para *B. plicatilis* el cual inicia su reproducción sexual con una densidad de 147 individuos L⁻¹ (Snell y Boyer, 1988). Además de esto, de acuerdo con Gryllström y Hansson, 2004, en el caso de los rotíferos, la inducción de la reproducción sexual obedece en mayor medida a factores bióticos (p. ej. Densidad poblacional elevada, depredación) que, a factores abióticos, por lo que es posible que esto explique la mayor presencia de huevos diapáusicos de las especies dominantes conformando el banco de huevos en el sedimento.

Por otro lado, en algunas especies o cepas de rotíferos no se puede observar una relación directa entre la densidad poblacional y la inducción de la reproducción sexual. En esos casos, se considera como un carácter intrínseco y no dependiente a la densidad poblacional e incluso ajeno a estímulos ambientales (Gilbert, 2019). Se ha observado que en especies del complejo *B. plicatilis* la reproducción sexual puede ser constante por lo que repercute en el tamaño poblacional, representando un trade-off entre estas dos variables (Gabaldón y Carmona, 2015). Este patrón ha sido reportado de igual manera por Dimas-Flores et al. (2019) y se ha considerado como un patrón dependiente al tipo de sistema en el que habiten los organismos (temporal o permanente). En el caso de las especies comunes, estacionales y raras, puede ser un patrón similar, pero inverso, es decir, una inversión mayoritaria en la reproducción asexual (García-Roger et al., 2019).

Densidad de individuos y diversidad

Una de las especies de mayor abundancia en la columna de agua, fue *K. cochlearis*, sin embargo, no se llegó a observar en su forma inactiva en el sedimento, hecho que se ha reportado en otras investigaciones (López et al., 2007). Este fenómeno puede explicarse mediante un patrón como el que describe Cieplinski et al. (2019) en donde la eficiencia en la fertilización de una hembra mítica por parte de un macho es nula, ineficiente, o que las estructuras de resistencia se encuentran en una densidad prácticamente imperceptible. Si bien no se han observado huevos de resistencia de *K. cochlearis* de manera directa en este trabajo, en otros estudios se ha registrado su presencia de manera indirecta, mediante la eclosión directa desde los sedimentos de cuerpos de agua temporales en Norteamérica (May, 1986; Albritton y White, 2006).

La diversidad de rotíferos activos en la columna de agua se encuentra entre los valores observados en otros estudios en cuerpos de agua eutróficos de México (Jiménez-Contreras et al., 2009; Nandini et al., 2016; Jiménez-Contreras et al., 2018). Por otra parte, Gutiérrez et al. (2017) obtuvieron valores de diversidad de 1.1 a 3.7 bits/ind, sobrepasando el valor máximo obtenido en este estudio (2 bits/ind) sin embargo, en esa investigación se consideraron todos los cuerpos de agua de la Cantera Oriente en donde se reportaron más especies además de las observadas en el Lago Centro, lo cual explica que el valor de diversidad sea mayor, al menos en un punto específico del año.

Por otra parte, la diversidad de rotíferos inactivos se observó de manera más constante en comparación con la de los rotíferos activos, tomando en cuenta que los componentes de la diversidad son la riqueza específica y la abundancia (Magurran, 2004), entendemos que las especies representadas en el banco de huevos de resistencia tienen una producción constante y en proporciones similares entre las diferentes especies (Santangelo et al., 2015). Debido a ello, se considera que las especies que habitan en el Lago Centro de la Cantera Oriente no están sujetas a fluctuaciones en las condiciones ambientales tan drásticas a lo largo del año (Yiğit, 2002; Castro et al., 2005; Okogwu et al., 2010; Tidame y Shinde, 2012; Gutiérrez et al., 2017), respecto a lo que puede ocurrir en cuerpos de agua monomícticos por ejemplo, donde los organismos están sujetos a fluctuaciones fuertes y muy localizadas temporalmente (Jiménez-Contreras et al., 2009; Ortega-Mayagoitia et al., 2011; Jensen, 2019), por lo que la producción de huevos diapáusicos y la eclosión de estos se observan en mayor medida en puntos específicos del año.

La riqueza específica de rotíferos fue diferente en la columna de agua y en el banco de huevos en el sedimento. Estas diferencias recalcan el hecho de utilizar ambas partes (columna de agua y sedimento) para llevar a cabo estudios de diversidad, así como listados taxonómicos para evitar una subestimación del número especies (Freiry et al., 2019). Una gran cantidad de estudios se han llevado a cabo considerando solo la columna de agua (Vignatti et al., 2012; Diovisalvi et al., 2015; Gurav y Rao, 2019), sin embargo, se ha observado que hay especies que se observan únicamente en la columna de agua o viceversa en el sedimento (Gerhard et al., 2016). Este patrón se ha tratado de explicar mediante la edad de los huevos diapáusicos, ya que depende de cómo se llevan a cabo las colectas de sedimento. Si se utiliza un nucleador las especies en el sedimento pueden ser representantes de periodos anteriores a pesar de encontrarse en un mismo estrato de color (meses, años etc.) (Epp et al., 2010). En el caso de este estudio se tiene la certeza de que son huevos diapáusicos producidos recientemente debido a que se utilizaron trampas de sedimentos y que la diferencia entre el número de especies en el

sedimento y la columna de agua se debe potencialmente a estrategias demográficas implementadas por los organismos (García-Roger et al., 2019).

La dominancia en la columna de agua fue por parte de 5 especies de rotíferos, dentro de estas especies, se encuentran 3 especies de la familia Brachionidae (*B. calyciflorus*, *B. quadridentatus* y *K. cochlearis*) que presentan un comportamiento similar en varios cuerpos de agua del centro de México (Torres-Orozco y Zanatta, 1998; Figueroa-Sánchez et al., 2014; Gutiérrez et al., 2017). *B. calyciflorus*, fue una de las especies más constantes y de mayor abundancia en la columna de agua, junto con *K. cochlearis* y *P. dolichoptera*. Una de las principales características de estas taxa, es que presentan diferentes mecanismos para defenderse ante la depredación (ciclomorfosis o estrategias de evasión) principalmente por parte de copépodos ciclopoideos y otros rotíferos depredadores como pueden ser especies del género *Asplanchna* (Gilbert y Williamson, 1978; Gilbert, 1985). Estos mecanismos son considerados de suma importancia debido a que permiten aumentar la eficiencia biológica de los organismos ante la depredación (Yin et al., 2017). La depredación es considerada como una interacción principal que moldea a las comunidades en un sistema (Horppila et al., 2018; Karakoç et al., 2018), por lo que los organismos que presenten mecanismos para evadir la depredación pueden verse mejor representados en la columna de agua y dominar un sistema acuático.

Otra manera de evadir la depredación es optar por una distribución espacial y temporal diferente a la de los depredadores. La reproducción sexual y producción de huevos diapáusicos se consideran como mecanismos para evadir la depredación (Brand, 2005; Li y Niu, 2018). Con ello se puede sugerir que las especies dominantes se encuentran en constante presión de depredación lo que les obliga a estar presentes en una densidad de individuos alta y bien representados en el banco de huevos en el sedimento (Vadstein et al., 2012). El resto de las especies de rotíferos encontradas en la columna de agua no presentan algún tipo de mecanismo morfológico para defenderse de la depredación (*Lecane*, *Cephalodella*, *Synchaeta* etc.) o al menos no tan drástico como en las especies anteriormente mencionadas.

Todas las especies que conforman el banco de huevos en este sistema son algunas de las comúnmente encontradas en el sedimento de diferentes cuerpos de agua (Langley et al., 2001; Duggan et al., 2002). En la mayoría de los casos se utiliza la eclosión directa de los sedimentos, por lo que se ignora la apariencia y morfología de los huevos de resistencia de las diferentes especies (Walsh et al., 2017). Actualmente se han llevado a cabo contribuciones para la identificación taxonómica en varios grupos del zooplancton, tomando en cuenta la morfología de los huevos de resistencia, para así identificar a los individuos sin la necesidad obligada de promover la eclosión (Guerrero-Jiménez et al., 2019). Hecho que se ha llevado a

cabo en cladóceros, con claves taxonómicas utilizando efípios de diferentes especies de *Daphnia* (Mergeay et al., 2005). Estas contribuciones en un futuro pueden ser de gran ayuda para llevar a cabo trabajos enfocados sobre el acoplamiento bento-pelágico, tanto de un solo taxa, como lo hace García-Roger et al. (2006) con el complejo *B. plicatilis*, así como el realizado en esta investigación, considerando todas las especies encontrados en el banco de huevos.

En los estudios donde se analiza la densidad de huevos de resistencia implementan diferentes metodologías, una de ellas es la eclosión directa desde los sedimentos, la cual fue una técnica pionera en la investigación del banco de huevos de resistencia (May, 1986, 1987). Por otra parte, se han implementado diferentes técnicas para llevar a cabo el aislamiento de huevos de resistencia de los sedimentos (Onbé, 1978; Marcus, 1990). Estas técnicas permitieron tener un acercamiento hacia la morfología de los huevos de resistencia, y lograr identificar a los taxa sin la necesidad de promover la eclosión (Maia-Barbosa et al., 2003), contando en conjunto con trabajos donde se recalca el carácter especie específico de la capa exterior de los huevos de resistencia de rotíferos (Gilbert y Wurdak, 1978; Munuswamy et al., 1996). Las técnicas de aislamiento primordialmente se utilizan luego de coleccionar muestras de sedimento, ya sea mediante la utilización de un nucleador o diferentes tipos de dragas (Arnott y Yan, 2002; Vehmaa et al., 2018; Freiry et al., 2019). Este método de colecta puede subestimar el tiempo que llevan los huevos de resistencia en el sedimento, a pesar de que se pueden utilizar técnicas de datación, y sólo se puede estimar cuales son los huevos relativamente jóvenes sin tener un dato concreto de la cantidad de huevos de resistencia recién producidos (Sommer et al., 2016; Zweerus et al., 2017).

Estas técnicas se han implementado para observar las variaciones en diferentes cuerpos de agua en la densidad y eclosión de huevos de resistencia, con la cual se ha podido determinar que la producción de huevos diapáusicos es más intensa en un cuerpo de agua con mayor productividad (Duggan et al., 2002). Mientras que, la salinidad puede ser una variable importante ya que se han observado ciertas correspondencias entre el número de huevos de resistencia y la salinidad de un cuerpo de agua (Moscatello y Belmonte, 2009).

Por otra parte, en cuerpos de agua profundos se ha observado variaciones en la producción de huevos de resistencia en diferentes temporadas. En el caso del Lago Centro de la cantera Oriente también se pudieron observar diferencias entre las temporadas, principalmente en secas frías a pesar de ser un cuerpo de agua somero. Sin embargo, estas diferencias en la densidad de huevos de resistencia no son tan distantes como en un sistema profundo (Brandão et al., 2014). La temporada de secas frías alcanzó densidades de individuos relativamente altas en la columna de agua, así como una diversidad mayor a la del resto del estudio. Se ha reportado

que durante esta temporada en un cuerpo de agua somero y eutrófico la comunidad zooplanctónica está dominada por algunas especies de rotíferos, las cuales son consideradas como bien adaptadas a condiciones extremas (Virro et al., 2009). En el Lago Centro de la Cantera Oriente se ha reportado que la diversidad de rotíferos se ve reducida en algunos meses de esta temporada, sin embargo, sigue siendo una densidad elevada (2223 ind. L^{-1}) (Santiago-Lima, 2016) así como la dominancia de un gran número de especies (Gutiérrez-González, 2015). Por lo que el hecho de que las especies dominantes sobrelleven este periodo de mejor manera hace evidente que la producción de huevos de resistencia sea intensa en esta temporada, considerándola como óptima para estas especies, debido a que descarta una competencia interespecífica por los recursos (Gilbert, 2010) además de que el Lago Centro presenta una alta producción primaria durante todo el año.

