



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

---

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA

Efecto de aguas residuales en una población de *Brachionus calyciflorus* y *Plationus patulus* (Rotifera)

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

BIÓLOGA

P R E S E N T A

Cueto Arellano María Fernanda

DIRECTOR DE TESIS

Dr. Singaraju Sri Subrahmanya Sarma

Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Estado de México, Octubre 2023





Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

## Índice

Agradecimientos

Dedicatoria

Resumen	1
1. Introducción	2
2. Planta de tratamiento	3-4
3. Estructura del plancton	5-6
4. Importancia de los rotíferos	7-10
5. Antecedentes	11-12
6. Justificación	13-15
7. Objetivos	16
7.1. Objetivo general	
7.2. Objetivos particulares	
8. Hipótesis	17
9. Materiales y Métodos	18-20
9.1. Cultivo de fitoplancton para alimentación	
9.2. Cultivo de organismos para las pruebas de toxicidad aguda y crónica.	
9.3. Obtención y procesamiento de muestras de agua residual de la Planta de tratamiento de aguas residuales "El Rosario"	
9.4. Prueba de toxicidad aguda	
9.5. Prueba de toxicidad crónica	
9.6. Análisis estadístico	
10. Resultados	21-30
11. Discusión	31-33
12. Conclusión	34
13. Referencias	35-41
14. Anexo 1	42

## **Agradecimientos**

Agradezco a los miembros de mi comité: Dr. Singaraju Sri Subrahmanya Sarma, Dra. Nandini Sarma, Dr. Pedro Ramírez García, Dra. Michael Anai Figueroa Sánchez y Dr. César Alejandro Zamora Barrios.

Agradezco a CONACYT por la Beca de Ayudante de Investigador III (S.N.I. 18723) con CVU 1170822. Los agradecimientos también se deben al proyecto PAPIIT-IN208223.

A mi querida Facultad de Estudios Superiores Iztacala, gracias por brindarme una educación integral que no solo se centra en el conocimiento, sino también en la formación de carácter y valores, quiero expresar mi gratitud a los profesores y profesoras por su dedicación y su papel fundamental en mi desarrollo profesional, por su dedicación a la excelencia académica y su compromiso con la formación del futuro de México, estoy orgullosa de pertenecer a esta institución.

Más allá de la investigación, agradezco a mis compañeros de laboratorio: Nayeli, Sergio, Mayra, Lety, Meetz, Tony, Carlos, Marcos, Sara, Ron, César, Mich, Toño, Diana, David y Ana, por la amistad que hemos desarrollado, a quienes más que unos amigos, los llevo a considerar parte de mi familia, nuestra relación personal ha enriquecido mi experiencia académica y con quienes siempre estaré en deuda por sus muchas clases y enseñanzas, sin las cuales este trabajo no habría sido posible.

## **Dedicatoria**

Quiero expresar mi más profundo agradecimiento a mis padres por su apoyo inquebrantable a lo largo de este viaje académico, por enseñarme la importancia de la perseverancia, la dedicación y la excelencia en todo lo que hago. Sus valores han sido mi guía en este camino, gracias por su paciencia infinita durante las noches largas y los momentos estresantes en donde siempre me alentaron a seguir adelante, incluso cuando todo parecía imposible, esta tesis está dedicada a mis padres, quienes han sido mis héroes silenciosos y mi fuente constante de inspiración. Todo lo que he logrado es un reflejo de su amor y sacrificio.

Quiero agradecer a mi hermanita, mi borre, por ser mi fuente constante de alegría y apoyo emocional durante este proceso, eres un recordatorio constante de la importancia de la paciencia y la tenacidad, el amor incondicional que me has brindado es un regalo invaluable para mí, gracias, por acompañarme durante las horas intensas de estudio, siempre estabas ahí para darme momentos de distracción positiva y risas, esos pequeños descansos fueron sumamente importantes y los llevaré siempre en mi corazón, has sido un motivador en mi vida y el saber que estoy estableciendo un ejemplo para ti, me impulsó a dar lo mejor de mí en este trabajo.

Esta tesis también está dedicada a mis amigas Ana y Karen, Frida, Tima y Brenda, por su compañía y amistad desde el primer día de universidad, por todos los viajes en suburbano hacia la escuela, han sido mi refugio emocional, mi escape de la presión académica y mi fuente de risas y alegría, su fe en mí y su motivación constante me han impulsado a alcanzar mis metas, siempre celebraron mis logros académicos como si fueran los suyos propios, su alegría genuina por mis éxitos hizo que cada logro fuera aún más especial, les agradezco desde lo más profundo de mi corazón por ser mi red de apoyo, mis confidentes y mis cómplices en este viaje.

Quiero agradecer a mis amigos, Víctor, Frankys, Sebas, Jhonny, Venan, Donovan, por todas las veces que nos la pasamos jugando y platicando en la noches en la pandemia, por siempre estar presente en los momentos difíciles en especial a Víctor y Frankys por su incondicionalidad y apoyo. A mi novio también por ser mi motor en estos últimos meses, por comprenderme, por amarme, por apoyarme y por siempre impulsarme a ser mejor, por enorgullecerse de todos mis logros, que esta sea la primera de muchas metas que cumplimos juntos, Te amo.

A mi gatito Simón, por haber pasado tantas noches acostado a mi lado esperando a que terminara de hacer mi tarea o escribir esta tesis para después irnos a dormir, por todas las mañanas en las que me acompañó mientras tomaba clases en línea y por ser una gran luz en mi vida en los años de pandemia y una de mis más grandes alegrías en momentos difíciles.

Durante mi vida universitaria, uno o dos personajes han marcado el como he seguido adelante durante esta etapa académica, uno de ellos es Naruto Uzumaki, un ninja

legendario cuya historia de superación y amistad ha sido una fuente constante de inspiración, a pesar de todos los obstáculos y las pruebas el siempre tuvo presente su meta de convertirse en Hokage y ha sido un ejemplo de superación para mí, ser bióloga siempre fue mi meta, y sin todas sus lecciones de vida, no habría podido seguir mi camino ninja, gracias Naruto, ¡Deberas!

Por último, pero no menos importante, me quiero agradecer a mí, quiero agradecerme por hacer todo este trabajo duro, quiero darme las gracias por no haberme dado días libres, quiero agradecerme por nunca rendirme, quiero agradecerme por ser una persona que da y que intenta dar más de lo que recibe, quiero agradecerme por intentar hacer más el bien que el mal, quiero agradecerme por ser yo misma todo el tiempo.

## Resumen

Las aguas residuales domesticas e industriales representan un grave problema como fuente de contaminación que contribuye con materia orgánica, metales pesados, solventes, surfactantes, medicamentos y desechos industriales a los sistemas acuáticos. En este estudio se utilizaron los rotíferos *Brachionus calyciflorus* y *Plationus patulus* por su potencial como organismos de bioensayo. Se tomaron muestras de agua residual obtenida de la planta de tratamiento El Rosario (CDMX), de influente y efluente, realizando con estas, una prueba de toxicidad aguda (CL<sub>50</sub>) a distintas concentraciones (100%, 50% y 25%). Para la prueba de toxicidad crónica se definieron 3 tratamientos (2.5%, 5% y 10%) y 1 control. Los experimentos se realizaron a 25°C y utilizando el alga *Chlorella vulgaris* (1x10<sup>6</sup> cells/ml) como alimento, a un volumen de 20 ml con una densidad inicial de 1 ind/ml de *B. calyciflorus* y *P. patulus*. Cada tratamiento tuvo 4 repeticiones y realizando el cambio de medio diariamente. En la prueba de CL<sub>50</sub> se observó una mayor toxicidad con a la concentración de 25% tanto de influente como de efluente. En los experimentos de toxicidad crónica bajo la exposición a influente a una concentración del 2.5%, se obtuvo una densidad poblacional máxima de 130 y 134 ind/ml respectivamente, a comparación al control (58 y 69 ind/ml). Expuesto a efluente se obtuvo una densidad poblacional de 198 y 170 ind/ml al 10% respectivamente, en comparación al control (71 y 108 ind/ml). Los resultados obtenidos en este estudio revelaron que la exposición de *B. calyciflorus* y *P. patulus* a aguas residuales tiene un efecto tóxico en pruebas de CL<sub>50</sub>. Sin embargo, a bajas concentraciones de los efluentes, los rotíferos aumentaron su abundancia poblacional, lo que sugiere sea un efecto de la presencia de materia orgánica comestible en estas aguas residuales.

## 1. Introducción

La fuente de contaminación más frecuente, y cuyos efectos pueden desencadenar daños agudos en la salud de la población, son las aguas residuales por su contenido de materia fecal y de patógenos. Al mismo tiempo, el agua residual puede contener químicos tóxicos, como desechos de procesos industriales que pueden producir enfermedades que se manifiestan a largo plazo (IANAS, 2019). Los desechos generados por actividades humanas como crecimientos urbanos, la industrialización y el desarrollo de las actividades agrícolas empeoran cada vez más la calidad de los recursos hídricos ya que interactúan con los procesos naturales del ciclo hidrológico de manera cualitativa y cuantitativa (Amado-Álvarez *et al.*, 2016).

En la actualidad, se disponen de diversos métodos que mejoran nuestra comprensión del estado de salud de los ecosistemas acuáticos, brindando la capacidad de evaluar el bienestar tanto de los sistemas en sí como de sus especies. Entre estos, los métodos físicos y químicos suelen ser más rápidos y son estimados con mayor frecuencia; sin embargo, no aportan información de su influencia en la vida acuática. Por lo tanto, es más adecuado evaluar la calidad del agua utilizando también parámetros biológicos con el fin de obtener un espectro amplio de información para la gestión adecuada del agua (Martínez-Zavala, 2021).

La utilización de zooplancton para la determinación de la calidad ambiental de sistemas acuáticos es potencialmente ventajoso, por lo que las especies indicadoras de zooplancton (rotíferos, cladóceros, copépodos, etc.) han sido utilizadas para determinar cambios en el estado trófico (García-Chicote, 2015).

## 2. Planta de tratamiento

El agua residual se define como aquella que procede del empleo de un agua natural de modo que no reúne las condiciones necesarias para su uso. Las aguas residuales, además de patógenos (bacterias, virus, parásitos, etc.), contienen otros contaminantes como sustancias químicas orgánicas e inorgánicas, metales tóxicos, plásticos, detergentes, entre otros; definir de una forma exacta lo que es el agua residual es complejo, ya que está en función de las características que se den en cada población o industria, por lo tanto, teniendo en cuenta todo lo anterior, el agua residual, debido a su composición, puede originar problemas medioambientales severos (Osorio-Robles *et al.*, 2011; Guadarrama-Tejas *et al.*, 2016).