En este trabajo se implementó una técnica donde se puede distinguir la cantidad de huevos de resistencia que se producen y/o se integran al banco de huevos en el sedimento en un tiempo determinado; método utilizado principalmente con cladóceros (Brandao et al., 2014; Conde-Porcuna et al., 2014). Se pudo observar una cantidad considerable de huevos de resistencia ($\text{max. } 37 \text{ huevos cm}^{-3}$) valor dentro del rango reportado para diferentes cuerpos de agua (Walsh et al., 2017). Por otra parte, en la mayoría de los estudios enfocados a analizar la densidad de huevos de resistencia, se utilizan diferentes unidades de área o volumen para expresar los resultados (p. ej. huevos cm^{-2} , huevos m^{-2} , huevos cm^{-3} , huevos g^{-1} etc.) (Maia-Barbosa et al., 2003; Moscatello y Belmonte, 2009; Branstrator et al., 2015, Walsh et al., 2017). Esta variedad de unidades puede representar una problemática cuando se requiere comparar datos de diferentes cuerpos de agua, por lo que el unificar una unidad de densidad facilitaría esta acción.

Relación viabilidad-eclosión y viabilidad-deterioro.

El Lago Centro de la Cantera Oriente es un sistema con una elevada tasa de eclosión, por lo que puede considerársele como un banco de huevos transitorio (De Stasio, 2007). Debido a ello el acoplamiento bento-pelágico fue intenso gran parte del año. El hecho de que el Lago Centro de la Cantera Oriente sea somero y que además presente una productividad alta, permite que este acoplamiento se haya observado de una manera intensa (Burian et al., 2016). En cuerpos de agua profundos esta característica se puede observar en menor medida y con alternancia dependiente de las épocas del año (Gilbert, 2019).

El inicio y el término de la diapausa es un proceso estrechamente relacionado con factores bióticos (Gryllstöm y Hansson, 2004) por lo que se pueden distinguir temporadas en el año en donde la eclosión se ve favorecida, debido a ciertos

estímulos que propician el fin de la diapausa, sin embargo, se ha observado que existe un lapso en el cual los huevos diapáusicos no eclosionan si no hasta el paso de un determinado periodo de tiempo. Este es el denominado periodo refractario, considerado como un periodo en el cual los estímulos ambientales para promover la eclosión no llegan a tener un efecto sobre los huevos de resistencia (Ślusarczyk et al., 2019) por lo que la eclosión de los huevos de resistencia no se lleva a cabo si no hasta el término de este periodo. Se ha demostrado que la duración del periodo refractario puede ser diferente a lo largo año, lo que propicia una mayor o menor eclosión durante ciertas temporadas del año (Ślusarczyk et al., 2019; Odriozola et al., 2020). En el caso particular del Lago Centro el periodo refractario parece ser muy corto, menor a 15 días, en una elevada proporción, ya que poco más del 50 % de los huevos diapáusicos eclosionaban en este periodo de tiempo a largo de todo el año. Debido a esto, los huevos diapáusicos que permanecieron viables, tienen un periodo refractario mayor, por lo que serán los que eclosionen en otras épocas del año (Ślusarczyk et al., 2019).

La fracción de huevos diapáusicos que son viables y que no eclosionan está relacionada a un retraso en la eclosión, lo cual también es conocido como diapausa prolongada (Martínez-Ruiz y García-Roger, 2015). Este fenómeno está estrechamente relacionado con la combinación de dos principales mecanismos, la plasticidad fenotípica y la estrategia de cobertura de apuesta (bet-hedging) (Simons, 2014). Esta estrategia es comúnmente orientada a ambientes temporales, sin embargo, en sistemas poco fluctuantes asegura un futuro para las poblaciones en dado caso de que se presente una situación catastrófica (Brendonck et al., 2016). Con ello, en la mayoría de las especies dominantes, esta estrategia parece evidente, ya que poco más del 50 % de los huevos diapáusicos producidos eclosionaban, con lo que el resto de ellos se encuentran en una etapa de diapausa prolongada y puedan eclosionar en un momento en cual la población en la columna de agua se vea comprometida.

Con una eclosión constante y en proporciones considerables, las especies de rotíferos dominantes pueden mantener ese patrón de abundancia en la columna de agua la gran parte del año. Si bien es importante conocer cuánto tiempo tarda un huevo de resistencia en sedimentarse, al ser un cuerpo de agua somero la posibilidad de que los huevos de resistencia eclosionen antes de llegar al fondo del sistema es importante (Rother et al., 2010). En cladóceros se ha observado que las estructuras de resistencia o efípios pueden presentar o no cierto tipo de flotabilidad, lo que les representaría ciertas ventajas, ya sea facilitar la dispersión (flotantes) o eclosionar/acumularse en el sedimento (no-flotantes) (Cáceres et al., 2007). En rotíferos, se ha especulado al respecto, principalmente con los huevos de resistencia de Brachionidos, ya que presentan un espacio extraembrionario, que se

consideraba como una estructura con una función potencial para la flotabilidad (Wurdak et al., 1978).

El Lago Centro al ser un cuerpo de agua con aproximadamente un metro de profundidad, la luz penetra prácticamente toda la columna de agua, por lo que la eclosión de los huevos de resistencia puede llevarse a cabo, debido a que este factor es uno de los principales promotores de la eclosión (Gryllström y Hansson, 2004; Hee-Jin et al., 2015). La poca profundidad de este sistema permite que el viento y/o algunos vertebrados promuevan la resuspensión del sedimento (Luettich et al., 1990; Moreno et al., 2019) hecho que fue observado en algunas de las visitas al sitio, llevado a cabo principalmente por peces. La resuspensión del sedimento es considerado como un factor primordial para la eclosión de huevos de resistencia en poblaciones naturales, debido a que los huevos de resistencia al estar acumulados en el sedimento pueden estar expuestos a condiciones de anoxia y que al cambiar esta condición se puede llevar a cabo un mayor número de eclosiones (Gyllström et al., 2008; Broman et al., 2015).

Número de huevos por hembra

El número de huevos por hembra ha sido una característica que ha sido estudiada desde hace varias décadas (Edmondson, 1960; Korstad et al., 1995). Este parámetro es utilizado para medir el potencial de crecimiento en poblaciones naturales, así como en cultivo, y con ello conocer el estado de una población (De Wilde et al., 2010). Diversos factores abióticos (pH, salinidad, etc.) y bióticos (depredación, competencia etc.) han demostrado tener efectos negativos sobre esta variable (Sarma et al., 2005). Sin embargo, la concentración, tipo y calidad de alimento son considerados como los principales agentes que influyen en el número de huevos por hembra (Sarma y Rao, 1990). En cuerpos de agua poco productivos y que presentan una estacionalidad muy marcada la relación huevo-hembra se reduce debido a una limitación en cuanto a la concentración de alimento (González y Frost, 1992). Por otro lado, en sistemas someros con productividad elevada este parámetro está mejor representado y sin fluctuaciones evidentes en la gran mayoría de las especies (Jiménez-Contreras et al., 2018).

En el Lago Centro de la Cantera Oriente, la relación huevo hembra se observó en un intervalo de 0 a 2.5, valor ligeramente elevado para cuerpos de agua epicontinentales (Devetter y Seda, 2003). De manera general, esto indica que las poblaciones en este cuerpo de agua se encuentran en constante reproducción partenogénica y pueden considerarse en un buen estado de “salud” (Wen et al., 2019). Las especies en las que se pudo medir este parámetro son las que llevan

cargando consigo huevos partenogénicos (Brachionidos) siendo estas las especies dominantes en el sistema. Los valores de la relación huevo-hembra obtenidos en este trabajo, son explicados dada la concentración y amplia gama de tipos de alimento (*Scenedesmus*, *Chlamydomonas*, *Chlorella*, *Pediastrum* etc.) resultado de la elevada concentración de nutrientes en el agua (Novelo et al., 2009). Sin embargo, se ha observado que la cantidad de huevos por hembra se ve reducido cuando existe una densidad poblacional elevada (Sarma et al., 2005), factor al que se le puede atribuir las variaciones en este parámetro a lo largo del año, debido a que los Brachionidos alcanzaron densidades sumamente altas en algunos momentos del estudio.

El hecho de que la relación huevo hembra mostrara valores ligeramente altos para ciertos meses del año llevó a pensar si este parámetro podría estar relacionado con la producción de huevos de resistencia. Se siguió el supuesto de que al presentar un mayor número de huevos por hembra significaría un buen estado de la población, dadas las características del cuerpo de agua con respecto a la disponibilidad de alimento. Todo esto tomando en cuenta la hipótesis del alto costo energético sobre la reproducción sexual y considerando los posibles trade-offs que se presentan (Dimas-Flores et al., 2019). Principalmente para conocer si los huevos de resistencia son producidos cuando la población se encuentra en un buen estado, sin embargo, al analizar los datos obtenidos, esta relación entre ambos parámetros resultó no significativa para todas las especies. Un detalle que se puede observar es que en las especies dominantes como *B. calyciflorus* y *P. dolichoptera* existe una tendencia positiva entre la relación huevo hembra y la densidad de huevos de resistencia ($r^2= 0.08$ y 0.1 respectivamente) , por lo que se puede interpretar, al menos para estas dos especies que la producción de huevos de resistencia se lleva a cabo cuando las condiciones de la población son buenas. Para el resto de las especies, se puede mencionar que al menos en estas dos poblaciones la presencia de un trade-off podría estar presente en otra variable, como puede ser en el crecimiento somático de los individuos (Nandini y Rao, 1998) o como en el caso de *K. cochlearis*, una inversión mayoritaria en el crecimiento poblacional dejando de lado la reproducción sexual (p. ej. nula eficiencia en la fertilización) (López et al., 2007; Cieplinski et al., 2019).

Relación de variables físicas y químicas con la densidad de individuos activos e inactivos

Las variables físicas y químicas, como se mencionó anteriormente, no presentaron variaciones considerables a lo largo del año, sin embargo, se conoce que pueden llegar a influenciar la densidad de organismos activos en la columna de agua

(Jiménez-Santos et al., 2019a). Se determinaron cinco principales variables que explican la variación en la densidad de los individuos activos (temperatura, nitratos, clorofila-a, alcalinidad y turbidez). Estas variables son consideradas de una gran importancia cuando se habla de la estructura de la comunidad zooplanctónica en poblaciones naturales, con una influencia directa o indirecta (King y Serra, 1998). La temperatura es una en las que más se ha indagado, demostrando que la variación en este parámetro, en experimentos de laboratorio, puede influir en gran medida en variables demográficas de las poblaciones (Jiménez-Santos et al., 2019b) al igual que en la reproducción sexual y producción de huevos diapáusicos (Xi et al., 2004). Sin embargo, se ha observado que, ante un intervalo de temperaturas, la respuesta de los individuos es diferente entre las especies (Fernández-Araiza et al., 2005), así como dependiente del sistema de donde son aislados (Serra et al., 2019). Esto además ha sido estudiado en combinación con muchos factores. Uno de ellos es la concentración de alimento, si bien se han llevado a cabo mayormente en experimentos de laboratorio (Pavón-Meza et al., 2004), con lo que el utilizar la concentración de clorofila-a, así como la concentración de nutrientes en un cuerpo de agua, puede brindar un acercamiento similar al observado en un laboratorio (Conde-Porcuna et al., 2002).