El tratamiento de aguas residuales es una cadena de procesos que son necesarios teniendo en cuenta la clase de sustancia que se desea remover. Por ello, existen los tratamientos primarios, que consisten en la remoción de materiales por métodos físicos con materiales de gran tamaño como los decantadores de grasa, sedimentos pesados, materia orgánica, sólidos inorgánicos entre otros. Los tratamientos secundarios pueden incluir procesos biológicos y químicos como: lodos activados, lagunas aireadas, tratamientos anaerobios, etc. Los tratamientos terciarios y cuaternarios incluyen procedimientos para la remoción de los nutrientes a través de filtración y lagunas de desinfección (Oliveros-Yepes y Wild-Doria, 2019).

Las aguas residuales dependiendo de sus características fisicoquímicas se distinguen en dos grupos: doméstico e industrial. Las primeras son las más abundantes y se caracterizan por sus altos niveles de nitrógeno en sus diferentes estados y bacterias coliformes. Las segundas se caracterizan por la presencia de altos contenidos de metales pesados, exceso de hierro, manganeso y diversos componentes organolépticos, entre otros agentes contaminantes (Oliveros-Yepes y Wild-Doria, 2019).

La planta de tratamiento de aguas residuales “El Rosario” se encuentra en operación desde 1981, tiene un nivel terciario de tratamiento, se dedica principalmente al procesamiento de lodos activados convencional más filtración con arena, grava y torres de carbón activado, cuyo origen viene de Ramal El Rosario y su principal uso

es el riego y llenado de lago, cuyo destino final es el riego de áreas verdes de la delegación, así como el llenado de lago en Parque Tezozómoc.

### 3. Estructura de plancton

El conocimiento de la estructura del plancton y su funcionamiento depende, entre otras cosas, de conocer cómo, donde, cuando, cuanto y cuales grupos están presentes en un área determinada. El plancton puede dividirse en dos grupos, el primero constituido por organismos autótrofos llamado fitoplancton (productores primarios), mientras que el segundo grupo es denominado zooplancton (consumidores primarios) (Alemany-Rodríguez, 2019; Gallardo-Pineda, 2013).

Las comunidades planctónicas de sistemas acuáticos están constituidas por organismos autótrofos y heterótrofos, presentan estructuras y capacidades natatorias, que les permite vivir en aparente suspensión en la columna del agua con ciclos de vida cortos y la gran mayoría de ellos son fácilmente manipulables. Además, el zooplancton dulceacuícola está compuesto por organismos cuyas altas tasas de crecimiento les permite responder al cambio en el ambiente rápidamente (Ortega-Murillo *et al.*, 2016; Conde-Porcuna *et al.*, 2004).

La mayoría de los organismos considerados dentro del zooplancton son heterótrofos y sus hábitos alimenticios son altamente diversos: algunas especies son estrictamente herbívoras, pero hay muchas otras omnívoras, depredadoras, carnívoras e incluso caníbales (Cervantes-Martínez *et al.*, 2012). El zooplancton es un grupo heterogéneo de organismos fagotróficos, encargados de transferir la energía y el carbono desde los productores primarios hacia los organismos de la parte alta de la red trófica (Álvarez-Tello *et al.*, 2015; Trejo-Albarrán *et al.*, 2022).

El conocimiento a cerca de la variación en la composición de la comunidad zooplanctónica de una zona específica es muy importante, pues está ligada a la transferencia de materia y energía entre microorganismos y los siguientes niveles tróficos en ecosistemas acuáticos (Figueroa-Sánchez *et al.*, 2020; Benítez-Fernández *et al.*, 2022). Un criterio bastante relevante para caracterizar sistemas acuáticos en especial su estado trófico es la composición específica del zooplancton puesto que facilita visualizar la estructura de las comunidades acuáticas dadas las diferencias que presentan, así como también las relaciones entre el zooplancton y el fitoplancton (Conde-Porcuna *et al.*, 2004).

La variación en la abundancia del plancton depende de muchos factores, entre ellos los parámetros abióticos como los cambios en el flujo de la corriente, turbiedad, concentración de oxígeno disuelto, disponibilidad de alimento, contaminación, entre otros (Prado *et al.*, 2010). Los patrones de distribución y abundancia del zooplancton dependen ampliamente de las características físicas y dinámicas de las masas de agua en las que se encuentran, lo cual refleja en la adaptación de varios animales a relativamente estrechos intervalos de temperatura y salinidad, así como a distintas escalas espaciales (Navarro-Rodríguez *et al.*, 2002).

El hecho de que estos organismos se encuentren casi en cualquier sistema acuático y sean tan diversos, permite que se lleven a cabo estudios de biodiversidad y evolución, a través del análisis de las características (fenotípicas, etológicas, genéticas, fisiológicas, etc.). Dentro del zooplancton de agua dulce hay una gran diversidad de organismos; sin embargo, en los sistemas continentales los tres grupos dominantes por diversidad, abundancia y biomasa son los rotíferos, los cladóceros y los copépodos (Ramírez-García *et al.*, 2004; Cervantes-Martínez *et al.*, 2012).

Dentro del zooplancton existen especies indicadoras, cuya presencia o ausencia puede representar la influencia relativa de diferentes tipos de agua en la estructura del ecosistema. Por ello el zooplancton es un excelente candidato para el estudio de la respuesta del ecosistema a la variabilidad climática, porque sus ciclos de vida son cortos (del orden de semanas), y por lo tanto sus poblaciones tienen el potencial de reflejar cambios estacionales e interanuales (Conde-Porcuna *et al.*, 2004; Alemany-Rodríguez, 2019).

Los estudios de abundancia de plancton, distribución y composición de la comunidad contribuyen de manera fundamental a la comprensión de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos y pueden utilizarse para proporcionar información sobre las respuestas de estos sistemas a los cambios ambientales (Paerl *et al.*, 2010).

#### 4. Importancia de los rotíferos

Las comunidades zooplanctónicas dulceacuícolas principalmente están constituidas por rotíferos y microcrustáceos. Los rotíferos juegan un papel fundamental en las cadenas tróficas pelágicas. Como se mencionó con anterioridad, son un eslabón entre el fitoplancton y los consumidores secundarios, pero su importancia se aumenta debido a la capacidad de transferir materia y energía desde bacterias y partículas detríticas, que son recursos no utilizables por otros organismos planctónicos. Unas pocas especies pueden ser depredadoras de otras especies de rotíferos (Conde-Porcuna *et al.*, 2004). La diversidad de rotíferos es mayor que otros grupos del zooplancton debido a su amplio rango de alimentación donde su papel ecológico puede ser más importante por su tasa de filtración, siendo clave entre la comunidad microbiana y niveles tróficos superiores (Benítez-Fernández *et al.*, 2022).

Los rotíferos son invertebrados microscópicos (50 a 2000  $\mu\text{m}$ ), pseudocelomados, acuáticos o semiacuáticos; pueden encontrarse en ambientes acuáticos marinos, dulceacuícolas y salobres, la mayor riqueza de este grupo de organismos se ha encontrado en ambientes de agua dulce, aunque también hay algunas especies que habitan ambientes marinos, ecológicamente son un grupo importante en los ambientes de agua dulce, porque se encuentran en todos los hábitats disponibles y ocupan alrededor del 30% del total de la biomasa zooplanctónica (Elías-Gutiérrez y Sarma, 1998; Cervantes-Martínez *et al.*, 2012). Un rasgo importante que presentan es la capacidad de conseguir altas densidades poblacionales en poco tiempo, alcanzando a dominar la producción de la comunidad planctónica (Benítez-Fernández *et al.*, 2022).

Además, por su pequeño tamaño e impermeabilidad del integumento son susceptibles a cambios físicos y químicos (Benítez-Fernández *et al.*, 2022). Los rotíferos son considerados organismos muy importantes en los ecosistemas dulceacuícolas debido a sus rasgos del ciclo de vida, los mecanismos de alimentación y el metabolismo, dándoles ventajas competitivas sobre los otros grupos principales de zooplancton, como cladóceros y copépodos (Gómez Márquez *et al.*, 2022).

Presentan tres características anatómicas particulares: la corona, el mástax y la lórica. La corona, es una región anterior ciliada, utilizada para locomoción, y está

frecuentemente compuesta por dos bandas concéntricas ciliadas llamadas trocus y cíngulo, que al girar dan la impresión de ser ruedas, por lo que, los primeros microscopistas dieron el nombre al Phylum (Rota, rueda y ferre, cargar o poseer). La faringe muscular (mástax), posee un juego complejo de mandíbulas duras (Trofi), Finalmente, la lórica, es la pared del cuerpo o integumento, el cual es sincitial, la pared del cuerpo está embebida de una capa de filamentos proteínicos y dependiendo del número de estos, la pared puede ser muy endurecida (Figura 1) (Blaz-Ríos, 2019).

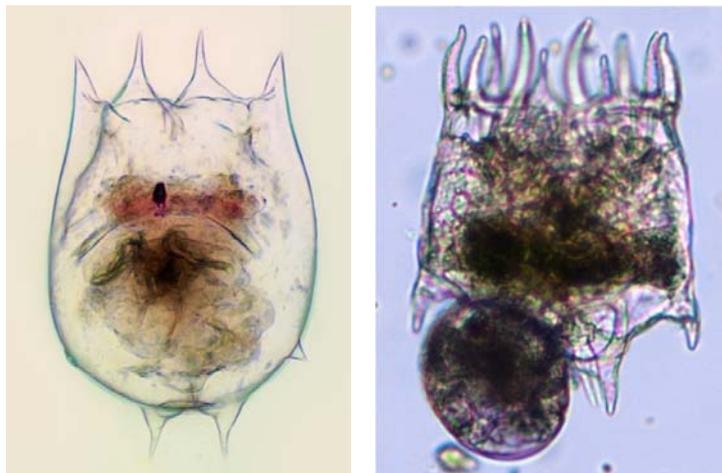


Fig 1. *Brachionus calyciflorus* (izquierda) y *Plationus patulus* (Derecha).

En México se han registrado 2 subclases, 5 órdenes, 29 familias, alrededor de 69 géneros y un aproximado de entre 400 y 600 especies (Sarma et al., 2021). Los géneros con mayor cantidad de especies en nuestro país son *Lecane*, *Brachionus*, *Trichocerca*, *Lepadella* y *Cephalodella* (Mendoza-Chávez, 2016).

Los rotíferos tienen una gran ventaja dentro del nicho ecológico, esta es su adaptación reproductiva. Presentan reproducción tanto sexual como por partenogénesis, a este ciclo de vida se le conoce como partenogénética cíclica y depende de las condiciones ambientales y alimenticias, casi todos los rotíferos en la naturaleza son hembras. Los machos solo ocurren en periodos muy cortos y en muchas especies nunca se les han observado. Durante condiciones favorables, la población se incrementa a través de partenogénesis diploide, en donde las hembras diploides producen huevos diploides conocidos como huevos amícticos (Blaz-Ríos, 2019; Rosales-Barrantes, 2012).