Los nitratos fueron una variable importante para la densidad de rotíferos activos en la columna de agua. En otras investigaciones se han obtenido resultados similares, sin embargo, la forma de nitrógeno que se observó como influyente para la distribución de los rotíferos fueron los nitritos (Yin et al., 2018). Se ha estipulado que estas formas de nitrógeno pueden actuar de una manera indirecta sobre las poblaciones de rotíferos (Ji et al., 2013), debido a que es un recurso utilizado por las microalgas. Se tienen evidencias en que la concentración de estos compuestos influye en la biomasa y densidad de microalgas (Arumugam et al., 2013; Zhuang et al., 2018). Debido a ello, al variar la concentración de nitratos en el sistema la concentración de clorofila-a puede llegar a presentar el mismo comportamiento y de esa manera influir en la densidad de rotíferos en la columna de agua.

La alcalinidad fue una de las variables que explican la variación de algunas especies de rotíferos. Una de ellas fue *B. budapestinensis* que en la investigación realizada por Gutiérrez et al. (2017) obtuvieron el mismo resultado. Por otra parte, Solanki et al. (2015) observaron que algunas especies de los géneros *Keratella*, *Proales* presentaron una correlación positiva con la alcalinidad, mientras que especies de los géneros *Brachionus* y *Epiphanes* obtuvieron una correlación positiva tanto con la alcalinidad como con la dureza del agua. Al igual que los nutrientes, estas variables se relacionan indirectamente con la densidad de rotíferos (Suman et al., 2017). La alcalinidad se relaciona principalmente con el pH, dado el sistema de amortiguamiento que provén los carbonatos, evitando altas fluctuaciones del pH de

un cuerpo de agua (Merino-Ibarra et al., 2008; Müller et al., 2015;). Además, puede llegar a influir en la producción primaria, debido a que se sabe que algunas microalgas pueden utilizar los carbonatos como fuente de carbono de reserva (Kim et al., 2019) y de esa manera mantener una relación indirecta con el zooplancton.

La turbidez del agua es una de las principales variables a considerar cuando se trata de un cuerpo de agua somero (Zhou et al., 2018). Puede estar relacionada con una concentración alta de microalgas o diferentes partículas en suspensión como pueden ser sedimentos, impidiendo la penetración de la luz (Srifa et al., 2016; Sokly et al., 2018). Se ha observado que, en cuerpos de agua expuestos a niveles altos de turbidez, la comunidad zooplanctónica se ve afectada, reduciendo su biomasa y composición principalmente (Modéran et al., 2010; Zhou et al., 2018). Estas afecciones se ven relacionadas principalmente con los hábitos alimenticios de los organismos (selectivos o no selectivos) debido a una interferencia mecánica al momento de engullir el alimento y que a la par involucra una menor asimilación de este (Dejen et al., 2004). Sin embargo, en el Lago Centro de la Cantera Oriente la luz penetraba prácticamente toda la columna de agua en la mayor parte del año, a excepción de junio, pero a pesar de ello, no se observaron repercusiones en la densidad de individuos, pero si en la diversidad. Por otra parte, el hecho de que la luz alcance la mayor parte de la columna de agua permite que los individuos sean capaces de percibir los cambios en el fotoperiodo, factor primordial para la reproducción sexual y producción de huevos diapáusicos (Gryllson y Hansson, 2004;).

La producción de huevos diapáusicos es un proceso regulado por diferentes factores tanto bióticos como abióticos (Gilbert, 2019). En este estudio se encontraron cuatro variables físicas y químicas que explican la variación de la densidad de huevos de resistencia (temperatura, alcalinidad, dureza y conductividad). La temperatura es considerada como la más importante en este proceso. Se ha observado que las fluctuaciones en la temperatura es uno de los principales inductores de la reproducción sexual, debido a que se considera como una señal adversa a la supervivencia de los individuos (Pourriot y Snell, 1983; Xi y Huang, 2004). En el caso particular de los huevos de resistencia de *B. caudatus*, la conductividad resultó ser una de las variables que influenciaban la densidad de estos huevos, a pesar de que el lago centro de la Cantera Oriente se trata de un cuerpo de agua con baja conductividad, con una variación considerable en la temporada de lluvias. En algunos casos específicos, como en el complejo *B. plicatilis*, además de la temperatura, la salinidad es un factor importante en la regulación de la reproducción sexual, debido a su característica eurihalina (Snell, 1986). Para el resto de las especies esta característica influye principalmente en aspectos demográficos relacionados con la supervivencia, donde, además, el

aumento en la salinidad o de sólidos disueltos por la actividad antropogénica afecta la riqueza específica y la diversidad de rotíferos de un cuerpo de agua (Bielanska-Grajner y Cudak, 2014).

La concentración de clorofila-a en el agua, es una de las variables que mostró una influencia sobre la densidad de individuos activos en la columna de agua y es de suma importancia en trabajos de esta índole (Pace, 1984; Negreiros et al., 2010). Sin embargo, no se mostró importante para la producción (producción total) de huevos de resistencia. A pesar de ello, se realizó un análisis de regresión lineal para observar la posible relación con la densidad de huevos de resistencia por su estado (viables, no viables y eclosionados). Esta relación se mostró no significativa para todos los estados de viabilidad, sin embargo, se pueden observar ciertas tendencias. Para el caso de los huevos viables y no viables, se observa una relación decreciente con respecto a la concentración de clorofila-a, mientras que, para los huevos diapáusicos eclosionados, la relación es directa. Esto lleva a pensar que los huevos viables son aquellos que estarán acumulados en el sedimento por más tiempo, relacionado a una diapausa prolongada formando el reservorio genético, pero con la posibilidad de eclosionar en un tiempo determinado si las condiciones se los permiten y así los organismos eclosionados tienen los suficientes recursos para mantener las poblaciones activas en la columna de agua (Brendonck y De Meester, 2003; De Stasio, 2007).

El hecho de que los huevos de resistencia eclosionados incrementen cuando la concentración de clorofila-a también lo hace, sugiere que los organismos activos no presentan algún tipo de deficiencia, al menos en la cantidad de alimento, y por lo tanto son capaces de llevar a cabo la reproducción sexual a pesar del alto costo metabólico que representa (Ricci, 2001; Dimas-Flores et al., 2019). Por otro lado, se puede considerar que los huevos diapáusicos eclosionados en un momento anterior fueron viables. Con estos datos se puede recalcar la importancia de la concentración de alimento sobre la viabilidad de los huevos diapáusicos (Gilbert, 2010). Por otra parte, existen muchas variables bióticas o abióticas que pueden llegar a influir de manera conjunta y dar como resultado este comportamiento, además de la posibilidad de ser un factor intrínseco dependiente de cada grupo taxonómico (Gilbert, 2019; García-Roger et al., 2019).

La depredación y competencia son variables bióticas que pueden llegar a influir sobre la estructura de la comunidad zooplanctónica (Lampert y Sommer, 2007). En este caso, estas consideraciones se dan gracias a la presencia de cladóceros y de copépodos ciclopoideos en el Lago Centro de la Cantera Oriente. El análisis de regresión lineal no mostró una relación significativa entre la densidad de microcrustáceos y la densidad de huevos de resistencia de rotíferos, pero si una

tendencia positiva para el caso de los cladóceros. Se han llevado a cabo experimentos en laboratorio en las que se concluye que, hay una influencia química sobre diferentes variables demográficas, provocando una competencia por interferencia (Conde-Porcuna, 1998; Espinoza-Rodríguez et al., 2012). También pueden existir afecciones mecánicas sobre rotíferos por parte de diferentes cladóceros (Gilbert y Stemberger, 1985; Burns y Gilbert, 1986), siendo dependientes de la capacidad natatoria y tamaño, tanto de cladóceros como de rotíferos (Gilbert, 1988; MacIsaac y Gilbert, 1989). Estas afecciones se dan principalmente debido a que la mayoría de los cladóceros no son selectivos en su alimentación y al momento de incorporar el alimento, algunos rotíferos quedan atrapados entre los apéndices y las valvas, provocándoles un daño en la loriga, que pueden llegar a representar la muerte del individuo (Diéguez y Gilbert, 2011).

Los copépodos ciclopoideos, presentes en el Lago centro de la Cantera Oriente, en su forma adulta son considerados como potenciales depredadores de rotíferos (Sarma et al., 2019; Valencia-Vargas et al., 2020). Sin embargo, en la mayor parte del estudio se observaron en estadios tempranos de desarrollo, es decir, larvas nauplio y copepoditos, que es cuando podrían considerarse como potenciales competidores con los rotíferos, dados sus hábitos alimenticios (Fussmann, 1996;). El hecho de que no se presentaran relaciones significativas y que se encuentren en su mayoría en etapas tempranas del desarrollo, se debe a la presencia de peces, los cuales, consumen primordialmente a estos microcrustáceos, tanto copépodos como cladóceros, permitiendo la dominancia de los rotíferos (Czerniawski et al., 2016; Ginter et al., 2018).

La depredación y competencia entre los diferentes organismos que conforman la cadena trófica, también influyen en procesos intrínsecos de las poblaciones. En el zooplancton, se han observado que estas interacciones se encuentran relacionadas con la reproducción sexual. Sin embargo, esta característica es dependiente del sistema y de los grupos taxonómicos (Santangelo et al., 2018). Se ha observado que en algunos casos la presencia de algunos depredadores puede llegar a inducir la reproducción sexual, así como la producción y/o eclosión de huevos de resistencia (Pijanwska et al., 1996; Lass et al., 2005), mientras que en otros el efecto es nulo, asociado principalmente a cuestiones genómicas o a posibles trade-off's (Santangelo et al., 2010). Por otra parte, la competencia es una interacción que se encuentra en constante acercamiento con los organismos, y que también se ha relacionado con cuestiones de la reproducción sexual y producción de huevos de resistencia (Aránguiz-Acuña et al., 2018). De acuerdo con esto, el hecho de que algunos de los rotíferos del Lago Centro de la Cantera Oriente presenten una constante reproducción sexual podría estar relacionado a una intensa competencia, ya sea extrínseca o intrínseca, debido a las altas densidades en las que se hicieron

presentes en algunos puntos del año, y que el hecho de presentar una eclosión constante les permite coexistir en el sistema (Aránguiz-Acuña y Ramos-Jiliberto, 2014; Aránguiz-Acuña et al., 2015).

Conclusiones

Las variables físicas y químicas del Lago Centro de la Cantera Oriente, REPSA, tuvieron fluctuaciones a lo largo del año, siendo la profundidad, transparencia con el disco de Secchi y la concentración de clorofila-a las que presentaron la mayor variación. Se registraron concentraciones elevadas de nutrientes (nitratos y fosfatos) en el sistema, por lo que según el IET se puede catalogar como eutrófico con tendencia a la hipereutrofización la mayor parte del año.