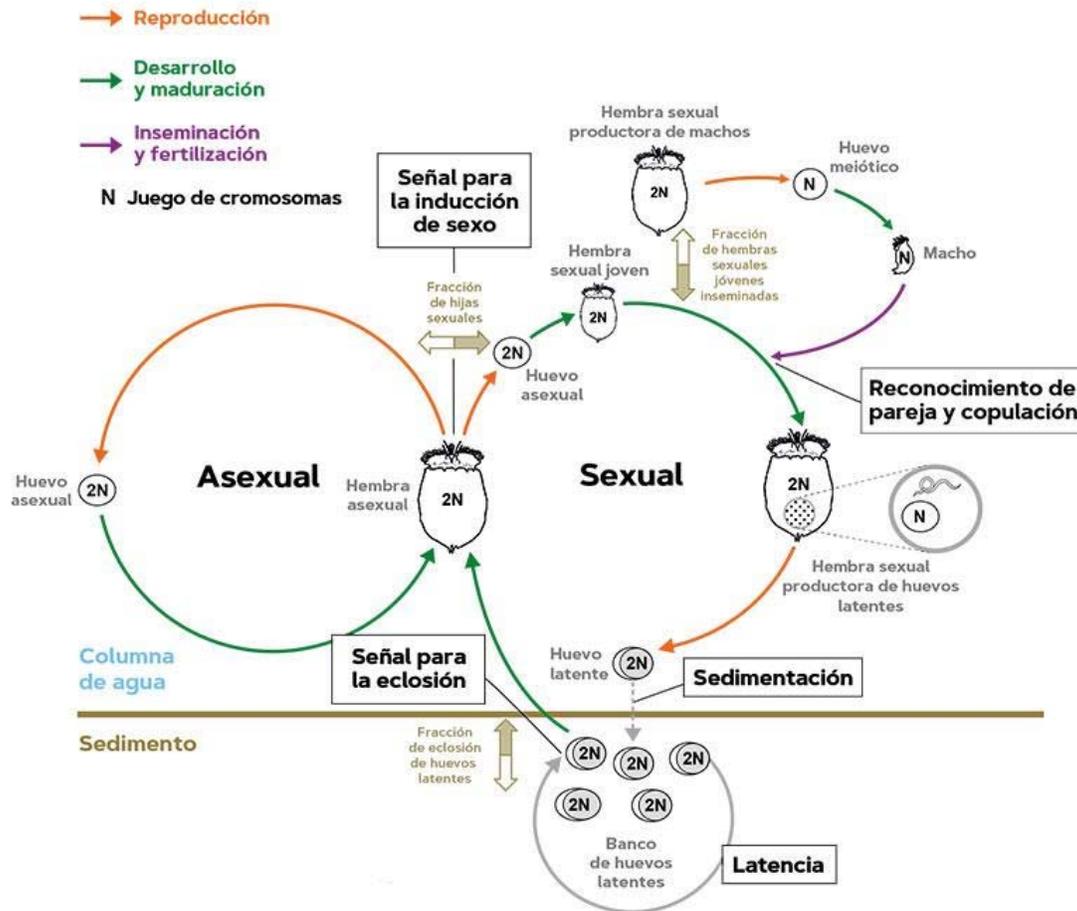


Fig. 2. Ciclo de vida de los rotíferos partenogenéticos cíclicos (Serra *et al.*, 2020).

En condiciones poco favorables, puede ocurrir la reproducción sexual, en la que las hembras míticas producen huevos haploides meióticamente. Estos huevos dan lugar a los machos de la especie, siempre haploides y de tamaño muy reducido, los cuales pueden fecundar estos huevos para generar nuevos huevos latentes que se abrirán en condiciones favorables y darán lugar a hembras genéticamente diferentes a las originales (García-Hernández, 2019) (Fig. 2).

El lapso de vida de los rotíferos, así como su actividad reproductiva dependen de la temperatura, a 25° C el período de vida se ha estimado en 3.4 a 4.4 días. Estos llegan a ser adultos aproximadamente después de 0.5 a 1.5 días, por ello las hembras inician la puesta de huevos aproximadamente cada cuatro horas. Las hembras pueden producir diez generaciones de progenie antes de su muerte (Blaz-Ríos, 2019).

Los rotíferos tienen características importantes que los hacen idóneos para su uso en modelos experimentales en toxicología, su tamaño, su organización simple, son genéticamente homocigotos, fáciles de cultivar, ciclos de vida cortos y sensibilidad, algunas especies son sésiles y coloniales, pero en su mayoría tienen locomoción activa (González-Figueroa, 2021; Blaz-Ríos, 2019).

Los rotíferos están representados por muchas especies de *Brachionus* y otros, indicando estado de eutrofización, entre estas especies, *Brachionus calyciflorus* Pallas, 1766 es reconocida por La Sociedad de Toxicología Ambiental y Química (SETAC) como un organismo de bioensayo (Pal *et al.*, 2015), por otro lado, *Platinius patulus* (Müller, 1786) está ampliamente distribuido y ha sido reconocido como una especie de prueba estándar de la Asociación Estadounidense de Salud Pública (González-Pérez *et al.*, 2018). Sin embargo, sus sensibilidades relativas varían según la duración de la exposición (aguda vs crónica), la naturaleza de los tóxicos utilizados (metales pesados vs pesticidas) y las herramientas ecológicas utilizadas (demografía de tabla de vida vs dinámica poblacional) (García-García *et al.*, 2017). Es por esto por lo que hemos considerado para este estudio la utilización de las especies *Brachionus calyciflorus* y *Platinius patulus*, con la finalidad de evaluar el efecto tóxico que tienen las aguas residuales de la planta de tratamiento “El Rosario” y de esta manera incrementar los datos que se tienen para México acerca de la problemática de la calidad del agua y la contaminación consecuencia de las efluencias de aguas residuales.