La riqueza específica obtenida fue de 22 especies de rotíferos, dentro de 11 familias y 15 géneros. Los rotíferos fueron el grupo del zooplancton dominante a lo largo del todo el año, ya que solo se observaron 4 especies de cladóceros y 1 de copépodos de la clase Cyclopoida.

La mayor parte de las especies dominantes fueron las que se encontraron tanto en la columna de agua (activos) como en el sedimento (inactivos). La diversidad se observó en intervalo de 0.2 a 2 para la columna de agua y con 1.8 a 2.5 en el sedimento.

Los huevos diapáusicos eclosionados fueron los mejor representados a lo largo de todo el tiempo de estudio, con alrededor del 50 % la mayoría de las veces. La temporada de secas frías (noviembre a febrero), fue la que presentó la mayor densidad de huevos diapáusicos.

La densidad de individuos por litro de las especies de rotíferos que se encontraron en ambas partes (agua-sedimento) se vio mejor representada, de mayor a menor, en las especies de *B. calyciflorus*, *P. dolichoptera*, *S. oblonga* y *T. pusilla*. Se pudo observar que la mayoría de las especies se mantienen presentes en su forma inactiva en la mayor parte del año, con las únicas excepciones de *A. girodi*, *B. caudatus* y *B. quadridentatus*.

La relación obtenida entre la densidad de huevos de resistencia viables y eclosionados (H_e/H_a) se observó con valores de cero o cercanos a cero, para todas las especies lo cual representa una alta tasa de eclosión, y por lo tanto un acoplamiento bento-pelágico intenso para este sistema.

La relación huevo hembra se observó en un intervalo de 0 a 2.5 para especies principalmente de Brachionidos. Esta variable se relacionó con la densidad de

huevos de resistencia y solo se observaron tendencias positivas entre estas dos variables en el caso de *B. calyciflorus* y *P. dolichoptera*.

Se observaron un total de 6 variables físicas y químicas que explican en mejor medida las variaciones de los organismos activos en la columna de agua, las cuales fueron la temperatura, nitratos, clorofila-a, alcalinidad, transparencia y profundidad. Por otra parte, para los huevos de resistencia solo se observaron 4 variables que explican de mejor manera las respectivas variaciones, las cuales fueron la temperatura, alcalinidad, dureza y la conductividad.

Se observaron diferentes estrategias demográficas en las diferentes especies de rotíferos presentes en el Lago Centro de la Cantera Oriente, desde especies que tienden a presentarse en densidades sumamente elevadas (*K. cochlearis*) sin observar algún indicio de la reproducción sexual (huevo de resistencia), hasta especies que se hacen presentes en una densidad baja y/o con una distribución amplia, pero con una reproducción sexual y producción de huevos de resistencia constante (*B. budapestinensis*). Lo que de igual manera involucra diferentes aspectos sobre la inducción de la reproducción sexual, es decir la densidad a la que se inicia este proceso.

Literatura citada

- Albritton C.J. y White D.S. 2006. Rotifer hatching from the sediments of a fluctuating mainstream reservoir. *Southe. Nat.* 5(2): 345-354.
- Alcocer J. y Bernal-Brooks F. 2010. Limnology in Mexico. *Hydrobiologia.* 644: 15-68.
- APHA (American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation). 1989. *Standar methods for the examination of water and waste water*, 17th ed, APHA Washington D.C. 1197 p.
- APHA. 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th edition. Washington, DC, USA: American Public Health Association.
- Aránguiz-Acuña A. y Ramos-Jiliberto. 2014. Diapause may promote coexistence of zooplankton competitors. *J. Plankton Res.* 36(4): 978-988.
- Aránguiz-Acuña A. y Serra M. 2016. Diapause as escape strategy to exposure to toxicants: response of *Brachionus calyciflorus* to arsenic. *Ecotoxicology.* 25: 708-719.
- Aranguiz-Acuña A., Pérez-Portilla P., De la Fuente A. y Fontaneto D. 2018. Life-history strategies in zooplankton promote coexistence of competitors in extreme environments with high metal content. *Scientific Reports.* 8(11060): Doi:10.1038/s41598-018-29487-3.
- Aranguiz-Acuña A., Ramos-Jiliberto R. y Serra M. 2015. Zooplankton competition promotes trade-offs affecting diapause in rotifers. *Oecologia.* 177: 273-279.
- Arar E.J. y Collins G.B. 1997. Method 445.0. In vitro determination of chlorophyll a and pheophytin a in marine and freshwater algae by fluorescence. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, 22 pp.
- Araújo L.R., Lopes P.M., Santangelo J.M., Petry A.C. y Bozelli R.L. 2013. Zooplankton egg banks in permanent and temporary tropical aquatic systems. *Acta Limnol. Bras.* 25(3): 235-245.
- Arnott S.E. y Yan N.D. 2002. The influence of drought and re-acidification on zooplankton emergence from resting stages. *Ecol. Appl.* 12(1): 138-153.
- Arumugam M., Agarwal A., Arya M.C. y Ahmed Z. 2013. Influence of nitrogen sources on biomass productivity of microalgae *Scenedesmus bijugatus*.

- Assavaaree M., Hagiwara A., Kogane T. y Arimoto M. 2003. Effect of temperatura on resting egg formation of the tropical SS-type rotifer *Brachionus rotundiformis* Tschugunoff. Fisheries Sci. 69: 520-528.
- Ayala-Arce M. 2008. *Estructura y función del banco de huevos de Resistencia del zooplankton (copépodos y rotíferos) del Lago Alchichica, Puebla*. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México
- Balompapueng M.D., Munuswamy N., Hagiwara A. y Hirayama K. 1997. Effect of disinfectants on the hatching of marine rotifer resting eggs *Brachionus plicatilis* Müller. Aquac. Res. 28: 559-565.
- Banstrator D.K., Westphal K.L. y King B.K. 2015. Analysis of invertebrate resting eggs and other biota in ballast tank sediment of domestic Great Lakes cargo ships. J. Great Lakes Res. Doi.org/10.1016/j.jglr.2014.11.017.
- Beklioğlu M., Meerhoff M., Davidson T.A., Ger J.A. Havens K.E. y Moss B. 2016. Preface: Shallow lakes in a fast changing world. The 8th International Shallow Lakes Conference. Hydrobiologia. 778: 9-11.
- Bielanska-Grajner I. y Cudak A. 2014. Effects of salinity on species diversity of rotifers in antropogenic water bodies. Pol. J. Environ. Stud. 23(1): 27-34.
- Boraas M.E. 1983. Population dynamics of food-limited rotifers in two-stage chemostat culture. Limnol. Oceanogr. 28: 546–563.
- Brand Z. 2005. Freshwater copepods and rotifers: predators and their prey. Hydrobiologia. 546: 475-489.
- Brandão L.P.M., Pujoni D.G.F. y Maia-Barbosa P.M. 2014. Seasonal dynamics of *Daphnia laevis* Birge, 1878 ephippia in a tropical lake with a description of a new methodology for *in situ* evaluation. Braz. J. Biol. 74: 642-648.
- Brendonck L. y De Meester L. 2003. Egg Banks in freshwater zooplankton: evolutionary and ecological archives in the sediment. Hydrobiologia. 491: 65-84.
- Brendonck L., Pinceel T. y Ortells R. 2016. Dormancy and dispersal as mediators of zooplankton population and community dynamics along a hydrological disturbance gradient in inland temporary pools. Hydrobiologia. Doi:10.1007/s10750-016-3006-1
- Broman E., Brüsín M., Dopson M. y Hylander S. 2015. Oxygenation of anoxic sediments triggers hatching of zooplankton eggs. Proc. R. Soc. B 282: 2015-2025

- Burge D.R.L., Edlund M.B. y Frisch D. 2018. Paleolimnology and resurrection ecology: the future of reconstructing the past. *Evol. Appl.* 11: 42-59.
- Burian A., Schagerl M., Yasindi A., Singer G., Kaggwa M.N. y Winder M. 2016. Benthic-pelagic coupling drivers non-seasonal zooplankton blooms and restructures energy flows in shallow tropical lakes. *Limnol. Oceanogr.* 61: 795-805.
- Burns C.W. y Gilbert J.J. 1986. Direct observations of the mechanisms of interference between *Daphnia* and *Keratella chochlearis*. *Limnol. Oceanogr.* 31(4): 859-866.
- Cáceres C.E., Christoff A.N. y Boeing W.J. 2007. Variation in ephippial buoyancy in *Daphnia pulicaria*. *Freshw. Biol.* 52: 313-318.
- Castro B.B., Antunes S.C., Pereira R., Soares A.M.V.M. y Gonçalves F. 2005. Rotifer community structure in three shallow lakes: seasonal fluctuations and explanatory factors. *Hydrobiologia.* 543: 221-232.
- Cieplinski A., Weisse T. y Obertegger U. 2019. First study on the male inducing signal in *Keratella cochlearis*: Crowding is the key. *Limnologica* 77: [Doi.org/10.1016/j.limno.2019.125688](https://doi.org/10.1016/j.limno.2019.125688)
- Ciros-Pérez J., Ortega-Mayagoitia E. y Alcocer J. 2015. The role of ecophysiological and behavioral traits in structuring the zooplankton assemblage in a deep, oligotrophic, tropical lake. *Limnol. Oceanogr.* DOI: 10.1002/lno.10157.
- Conde-Porcuna J.M. 1998. Chemical interference by *Daphnia* on *Keratella*: a life table experiment. *J. Plankton Res.* 20(8): 1637-1644.
- Conde-Porcuna J.M., Ramos-Rodríguez E. y Pérez-Martínez C. 2002. Correlations between nutrient concentrations and zooplankton populations in a mesotrophic reservoir. *Freshw. Biol.* 47: 1463-1473.
- Conde-Porcuna J.M., Ramos-Rodríguez E. y Pérez-Martínez C. 2014. *In situ* production of empty ephippia and resting eggs by an obligate parthenogenetic *Daphnia* population. *J. Plankton Res.* 36(1): 157-169.
- Corre V., Faisan J., Carton-Kawagoshi R.J., Elle B.J., Traifalgar R.F. y Caipang C.M. 2012. Evidence of WSSV transmission from the rotifer (*Brachionus plicatilis*) to the black tiger shrimp (*Penaeus monodon*) postlarvae and means to control rotifer resting eggs using industrial disinfectants. *Aquac. Aquar. Conserv. Legis.* 5: 64-68.

- Cruz-Cruz A.G. 2018. *Ecología evolutiva de la partenogénesis cíclica en un rotífero en un ambiente poco variable*. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- Czerniawski R., Slugocki L. y Kowalska-Góralaska M. 2016. Diurnal changes of zooplankton community reduction rate at lake Outlets and related environmental factors. *Plos One*. 11(7): Doi:10.1371/journal.pone.0158837
- De Stasio B.T. 2007. Egg bank formation by aquatic invertebrates: A bridge across disciplinary boundaries. En: Alekseev V.R., De Stasio B.T. y Gilbert J.J. (Eds.). *Diapause in aquatic invertebrates. Theory and human use* Volumen 84, Springer. pp 121-134.
- De Wilde R., Dierckens K. y Bossier P. 2010. Rotifer (*Brachionus* "Cayman") culture performance improvement through L-carnitine addition is not related to fatty acid metabolism. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 393: 114-123.
- Debortoli N., Li X., Eyres I., Fontaneto D., Hespeels B., Tang C. Q., Flot J. F. y Van Donick K. 2016. Genetic Exchange among Bdelloid rotifers is more likely to horizontal gene transfer than to meiotic sex. *Curr Biol*. 26: 723-732.
- Dejen E., Vijverberg J., Nagelkerke L.A.J. y Sibbing F.A. 2004. Temporal and spatial distribution of microcrustacean zooplankton in relation to turbidity and other environmental factors in a large tropical lake (L. Tana, Ethiopia). *Hydrobiologia*. 513: 39-49.
- Derth Ph., Schoeters K., Vermeulen P., Sun J., Gao S., Shang Z., Naihong X., Van Duffel H. y Sorgeloos P. 1997. Production, disinfection and evaluating for aquaculture applications of rotifer resting eggs from Bohai Bay, P.R. of China. *Aquac. Int.* 5: 105-112.
- Devetter M. y Seda J. 2003. Rotifer fecundity in relation to components of microbial food web in a eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*. 504: 167-175.
- Diéguez M.C. y Gilbert J.J. 2011. *Daphnia*-rotifer interactions in Patagonian communities. *Hydrobiologia*. 662: 189-195.
- Dimas-Flores N., Serra M., García-Roger E.M. y Carmona M.J. 2019. Evidencing the cost of sexual reproduction in the rotifer *Brachionus plicatilis*. *Hydrobiologia* Doi.org/10.1007/s10750-019-3906-y
- Diovisalvi N., Echeverry G.E.S., Lagomarsino L. y Zagarese H.E. 2015. Seasonal patterns and responses to an extreme climate event of rotifers community in a shallow eutrophic Pampean lake. *Hydrobiologia*. 752: 125-137.

- Duggan I.C., Green J.D. y Shiel R.J. 2002. Rotifer resting egg densities in lakes of different trophic state, and their assessment using emergence and egg counts. *Arch. Hydrobiol.* 153: 409-420.
- Echaniz S.A., Vignatti A.M., Cabrera G.C. y Paggi S.B.J. 2012. Zooplankton richness, abundance and biomass of two hypertrophic shallow lakes with different salinity in central Argentina. *Biota Neotrop.* 12(2): 41-48.
- Edmondson W.T. 1960. Reproductive rates of rotifers in natural populations. *Memorie dell' Istituto Italiano di Idrobiologia.* 12: 21-77.
- Enrriquez-García C., Nandini S. y Sarma S.S.S. 2009. Seasonal dynamics of zooplankton in Lake Huetzalin, Xochimilco (Mexico City, Mexico). *Limnologica.* 39(4): 283-291.
- Epp L.S., Stoof K.R., Trsuth M.H. y Tiedemann R. 2010. Historical genetics on a sediment core from a Kenyan lake: intraspecific genotype turnover in a tropical rotifer is related to past environmental changes. *J. Paleolimnol.* 43: 939-954.
- Eskinazi-Sant'Anna E.M. y Pace M.L. 2018. The potential of the zooplankton resting-stage bank to restore communities in permanent and temporary waterbodies. *J. Plankton Res.* 00(00): 1-13.
- Espinosa-Pérez H. 2007. Peces. En: Lot A. (Ed.) *Guía ilustrada de la Cantera Oriente: Caracterización ambiental e inventario biológico.* Coordinación de la Investigación Científica, Secretaria Ejecutiva de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de la Ciudad Universitaria, UNAM. México, pp. 193-202.
- Espinoza-Rodríguez C.A., Sarma S.S.S. y Nandini S. 2012. Interactions between the rotifer *Euchlanis dilatata* and the cladocerans *Alona glabra* and *Macrothrix triserialis* in relation to diet type. *Limnologica.* 42: 50-55.
- Fernández-Araiza M.A., Sarma S.S.S. y Nandini S. 2005. Combined effects of food concentration and temperature on competition among four species of *Brachionus* (Rotifera). *Hydrobiologia.* 546: 519-534.
- Figuroa-Sánchez M.A. Nandini S. y Sarma S.S.S. 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). *J. Limnol.* 73(1): 157-166.

- Florian N., Lopez-Luque R., Ospina-Alvarez N., Hufnagel L. y Green A.J. 2016. Influence of a carp invasión on the zooplankton community in Laguna Media, a Mediterranean shallow lake. *Limnetica*. 32(2): 397-412.
- Fontaneto D. y De Smet W.H. 2015. Rotifera. En: Schmidt-Rhaesa A. (Ed.). *Handbook of Zoology, Gastrotricha, Cycloneuralia and Gnathifera. Volume 3, Gastrotricha and Gnathifera*. De Gruyter GmbH, Berlin, pp. 217-300.
- Franch-Gras L., García-Roger E.M., Serra M. y Carmona M.J. 2017. Adaptation in response to environmental unpredictability. *Proc. R. Soc. B* 284: Doi/10.1098/rspb.2017.0427
- Freiry R.F., Gouvea A., Becker J., Lansac-Tôha F.A., Lansac-Tôha F.M., Pires M.M., Stenert C., Maltchik L. 2019. Community structure and concordance patterns among zooplankton life stages in subtropical temporary ponds. *Aquat. Ecol.* Doi.org/10.1007/s10452-019-09740-1.
- Frias de la Cruz D. C. 2019. *El papel de Daphnia obtusa Kurz, 1875 como posible control de fitoplancton en tres lagos someros adyacentes con diferente estado trófico en Cantera Oriente, México*. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- Fussmann G. 1996. The importance of crustacean zooplankton in structuring rotifer and phytoplankton communities: an enclosure study. *J. Plankton Res.* 18(10): 1897-1915.
- Gabaldón C. y Carmona M.J. 2015. Allocation patterns in modes of reproduction in two facultatively sexual cryptic rotifer species. *J. Plankton Res.* 37(2): 429-440.
- Gama-Flores J.L., Sarma S.S.S., López-Rocha A.N. y Nandini S. 2019. Effects of cladoceran-conditioned médium on the demography of brachionid rotifers (Rotifera: Brachionidae). *Hydrobiologia*. 844(1): 279-289.
- García-Roger E.M., Carmona M.J. y Serra M. 2006. Patterns in rotifer diapausing egg banks: density and viability. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 336: 198-210.
- García-Roger E.M., Armengol-Diaz X., Carmona M.J. y Serra M. 2008. Assessing rotifer diapausing egg bank diversity and abundance in brackish temporary environments: an *ex situ* sediment incubation approach. *Fund. Appl. Limnol.* 173/1: 79-88.
- García-Roger E.M., Lubzens E., Fontaneto D. y Serra M. 2019. Facing adversity: Dormant embryos in rotifers. *Biol. Bull.* 237: 000-000.

- Gerhard M., Iglesias C., Clemente J.M., Goyenola G., Meerhoff M., Pacheco J.P., Teixeira-de Mello F. y Mazzeo N. 2016. What can resting egg banks tell about cladoceran diversity in a shallow subtropical lake?. *Hydrobiologia*. DOI 10.1007/s10750-016-2654-5
- Geung-Hwan L., Jong-Yun C., Kwang-Hyeon C., Min-Ho J., Gea-Jae J. y Hyun-Woo K. 2014. Mating behavior of *Daphnia*: Impacts of predation risk, food quantity, and reproductive phase of females. *Plos One*. 9(8): e104545.
- Gilbert J.J. 1974. Dormancy in rotifers. *Trans. Am. Microsc. Soc.* 93: 490-513.
- Gilbert J.J. 1977. Mictic-female production in monogonont rotifers. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 8: 142–155.
- Gilbert J.J. y Williamson C.E. 1978. Predator-prey behavior and its effect on rotifer survival in associations of *Mesocyclops edax*, *Asplanchna girodi*, *Polyarthra vulgaris*, and *Keratella cochlearis*. *Oecologia*. 37(1): 13-22.
- Gilbert J.J. y Wurdak E. 1978. Species-specific morphology of resting eggs in the rotifer *Asplanchna*. *Trans. Amer. Microsc. Soc.* 97(3): 330-339.
- Gilbert, J.J. 1980. Female polymorphism and sexual reproduction in the rotifer *Asplanchna*: evolution of their relationship and control by dietary tocopherol. *The American Naturalist*. 116(3): 409-431.
- Gilbert J.J. 1985. Escape response of the rotifer *Polyarthra*: A high-speed cinematographic análisis. *Oecologia*. 66(3): 322-331.
- Gilbert J.J. y Stemberger R. 1985. Control of *Keratella* populations by interference competition from *Daphnia*. *Limnol. Oceanogr.* 30(1): 180-188.
- Gilbert J.J. 1988. Susceptibilities of ten rotifer species to interference from *Daphnia pulex*. *Ecology*. 69(6): 1826-1838.
- Gilbert J.J. 1992. Rotifera. En Adiyodi, K.G. y R.G. Adiyodi (Eds.). *Reproductive Biology of Invertebrates*, Vol. 5 — *Sexual Differentiation and Behaviour*. Oxford & IBH Publishing Co, New Delhi: 115–136.
- Gilbert J.J. y Schreiber D.K. 1995. Induction of diapausing amictic eggs in *Synchaeta pectinata* *Hydrobiologia* 313/314: 345-350.
- Gilbert J.J. 2003. Specificity of crowding response that induces sexuality in the rotifer *Brachionus*. *Limnol. Oceanogr.* 48(3): 1297-1303.
- Gilbert J.J. y Schröder T. 2004. Rotifers from diapausing, fertilized eggs: Unique features and emergence. *Limnol. Oceanogr.* 49(4): 1341-1354.

- Gilbert J.J. 2007. Timing of diapause in monogonont rotifers. Mechanisms and strategies. En: Alekseev V.R., De Stasio B.T. y Gilbert J.J. (Eds.). *Diapause in aquatic invertebrates. Theory and human use* Volumen 84, Springer. pp 11-28.
- Gilbert J.J. 2010. Effect of food concentration on the production and viability of resting eggs of the rotifer *Brachionus*: implications for the timing of sexual reproduction. *Freshwater Biol.* 55: 2437-2446.
- Gilbert J.J. 2016. Resting-egg hatching and early population development in rotifers: a review and a hypothesis for differences between shallow and deep waters. *Hydrobiologia*. DOI 10.1007/s10750-016-2867-7.
- Gilbert J.J. 2018. Attachment behavior in the rotifer *Brachionus rubens*: induction by *Asplanchna* and effect on sexual reproduction. *Hydrobiologia*. Doi.org/10.1007/s10750-018-3805-7
- Gilbert J.J. 2019. Variation in the life cycle of monogonont rotifers: Commitment to sex and emergence from diapause. *Freshw. Biol.* Doi: 10.1111/fwb.13440.
- Ginter K., Blank K., Haberman J., Kangur A. y Kangur K. 2018. Fish predation pressure on zooplankton in a large northern temperate lake: impact of adult predators versus juvenile predators. *P. Est. Acad. Sci.* 67(4): 356-367.
- Glippa O., Denis L., Lesourd S. y Souissi S. 2014. Seasonal fluctuations of the copepod resting egg bank in the middle Seine estuary, France: Impact on the nauplii recruitment. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 142: 60-67.
- Gómez-Márquez J.L., Peña-Mendoza B., Salgado-Ugarte I.H. y Hernández-Aviles J.S. 2003. Zooplankton in Lake Coatetelco, a eutrophic shallow tropical lake in Mexico. *J. Freshw. Ecol.* 18(4): 659-660.
- González M.J. y Frost T.M. 1992. Food limitation and seasonal population declines of rotifers. *Oecologia*. 89(4): 560-566.
- González-Pérez B.K., Sarma S.S.S., Castellanos-Páez M.E. y Nandini S. 2018. The effect of endocrine disruptors on aquatic animals: a short review. En: Kaul BL. (Ed.). *Advances in Fish and Wildlife Ecology and Biology* Vol 7. Astral International Pvt. Ltd., New Delhi. 63-76 pp.
- Gryllström M. y Hansson L.A. 2004. Dormancy in freshwater zooplankton: Induction, termination and the importance of benthic-pelagic coupling. *Aquat. Sci.* 66: 274-295.