## 5. Antecedentes

Tanto las aguas residuales domésticas como las industriales contienen una serie de productos, todos los cuales eventualmente ingresan a las aguas continentales. Aunque la mayoría de las plantas de tratamiento limpian las aguas residuales, no todos los contaminantes pueden eliminarse durante este proceso. Las aguas residuales domésticas e industriales contienen componentes orgánicos e inorgánicos como plásticos, alimentos no utilizados, productos farmacéuticos y metales pesados.

Según el Interamerican Network of Academies of science (IANAS) en 2016 y basados en datos proporcionados por la comisión nacional del agua, los problemas de contaminación de los recursos hídricos son serios, ya que los sistemas de tratamiento disponibles remueven 19% de la materia biodegradable (DBO5) que se genera por las descargas municipales, lo que equivale a verter 9,7 toneladas de DBO5 anualmente al ambiente. De igual manera menciona que los contaminantes emergentes como medicamentos y compuestos presentes en productos de higiene personal, así como drogas ilícitas, estos han sido poco estudiados y son potencialmente tóxicos ya que no se encuentra actualmente regulada su remoción de las aguas residuales.

Se realizaron pruebas de toxicidad aguda con cinco metales distintos (aluminio, cadmio, hierro, plomo, zinc) en dos especies de rotíferos *Asplanchna brightwellii* y su presa *Brachionus calyciflorus*. En este estudio se hace referencia al uso de rotíferos como alternativa al uso de cladóceros, debido a su sensibilidad y a que están comúnmente presentes en cuerpos de agua dulce y pueden utilizarse en pruebas de toxicidad estándar ya que estas pruebas miden parámetros como mortalidad, reproducción, comportamiento, fisiología, bioquímica o biología molecular y microcosmos (Santos-Medrano y Rico-Martínez, 2013).

El análisis estadístico de un inventario de descargas de aguas residuales de los sectores industriales del municipio de Tlalnepantla de Baz, Estado de México, presentó que la contaminación por residuos industriales es una problemática relevante ya que pone en riesgo la salud pública y los ecosistemas que provoca focos de infección debido a su alto contenido de virus, bacterias, hongos, así como sustancias tóxicas, como pesticidas, metales pesados, entre otros. Concluyendo que

el impacto ambiental que se da por descargas de aguas residuales es muy grave y peligroso ya que, aunque las industrias reportan valores dentro de la norma, la suma de estas descargas representa un impacto mayor y fuera del límite de las normas (Virique-Rosas, 2019).

Las pruebas de toxicidad permiten evaluar el grado de afectación que una sustancia química tiene en organismos vivos por tanto los resultados obtenidos por las pruebas de toxicidad sugieren que la muerte de los organismos en los bioensayos de toxicidad de CL50 (concentración letal media) son causa de los componentes tóxicos del agua (Guerrero-Jiménez *et al.*, 2017).

Los rotíferos son importantes indicadores de los cambios en la calidad del agua, y recomienda incluir el inventario de los rotíferos en los estudios de impacto ambiental (Blaz-Ríos, 2019).

En México durante 2017 según datos de la CONAGUA, se trataron alrededor de 2640 hm<sup>3</sup>/año de aguas residuales industriales, lo que representa apenas el 38.4% del total de aguas residuales producidas a nivel nacional, dejando sin un tratamiento apropiado a un 61.6% de estas aguas. La presencia de materia orgánica junto con nutrientes puede provocar alteraciones en la microbiota de un sistema, llegándose a producir eutrofización del medio, con presencia de sustancias tóxicas que pueden causar daños muy graves, incluso a los seres humanos, si se utiliza esta agua (Osorio-Robles *et al.*, 2011; Zamora-Barrios *et al.*, 2023).

Cabe señalar que los rotíferos son muy eficientes al consumir bacterias dispersas y floculadas, así como pequeñas partículas de materia orgánica y su presencia en un efluente indica un proceso de purificación biológica aerobia muy eficiente (Cerezo, 2011).

## 6. Justificación

Tanto las aguas residuales domésticas como las industriales contienen una serie de productos, todos los cuales eventualmente ingresan a las aguas continentales. Aunque la mayoría de las plantas de tratamiento limpian las aguas residuales, no todos los contaminantes pueden eliminarse durante este proceso. Las aguas residuales domésticas e industriales contienen componentes orgánicos e inorgánicos como plásticos, alimentos no utilizados, productos farmacéuticos y metales pesados los cuales contribuyen al proceso de eutrofización de los cuerpos de agua.

Las plantas de Tratamiento de aguas residuales (PTAR) han ido incrementando en número en los últimos tiempos, sin embargo, estas aún son insuficientes tanto en número como en capacidad, llegando a cubrir solo un pequeño porcentaje de la población nacional; existiendo incluso ciudades que no cuentan con una PTAR y otras que, contando con estas, están en muy mal estado (Revilla y Valdivieso, 2019).