- Gryllström M., Lakowitz T., Brönmark C. y Hansson L.A. 2008. Bioturbation as driver of zooplankton recruitment biodiversity and community composition in aquatic ecosystems. *Ecosystems*. 11: 1120-1132.
- Guerrero-Jiménez G., Ramos-Rodríguez E., Silva-Briano M., Adabache-Ortiz A., Conde-Porcuna J.M. 2019. Analysis of the morphological structure of diapausing propagules as a potential tool for the identification of rotifer and cladoceran species. *Hydrobiologia*. DOI.org/10.1007/s10750-019-04085-0
- Gurav M.R y Rao K.R. 2019. Ecological parameters and interrelation of rotifers from Ekruk Tank, Solapur. *J. Exp. Zool. India*. 22(1): 61-65.
- Gutiérrez S.G., Sarma S.S.S. y Nandini S. 2017. Seasonal variations of rotifers from a high altitude urban shallow waterbody, La Cantera Oriente (Mexico City, Mexico). *Chin. J. Oceanol. Limnol* 35(6): 1387-1397.
- Gutiérrez-González S. 2015. *Variación estacional de rotíferos monogonontos (Rotifera) en la zona litoral de los cuerpos de agua de la Cantera Oriente (México D.F.) durante 2013-2014*. Tesis de Mestría. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- Hagiwara A., Hoshi N., Kawahara F., Tominaga K. y Hirayama K. 1995. Resting eggs of the marine rotifer *Brachionus plicatilis* Müller: development, and effect of irradiation on hatching. *Hydrobiologia*. 313/314: 223-229.
- Hagiwara A., Kim H.J. y Marcial H. 2017. Mass culture and preservation of *Brachionus plicatilis* sp. complex. En: Hagiwara A. y Yoshinaga T. (Eds.). 2017. *Rotifers: aquaculture, ecology, gerontology and ecotoxicology*. Fisheries Science Series, Springer Nature. pp 35-43.
- Hairston N.G. 1996. Zooplankton egg banks as biotic reservoirs in changing environments. *Limnol. Oceanogr.* 41: 1087-1092.
- Hairston N.G. y Fox J.A. 2013. Dormancy and Diapause. En: Levin S.A. (Ed.). *Encyclopedia of Biodiversity*, second edition, Volume 2, Waltham, MA: Academic Press, pp. 665-669.
- Hairston N.G. y J.A. Fox. 2009. Egg banks. En: Likens G.E. (Ed.). *Encyclopedia of Inland Waters*, vol. 3. Oxford pp 659-666.
- Hee-Jin K., Suga K., Kim B.M., Rhee J.S., Lee J.S. y Hagiwara A. 2015. Light-dependent transcriptional events during resting egg hatching of the rotifer *Brachionus manjavacas*. *Mar Genomics* Doi.org/10.1016/j.margen.2015.02.003.

- Horppila J., Härkönen L., Hellén N, Estlander S., Pekcan-Hekim Z. y Ojala A. 2018. Rotifer communities under variable predation-turbulence combinations. *Hydrobiologia*. Doi.org/10.1007/s10750-018-3823-5.
- Ismail A.H. y Adna A.A.M. 2016. Zooplankton composition and abundance as indicators of eutrophication in two small man-made lakes. *Trop. Life Sci. Res.* 27(1): 31-38.
- Jensen T.C. 2019. Winter decrease of zooplankton abundance and biomass in subalpine oligotrophic Lake Atnsjøen (SE Norway). *J. Limnol.* 78(3): 348-363.
- Ji G., Wang X. y Wang L. 2013. Planktonic rotifers in a subtropical shallow lake: succession, relationship to environmental factors, and use as bioindicators. *Sci. World J.* 2013: 1-14.
- Jiménez-Contreras J., Nandini S. y Sarma S.S.S. 2018. Diversity of rotifera (Monogononta) and egg ratio of selected taxa in the canals of Xochimilco (Mexico, City). *Wetlands*. DOI.org/10.1007/s13157-018-1063-0.
- Jiménez-Contreras J., Sarma S.S.S., Merino-Ibarra M. y Nandini S. 2009. Seasonal changes in the rotifer (Rotifera) diversity from a tropical high altitude reservoir (Valle de Bravo, Mexico). *J. Environ. Biol.* 30(2): 191-195.
- Jiménez-Contreras J., Sarma S.S.S., Piedra-Ibarra E. y Nandini S. 2017. Morphometric and molecular (COX 1) variations of *Asplanchna girodi* clones from Central Mexico. *J. Environ. Biol.* 38: 1229-1239.
- Jiménez-Santos M.A. Sarma S.S.S. y Nandini S. 2019. Temperature-dependent demographic differences in sessile rotifers of the genus *Limnias* (Rotifera: Gnesiotrocha). *J. Environ. Biol.* 40: 711-718. B
- Jiménez-Santos M.A., Sarma S.S.S., Nandini S. y Wallace R.L. 2019. Sessile rotifers (Rotifera) exhibit strong seasonality in a shallow, eutrophic Ramsar site in Mexico. *Invertebr. Biol.* Doi: 10.1111/ivb.12270. A
- Jönsson K.I. 2003. Causes and consequences of excess resistance in cryptobiotic metazoans. *Physiol. Biochem. Zool.* 76: 429-435.
- Karakoç C., Radchuk V., Harms H. y Chatzinotas A. 2018. Interactions between predation and disturbances shape prey communities. *Sci. Rep.* 8(2968): Doi:10.1038/s41598-018-21219-x.
- Kim G.Y., Roh K. y Han J.I. 2019. The use of bicarbonate for microalgae cultivation and its carbon footprint analysis. *Green Chem.* Doi: 10.1039/c9gc01107b.

- King C.E. y Serra M. 1998. Seasonal variation as a determinant of population structure in rotifers reproducing by cyclical parthenogenesis. *Hydrobiologia*. 387/388: 361-372.
- King C.E y Snell T.W. 1980. Density-dependent sexual reproduction in natural populations of the rotifer *Asplanchna girodi*. *Hydrobiologia*. 73: 149-152.
- Korstad J., Neyts A., Danielsen T., Overrein I. y Olsen Y. 1995. Use swimming speed and egg ratio as predictors of the status of rotifer cultures in aquaculture. *Hydrobiologia*. 313/314: 395-398.
- Koste, W. 1978. Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas (Überordnung Monogononta), Bestimmungswerk begründet von Max Voigt. 2 vols. Gebrüder Borntraeger, Berlin.
- Krebs J R. 1989. *Ecological Methodology*. Harper Collins Publishers, New York.
- Suman K., Hassan M.A., Lianthuamluaia, Sandhya K.M., Mishal P., Kumar V., Sarkar U.K., Jaiswar A.K., Deshmukhe G. y Shenoy L. 2017. Influence of environmental factor son rotifer abundance and biomass in a shallow, tropical Oxbow Lake, West Bengal. *Bioscan*. 11(2):129-135.
- Lampert W. y Sommer U. 2007. *Limnoecology: The ecology of lakes and streams*. Oxford, Biology. Volume 2. 324p.
- Langley J.M., Shiel R.J., Nielsen D.L. y Green J.D. 2001. Hatching from sediment egg-bank, or aerial dispersing? – the use of mesocosms in assessing rotifer biodiversity. *Hydrobiologia*. 446/447: 203-211.
- Lass S., Vos M., Wolinska J. y Spaak P. 2005. Hatching with the enemy: *Daphnia* diapausing eggs hatch in the presence of fish kairomones. *Chemoecology*. 15: 7-12.
- Li X. y Niu C. 2018. Maternal effects via resting eggs in predator defense of the rotifer *Brachionus calyciflorus*. *Zool. Sci*. 35: 49-56.
- López C., Soto L.M., Dávalos-Lind L. y Lind O. 2007. Summer dynamics of egg-ratio of the rotifer *Keratella cochlearis* (Gosse, 1851) in a eutrophic reservoir: a field study on affecting factors. *Hydrobiologia*. 589: 175-185.
- Lot A. 2007. *Guía ilustrada de la Cantera Oriente: Caracterización ambiental e inventario biológico*. Reserva Ecológica del Pedregal de San Angel, Universidad Nacional Autónoma de México. 252 p.

- Lot A., Pérez-Escobedo M., Gil-Alarcón G., Rodríguez-Palacios S. y Camarena P. 2012. La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Atlas de riesgos. Universidad Nacional Autónoma de México. 51 p.
- Lougheed V.L., Crosbie B., y Chow-Fraser P. 1998. Predictions on the effect of common carp (*Cyprinus carpio*) exclusion on water quality, zooplankton, and submergent macrophytes in a Great Lakes wetland. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 1189-1197.
- Lubzens E., Zamora O. y Barr Y. 2001. Biotechnology and aquaculture in rotifers. *Hydrobiologia.* 446/447: 337-353.
- Luetlich R.A., Harleman D.R.F. y Somlyódy L. 1990. Dynamic behavior of suspended sediment concentrations in a shallow lake perturbed by episodic winds events. *Limnol. Oceanogr.* 35(5): 1050-1067.
- Lugo Vázquez A., Sánchez-Rodríguez M.R., Morlán-Mejía J., Peralta-Sporiano L., Arellanes-Jiménez E.A., Escobar-Oliva y Oliva-Martinez M.G. 2017. Ciliates and trophic state: A study in five adjacent urban ponds in Mexico City. *J. Environ. Biol.* 38: 1161-1169.
- Lv L., Snell T.W., Yang J., Li S. y Zhu W. 2012. Effects of fenitrothion on life history parameters of the rotifer *Brachionus calyciflorus*. *J. Freshw. Ecol.* 25(4): 589-598.
- Maclsaac H.J. y Gilbert J.J. 1989. Competition between rotifers and cladocerans of different body sizes. *Oecologia.* 81: 295-301.
- Magurran A.E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, Oxford, 256 p.
- Maia-Barbosa P.M., Eskinazi-Sant'Anna E.M., Valadares C.F. y Pessoa G.C.D. 2003. The resting eggs of zooplankton from a tropical, eutrophic reservoir (Pampulha Reservoir, south-east Brazil). *Lakes Reserv. Res. Manag.* 8: 269-275.
- Marcus N.H. 1990. Recruitment of copepod nauplii into the plankton: importance of diapause eggs and benthic processes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 15: 47-54.
- Martínez-Ruiz C. y García-Roger E.M. 2015. Being first increases the probability of long diapause in rotifer resting eggs. *Hydrobiologia.* 745: 111-121.
- May L. 1986. Rotifer sampling - a complete species list from one visit. *Hydrobiologia.* 134: 117-120.

- May L. 1987. Effect of incubation temperatura on the hatching of rotifer resting eggs collected from sediments. *Hydrobiologia*. 147: 335-338.
- Mergeay J., Verschuren D. y De Meester L. 2005. *Daphnia* species diversity in Kenya, and a key to the identification of their ephippia. *Hydrobiologia*. 524: 261-274.
- Merino-Ibarra M., Monroy-Ríos E., Vilaclara G., Castillo F.S. Gallegos M.E. y Ramírez-Zierold J. 2008. Physical and chemical limnology of a wind-swept tropical highland reservoir. *Aquat. Ecol.* 42: 335-345.
- Moal M.L., Gascuel-Oudou C., Ménesguen A., Souchon Y., Étrillard C., Levain A., Moatar F., Pannard A., Souchu P., Lefebvre A. y Gilles P. 2019. Eutrophication: A new wine in an old bottle? *Sci. Total Environ.* 651: 1-11.
- Modéran J., Bouvais P., David V., Le Noc S., Simon-Bouhet B., Niquil N., Miramand P. y Fichet D. 2010. Zooplankton community structure in a highly turbid environment (Charente estuary, France): Spatio-temporal patterns and environmental control. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 88: 219-232.
- Moreno E., Pérez-Martínez C. y Conde-Porcuna J.M. 2016. Dispersal of zooplankton dormant propagules by wind and rain in two aquatic systems. *Limnetica*. 35: 323-336.
- Moreno E., Pérez-Martínez C. y Conde-Porcuna J.M. 2019. Dispersal of rotifers and cladocerans by waterbirds: seasonal changes and hatching success. *Hydrobiologia*. 834: 145-162.
- Moscatello S. y Belmonte G. 2004. Active and resting stages of zooplankton and its seasonal evolution in a hypersaline temporary pond of the Mediterranean coast (the "Vecchia Salina", SE Italy). *Sci. Mar.* 68: 491-500.
- Moscatello S. y Belmonte G. 2009. Egg banks in hypersaline lakes of South-East Europe. *Saline Systems*. 5(3): Doi:10.1186/1746-1448-5-3.
- Müller B., Meyer J.S. y Gächter E. 2015. Alkalinity regulation in calcium carbonate-buffered lakes. *Limnol. Oceanogr.* Doi: 10.1002/lno.10213.
- Munuswamy N., Hagiwara A., Murugan G., Hirayama K. y Dumont H. 1996. Structural differences between the resting eggs of *Brachionus plicatilis* and *Brachionus rotundiformis* (Rotifera, Brachionidae): and electron microscopic study. *Hydrobiologia*. 318: 219-223.

- Muñoz-Colmenares M.E., Sarma S.S.S. y Nandini S. 2017. Seasonal variations of rotifers from the high altitude Llano reservoir (State of Mexico, Mexico). *J. Environ. Biol.* 38(6): 1171-1181.
- Nandini S. y Rao T.R. 1998. Somatic and population growth in selected cladoceran and rotifer species offered the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* as food. *Aquatic. Ecol.* 31: 283–298.
- Nandini S., Merino-Ibarra M. y Sarma S.S.S. 2008. Seasonal changes in the zooplankton abundances of the reservoir Valle de Bravo (State of Mexico, Mexico). *Lake Reservoir Manag.* 24: 321-330.
- Nandini S., Ramírez-García P. y Sarma S.S.S. 2016. Water quality indicators in Lake Xochimilco, México: zooplankton and *Vibrio cholerae*. *J. Limnol.* 75(1): 91-100.
- Nandini S., Sarma S.S.S., Jeppensen E. y May L. 2019. Preface: shallow lakes research: advances and perspectives. The 9th International Shallow Lakes Conference. *Hydrobiologia.* 829: 1-4.
- Negreiros N.F., dos Santos-Wisiniewski M.J., dos Santos R.M. y Rocha O. 2010. The influence of environmental factors on the seasonal dynamics and composition of rotifera in the Sapucaí River arm of Furnas Reservoir, MG, Brazil. *Biota Neotrop.* 10(4): 173-182.
- Novelo E., Ponce M.E. y Ramírez R. 2009. Las microalgas de la Cantera Oriente. En: Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal: Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Secretaria Ejecutiva de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, UNAM, Ciudad de México. pp. 71-80.
- Odriozola M., Zagarese H.E. y Diovialvi N. 2020. Zooplankton hatching from dormant eggs in a large Pampean shallow lake. *Hydrobiologia.* 847: 2097-2111.
- Okogwu O.I., Nwani C.D. y Okoh F.A. 2010. Seasonal variation and diversity of rotifers in Ehoma lake, Nigeria. *J. Environ. Biol.* 31: 533-537.
- Onbé T. 1978. Sugar flotation method for sorting the resting eggs of marine cladocerans and copepods from sea-bottom sediment. *B. Jpn. Soc. Sci. Fish.* 44: 1411.
- Onbé T. 1985. Seasonal fluctuations in the abundance of populations of marine cladocerans and their resting eggs in the Inland Sea of Japan. *Mar. Biol.* 87: 83-88.

- Ortega-Mayagoitia E., Ciro-Perez J. y Sanchez-Martinez M. 2011. A story of famine in the pelagic realm: Temporal and spatial patterns of food limitation in rotifers from an oligotrophic tropical lake. *J. Plankton Res.* 33(10): 1574-1585.
- Pace M.L. 1984. Zooplankton community structure, but not biomass, influences the phosphorus-chlorophyll a relationship. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 41: 1089-1096.
- Pavón-Meza E.L., Sarma S.S.S. y Nandini S. 2004. Combined effects of food (*Chlorella vulgaris*) concentration and temperature on the population growth of *Brachionus havanaensis* (Rotifera: Brachionidae). *J. Freshw. Ecol.* 19(4): 521-530.
- Pavón-Meza E.L. Sarma S.S.S., Nandini S. y Ramírez-Pérez T. 2020. Prey selectivity, functional response and population growth of *Asplanchna girodi* de Guerne (Rotifera) fed four different brachionid prey. *Inland Waters.* 10(1): 118-127.
- Pijanowska J. y Stolpe G. 1996. Summer diapause in *Daphnia* as a reaction to the presence of fish. *J. Plankton Res.* 18(8): 1407-1412.
- Piscia R., Tabozzi S., Bettinetti R., Nevalainen L. y Manca M.M. 2016. Unexpected increases in rotifer resting egg abundances during the period of contamination of Lake Orta. *J. Limnol.* 75: 76-85.
- Portinho J.L., Nielsen D.L., Daré L., Henry R, Oliveira R.C. y Branco C.C.Z. 2018. Mixture of commercial herbicides based on 2,4-D and glyphosate mixture can suppress the emergence of zooplankton from sediments. *Chemosphere* 203: 151-159.
- Pourriot R. y Snell T.W. 1983. Resting eggs in rotifers. *Hydrobiologia.* 104: 213-224.
- Prasad A. G. D. y Siddaraju. 2012. Carlson's trophic state index for the assessment of trophic status of two lakes in Mandya District. *Adv. Appl. Sci. Res.* 3 (5): 2992-2996.
- Preston B.L. y Snell T.W. 2001. Full life-cycle toxicity assessment using rotifer resting egg production: implications for ecological risk assessment. *Environ. Pollut.* 114: 399-406.
- Ricci C. 1998. Anhydrobiotic capabilities of bdelloid rotifers. *Hidrobiologia.* 387/388: 321-326.
- Ricci C. 2001. Dormancy patterns in rotifers. *Hydrobiologia.* 446/447: 1-11.

- Ricci C. y Fontaneto D. 2009. The importance of being a bdelloid: Ecological and evolutionary consequences of dormancy. *Ital. J. Zool.* 76(3): 240-249.
- Rico-Martínez R. y Silva-Briano M. 1993. Contribution to the knowledge of the rotifera of Mexico. *Hydrobiologia.* 255/256: 467-474.
- Ringot G., Gasparini J., Wagner M., Albassatneh M.C. y Frantz A. 2018. More and smaller resting eggs along a gradient for pollution by metals: dispersal, dormancy and detoxification strategies in *Daphnia*?. *Biol. J. Linn. Soc. Lond.* 124: 11-20.
- Rother A., Pitsch M. y Hülsmann S. 2010. The importance of hatching from resting eggs for populations dynamics and genetic composition of *Daphnia* in a Deep reservoir. *Freshw. Biol.* 55: 2319-2331.
- Santangelo J. M., Lopes P.M., Nascimento M.O., Fernandes A.P.C., Bartole S., Figueiredo-Barros M.P., Leal J.J.L., Esteves F.A., Farjalla V.F., Bonecker C.C. y Bozelli R.L. 2015. Community structure of resting eggs banks and concordance patterns between dormant and active zooplankters in tropical lakes. *Hydrobiologia.* 758: 183-195.
- Santangelo J.M., Bozelli R.L., Esteves F.A. y Tollrian R. 2010. Predation cues do not affect the induction and termination of diapause in small-bodies cladocerans. *Freshw. Biol.* 55: 1577-1586.
- Santangelo J.M., Soares B.N., Paes T., Maia-Barbosa P., Tollrian R. y Bozelli R.L. 2018. Effects of vertebrate and invertebrate predators on the life history of *Daphnia similis* and *Moina macrocopa* (Crustacea: Cladocera). *Ann. Limnol.* – *Int. J. Lim.* 54(25): Doi.org/10.1051/limn/2018015.
- Santiago-Lima A.M. 2016. *Estudio comparativo del zooplankton (rotíferos y cladóceros eb los cuerpos de agua de la Cantera Oriente, D.F. y su relación con el estado trófico.* Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- Sarma S.S.S. y Elías-Gutiérrez M. 1997. Taxonomic studies of freshwater rotifers (Rotifera) from Mexico. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 44(3): 341-357.
- Sarma S.S.S. y Rao T.R. 1990. Population dynamics of *Brachionus patulus* Müller (Rotifera) in relation to food and temperature. *P. Indian A.S.-Anim. Sci.* 99: 335-343
- Sarma S.S.S., Gulati R.D. y Nandini S. 2005. Factors affecting egg-ratio in planktonic rotifers. *Hydrobiologia.* 546: 361-373.