Si bien es cierto que en la actualidad tratamos el 36% de las aguas residuales municipales y el 15 % de las aguas residuales industriales, removiéndose 1.34 millones de toneladas de DBO, es lógico valorar que la generación de materia contaminante siempre estará muy por delante de la capacidad de remoción, pues aunque tuviéramos un incremento notable en el número de plantas de tratamiento las cuales pueden llegar hasta 2 709 que pueden construirse al año 2030, en base a las tendencias mostradas, el volumen tratado siempre estaría muy por debajo (Muñoz-Cuevas, 2011).

En México existe una norma única para controlar las descargas a cuerpos de aguas nacionales, la NOM-001-SEMARNAT-1996, que fija los límites máximos permisibles de contaminantes en tales descargas. Esta norma solamente regula veinte parámetros: ocho parámetros básicos, ocho metales pesados, cianuros, pH, coliformes fecales y parásitos. La norma no logra controlar la contaminación industrial y aun descargas que cumplen con la norma pueden aportar contaminantes tóxicos a ríos y otros cuerpos de agua (McCulligh, 2013).

Las descargas de aguas residuales de origen doméstico como industrial, sea tratada o sin tratamiento previo, sumado a la ausencia del acatamiento de las normas de

descarga, explican los elevados niveles de contaminación no solo en cuerpos de agua sino también del suelo.

El agua residual una vez tratada muchas veces es vertida para el llenado controlado de lagos y ríos, tal es el caso de La Planta de Tratamiento de Aguas Residuales “El Rosario”, ubicada en el municipio de Tlalnepantla de Baz, la cual abastece de agua al un lago ubicado en el Parque Tezozómoc en la Delegación Azcapotzalco, llenando no solo el cuerpo de agua sino de materia orgánica y de otros contaminantes disueltos en el agua que no son eliminados durante el tratamiento.

Algunos ejemplos de estos contaminantes son varios fármacos, productos de uso personal y de belleza, surfactantes, retardantes de fuego, esteroides, hormonas y derivados de los procesos de desinfección. Estos productos corresponden en la mayoría de los casos a contaminantes que pueden ser candidatos a regulación, sin embargo, se requiere de una amplia investigación sobre sus efectos potenciales en la salud. En algunos casos se asume que varios de los contaminantes orgánicos persistentes han sido descargados al ambiente por periodos prolongados, pero no se habían detectado debido a la poca información y a la carencia de métodos analíticos para detectar bajas concentraciones en diferentes matrices (Rocha-Gutiérrez, *et al.*, 2015).

Debido a su origen, el agua residual contiene grandes cantidades de microorganismos. Dependiendo de su edad y de la cantidad de agua de disolución, el número de bacterias presentes en el agua residual cruda suele oscilar entre 500,000/ml. a 5'000,000/ml (Rocha-Maguey, 2014).

Para hacer frente a una mayor cantidad de contaminantes en las cuencas nacionales, contamos con cientos de plantas de tratamiento, pero que se encuentran desbordadas por el problema. Así tenemos que no solo disponemos de menos agua, sino que esta se encuentra cada vez más contaminada, por contaminantes químico-industriales o biológicos, lo cual lleva a una alta incidencia de intoxicaciones y/o infecciones. Esto ha llevado a una crisis por el recurso del agua (Muñoz-Cuevas, 2011).

El uso de herramientas como los bioindicadores para detectar la contaminación es muy importante ya que el crecimiento poblacional es de gran ayuda para detectar

efectos tóxicos, este funciona como una lupa, tiene la cualidad de amplificar y hacer más notorio el efecto de la supervivencia de en este caso, los rotíferos, donde los efectos individuales a nivel poblacional se ven mejor representados y encontramos individuos de diferentes generaciones, en los cuales se pueden ver los efectos adaptativos al toxico expuesto, así como nos da dos variables importantes, día de mayor abundancia y la cantidad máxima de individuos (biomasa).

Existen diversos estudios basados en la toxicidad del agua residual, los cuales se han realizado en diversos cuerpos de agua dulce, más específicamente en países de Asia, en México y en países de América Latina es escasa la información disponible acerca de este tema (Sarma y Nandini, 2006). La poca que hay es en su mayoría obsoleta debido a que han pasado muchos años desde su publicación, es por esto que es necesario realizar más estudios sobre el tema y en especial realizados con el género *Brachionus* ya que al igual, es poca la información para México que se tiene sobre este organismo y de esta forma nos ayude mejor a entender su comportamiento y el efecto tóxico que tiene sobre una población de estos, las aguas residuales.

## 7. Objetivos

### Objetivo general.

- Evaluar el efecto tóxico de aguas residuales industriales obtenidas de la planta de tratamiento de aguas residuales “El Rosario” sobre una población de rotíferos braquionidos.

### Objetivos particulares.

- Cultivar una población de *Brachionus calyciflorus* y *Plationus patulus*
- Determinar la concentración media (CL50)
- Cuantificar el crecimiento poblacional de *Brachionus calyciflorus* y *Plationus patulus* utilizando aguas residuales industriales
- Determinar la densidad de población máxima de rotíferos
- Determinar la tasa de crecimiento poblacional de rotíferos

## 8. Hipótesis

El género *Brachionus* ha demostrado en diversos estudios, ser un importante modelo para la evaluación de la calidad del agua y en ensayos de toxicidad realizados con aguas tanto residuales como provenientes de plantas de tratamiento, esto debido a su sensibilidad a la contaminación, fácil acceso, mantenimiento y ciclo de vida que permiten obtener resultados significativos en bioensayos donde se realizan pruebas de toxicidad, es por esto que planteamos la hipótesis de que se puede observar una relación entre la disminución de la población de *Brachionus calyciflorus* y *Plationus patulus* con respecto a la toxicidad del agua residual de influente y efluente.