- Sarma S.S.S., Miracle M.R., Nandini S. y Vicente E. 2019. Predation by *Acanthocyclops americanus* (Copepoda: Cyclopoida) in the hypertrophic shallow waterbody, Lake Albufera (Spain): field and laboratory observations. *Hydrobiologia*. 829: 5-17.
- Sarma S.S.S., Osnaya-Espinosa L.R., Aguilar-Acosta C.R. y Nandini S. 2011. Seasonal variations in zooplankton abundances in the Iturbide reservoir (Isidro Fabela, State of Mexico, Mexico). *J. Env. Biol.* 32(4): 473-480.
- Serra M., García-Roger E.M., Ortells R. y Carmona M.J. 2019. Cyclically parthenogenetic rotifers and the theories of population and evolutionary ecology. *Limnetica*.38(1): 67-93.
- Shiel R.J.1995. A guide to identification of rotifers, cladocerans and copepods from Australian inland waters (No. 3). Canberra: Co-operative Research Centre for Freshwater Ecology.144 p.
- Simons A.M. 2014. Playing Smart vs. playing safe: the joint expression of phenotypic plasticity and potential bet hedging across and within thermal environments. *J. Evol. Biol.* 27: 1047-1056.
- Siokou-Frangou I., Zervoudaki S., Kambourglou V. y Belmonte G. 2005. Distribution of mesozooplankton resting eggs in seabottom sediments of Thermaikos gulf (NW Aegean Sea, Greece) and possible effects of sediment resuspension. *Cont. Shelf Res.* 25: 2597-2608.
- Ślusarczyk M., Chlebicki W., Pijanowska J. y Radzikowski J. 2019. The role of the refractory period in diapause length determination in a freshwater crustacean. *Scientific Reports*. 9(1): 1–7.
- Snell T.W. 1986. Effect of temperature, salinity and food level on sexual and asexual reproduction in *Brachionus plicatilis* (Rotifera). *Mar. Biol.* 92: 157-162.
- Snell T.W. y Boyer E.M. 1988. Thresholds for mictic female production in the rotifer *Brachionus plicatilis* (Muller). *J. Exper. Mar. Biol. Ecol.* 124:73–85.
- Snell T.W. y Marcial H.S. 2017. Using rotifers to diagnosis the ecological impacts of toxicants. En: Hagiwara A. y Yoshinaga T. (Eds.). 2017. *Rotifers: aquaculture, ecology, gerontology and ecotoxicology*. Fisheries Science Series, Springer Nature. pp 35-43.
- Snell T.W., Burke B.E. y Messur S.D. 1983. Size and distribution of resting eggs in natural population of the rotifer *Brachionus plicatilis*. *Gulf Res. Rep.* 7(3): 285-287.

- Snell T.W., Kubanek J., Carter W., Payne A.B., Kim, J., Hicks M.K. y Stelzer C.P. 2006. A protein signal triggers sexual reproduction in *Brachionus plicatilis* (Rotifera). Mar. Biol. DOI 10.1007/s00227-006-0251-2
- Sokly S., Heéjun Y., Ty S., Sovannara U., Layheang S., Dilini K., Chantha O., Seingheng H. y Chihiro Y. 2018. Sediment dynamics in a large shallow lake characterized by seasonal flood pulse in Southeast Asia. Sci. Total Environ. 631/632: 597-607.
- Solanki V.R., Lingampally V., Uma S.U. y Raja S.S. 2015. Rotifers response to alkalinity and hardness of Pandu Lake Bodhan. Int. J. of Life Sci. 3(3): 245-248.
- Sommer S., Nandini S., Sarma S.S.S., Ozgul A. y Fontaneto D. 2016. Rotifers in Lake Orta: a potential ecological and evolutionary model system. J. Limnol. 75(s2): 67-75.
- Srifa A., Philips E.J., Cichra M.F. y Hendrickson J.C. 2016. Phytoplankton dynamics in a subtropical lake dominated by cyanobacteria: cyanobacteria 'Like it Hot' and sometimes dry. Aquat. Ecol. Doi 10.1007/s10452-016-9565-4.
- Stelzer C.P. y Lehtonen J. 2016. Diapause and maintenance of facultative sexual reproductive strategies. Phil. Trans. R. Soc. B 371: 20150536
- Tarazona E., García-Roger E.M. y Carmona M.J. 2017. Experimental evolution of bet hedging in rotifer diapause traits as a response to environmental unpredictability. Oikos. 126: 1162-1172.
- Tidame S.K. y Shinde S.S. 2012. Seasonal variation in rotifer diversity of temple ponds of Nashik District (M.S.) India. Int. Multidiscip. Res. J. 2(5): 19-22.
- Torres-Orozco R.E. y Zanatta S.A. 1998. Species composition, abundance and distribution of zooplankton in a tropical eutrophic lake: Lake Catemaco, Mexico. Rev. Biol. Trop. 46(2): 285-296.
- Vadstein O., Olsen L.M. y Andersen T. 2012. Prey-predator dynamics in rotifers: density-dependent consequences of spatial heterogeneity due to Surface attachment. Ecology. 93(8): 1795-1801.
- Valencia-Vargas M.A., Nandini S. y Sarma S.S.S. 2020. Demographic characteristics of two freshwater cyclopoid copepods in Mexico, fed a plankton diet: the native *Mesocyclops longisetus* Thiébaud and the invasive *Mesocyclops pehpeinsis* Hu, Inland Waters. Doi.org/10.1080/20442041.2019.1700748.

- Vargas A.L., Santangelo J.M. y Bozelli R.L. 2019. Recovery from drought : Viability and hatching patterns of hydrated and desiccated zooplankton resting eggs. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 104: 26-33.
- Vásquez-Sánchez A., Reyes-Vanegas G., Nandinni S. y Sarma S.S.S. 2014. Diversity and abundance of rotifers during an anual cycle in the reservoir Valerio Trujano (Tepecoacuilco, Guerrero, Mexico). *Inland Waters.* 4: 293-302.
- Vehmaa A., Katajisto T. y Candolin U. 2018. Long-term changes in a zooplankton community revealed by the sediment archive. *Limnol. Oceanogr.* Doi: 10.1002/lno.10928.
- Vignatti A.M., Paggi J.C., Cabrera G.C. y Echaniz S.A. 2012. Zooplankton diversity and its relationship with environmental changes after filling of a temporary saline lake in the semi-arid region of La Pampa, Argentina. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 40(4): 1005-1016.
- Vijverberg J. 2018. Zooplankton, zooplanktivorous fish and their interactions in Southeast Asian waterbodies with special reference to Sri Lanka: a review. *Sri Lanka J. Aquat. Sci.* 23(1): 3-11.
- Virro T., Haberman J., Haldna M. y Blank K. 2009. Diversity and structure of the Winter rotifer assemblage in a shallow eutrophic northern temperate Lake Vörtsjärv. *Aquatic Ecology.* 43: 755-764.
- Walsh E.J., May L. y Wallace R.L. 2017. A metadata approach to documenting sex in phylum Rotifera: diapausing embryos, males and hatchlings from sediments. *Hydrobiologia.* DOI 10.1007/s10750-016-2712-z.
- Wen X.L., Xue Y.H., Zhang G., Xiang X.L. y Xi Y.L. 2019. Ecological mechanisms regulating the dynamics of the field rotifer population in a subtropical lake evidence from the density reproduction and morphology of a case rotifer, *Brachionus angularis*. *J. Freshw. Ecol.* 34(1): 49-63.
- Weyhenmeyer G.A., Hakanson L. y Meili M. 1997. A validated model for daily variations in the flux, origin distribution of settings particles within lakes. *Limnol. Oceanogr.* 42: 1517-1529.
- Whiters P. y Copper C.E. 2019. Dormancy. En: Fath B. (Ed.). *Encyclopedia of Ecology vol 3.* Elsevier, pp. 952-957.
- Williams A.E. y Moss B. 2003. Effects of different fish species and biomass on plankton interactions in a shallow lake. *Hydrobiologia.* 491: 331-346.

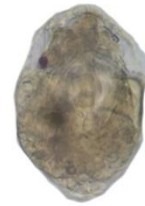
- Wurdak E., Gilbert J.J. y Jagels R. 1978. Fine structure of the resting eggs of the rotifers *Brachionus calyciflorus* and *Asplanchna sieboldi*. Trans. Ame. Microsc. Soc. 97(1): 49-72.
- Xi Y. y Huang X. 2004. Temperature effect on the life history of three types of *Brachionus calyciflorus* females. Chin. J. Oceanol. Limnol. 22(2): 192-197.
- Xi Y.L., Dong L.L., Ge Y.L. y Liu G.Y. 2004. Resting egg production of *Brachionus calyciflorus* (Rotifera) at different water temperatures. J. Freshw. Ecol. 19(4): 567-573.
- Yan D.C., Dong S.L., Huang J., Yu X.M., Feng M.Y. y Liu X.Y. 2004. White spot syndrome virus (WSSV) detected by PCR in rotifers and rotifer resting eggs from shrimp pond sediments. Dis. Aquat. Org. 59: 69-73.
- Yiğit S. 2002. Seasonal fluctuation in the rotifer fauna of Kesikköprü Dam Lake (Ankara, Turkey). Turk. J. Zool. 26: 341-348.
- Yin X., Jin W., Zhou Y., Wang P. y Zhao W. 2017. Hidden defensive morphology in rotifers: benefits, cost, and fitness consequences. Sci. Rep. 7(4488): Doi:10.1038/s41598-017-04809-z.
- Yin L. Ji Y., Zhang Y., Chong L. y Chen L. 2018. Rotifer community structure and its response to environmental factors in the Backshore Wetland of Expo Garden, Shanghai. Aquaculture and Fisheries. 3: 90-97.
- Zhang K., Deng D., Wang W., Peng S., Liu F. y Ji L. 2019. Long-term eutrophication affects vertical changes of *Daphnia ephippia* in the sediments of a subtropical Chinese lake. Environ. Sci. Poll. Res. DOI:10.1007/s11356-019-07157-9
- Zhou J., Qin B. y Han X. 2018. The synergetic effects of turbulence and turbidity on the zooplankton community structure in large, shallow Lake Taihu. Environ. Sci. Pollut. Res. 25: 1168-1175.
- Zhuang L.L., Azimi Y., Yu D., Wu Y.H. y Hu H.Y. 2018. Effects of nitrogen and phosphorus concentrations on the growth of microalgae *Scenedesmus*. LX1 in suspended-solid phase photobioreactors (ssPBR). Biomass and Bioenergy. 109: 47-53.
- Zweerus N.L., Sommer S., Fontaneto D. y Ozgul A. 2017. Life-history responses to environmental change revealed by resurrected rotifers from a historically polluted lake. Hydrobiologia. 796: 121-130.

Anexo



750 μ m

Asplanchna girodi



40 μ m

Ascomorpha saltans



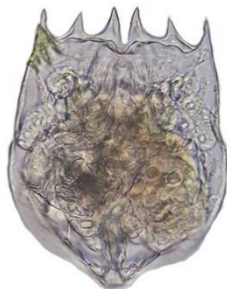
200 μ m

Brachionus calyciflorus



50 μ m

B. budapestinensis



70 μ m

B. quadridentatus



100 μ m

Cephalodella gibba



50 μm

C. catellina



70 μm

Keratella cochlearis



50 μm

Lecane bulla



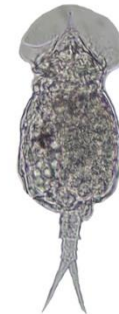
50 μm

Lepadella patella



75 μm

Polyarthra dolichoptera



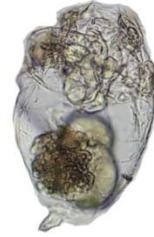
75 μm

Squatinella lamellaris



200 μm

Synchaeta oblonga



200 μm

S. pectinata



60 μm

Testudinella patina



50 μm

Trichocerca pusilla



90 μm

Trichocerca cf. dixon-nutalli