## 9. Materiales y métodos

### 1.- Cultivo de fitoplancton para alimentación.

Para el mantenimiento de los cultivos de zooplancton utilizados se cultivó el alga verde *Chlorella vulgaris* (Beijerinck, 1890) en botellas de 2 L, usando medio basal Bold (Andersen, 2005) (Anexo 1).

Además de aireación y luz constante, durante 7 días. El alga fue cosechada durante la fase exponencial y se dejó sedimentar, posteriormente fue decantada y se resuspendió en un volumen menor de agua destilada, una vez así se contabilizó mediante la utilización de hematocitómetro para definir su concentración y se almacenó en un refrigerador a  $-4^{\circ}\text{C}$  para su conservación.

### 2.- Cultivo de organismos para las pruebas de toxicidad aguda y crónica.

Los rotíferos *Plationus patulus* y *Brachionus calyciflorus* fueron aislados del lago de Xochimilco, Ciudad de México. Ambas especies se cultivaron de manera independiente e iniciando a partir de un solo individuo, la cepa de cada uno de los rotíferos fue aclimatada durante un año bajo condiciones de laboratorio. Los cultivos fueron mantenidos usando agua moderadamente dura (medio EPA), el cual fue preparado disolviendo 1.9 g de  $\text{NaHCO}_3$ , 1.2 g de  $\text{CaSO}_4$ , 1.2 g de  $\text{MgSO}_4$  y 0.04 g de KCL en 20 L de agua destilada (Weber, 1993). Los cultivos de zooplancton fueron mantenidos a una densidad algal establecida mediante el uso de un hematocitómetro de  $0.5 \times 10^6$  cel/mL, reemplazando su medio cada tercer día filtrando los organismos con una red de  $50\mu\text{m}$  para conservar los huevos y añadiendo más alimento.

### 3.- Obtención y procesamiento de muestras de agua residual de la Planta de tratamiento de aguas residuales "El Rosario".

Las muestras de agua residual se obtuvieron mediante un permiso otorgado por la Dirección General de Drenaje de la CDMX, se tomaron las muestras del efluente y del influente recolectando directamente del punto de ingreso del agua con una cubeta, se dejó reposar brevemente cada una de ellas y se tomaron mediciones de oxígeno disuelto y temperatura, una vez tomados los parámetros, se llenaron dos botellas de plástico de 1 L tanto de influyente como de efluente las cuales se trasladaron al

laboratorio de Zoología acuática, una botella de cada una de las muestras se utilizó para la realización de las pruebas de toxicidad, las otras botellas restantes se destinaron para su análisis fisicoquímico, ambas muestras se filtraron al vacío utilizando un filtro de 0.45µm para eliminar la materia orgánica, una vez filtrada el agua residual se procedió a hacerle los análisis correspondientes de pH, alcalinidad a la fenolftaleína y dureza total.

#### 4.- Prueba de toxicidad aguda.

Para las pruebas agudas se realizó  $CL_{50}$ , el cual es un bioensayo donde se busca la concentración de una sustancia dada, la cual reduzca la población en estudio un 50% en un periodo de tiempo variable dependiendo del organismo a utilizar. En este estudio se expuso 20 neonatos de *P. patulus* y 20 neonatos de *B. calyciflorus* a diferentes concentraciones de efluente de agua residual de la planta de tratamiento de aguas residuales “El Rosario” con medio EPA en una proporción de 75% agua residual y 25% medio EPA, 50% Agua residual y 50% de medio EPA y 25% de agua residual y 75% de medio EPA, se usó una densidad de  $0.5 \times 10^6$  cel/mL de *Chlorella vulgaris* como alimento para ambas especies. Todos los tratamientos tuvieron tres repeticiones, además de un grupo control. Todo lo anterior se colocó en una incubadora a 25°C. Pasado el periodo de 24 horas se cuantificó la sobrevivencia de los individuos.

#### 5.- Prueba de toxicidad crónica.

Posterior a las pruebas de toxicidad aguda, se realizó un crecimiento poblacional para la prueba crónica. Para el crecimiento poblacional se utilizaron concentraciones subletales obtenidas a partir del  $CL_{50}$ . Se utilizaron tres concentraciones subletales del 2.5, 5 y 10% de la  $CL_{50}$  con el fin de poder apreciar el efecto a largo plazo. Las concentraciones utilizadas fueron diluidas en medio de cultivo EPA con *C. vulgaris* como alimento a una concentración de  $1 \times 10^6$  cél/mL a 25°C, con cuatro repeticiones cada una, además de un grupo control. Para el bioensayo se aclimataron los organismos durante tres días previos al comienzo del experimento en una incubadora a 25°C, una vez aclimatados los organismos se comenzó el experimento con una población inicial de 20 individuos en frascos de vidrio en 20 ml de medio, cada día se contabilizó el número de individuos vivos bajo un microscopio estereoscópico, se filtró

cada repetición con ayuda de una malla de 50µm y se reemplazó el medio del día anterior con medio recién preparado a la misma concentración y alimento fresco para mantener las condiciones iguales a lo largo del bioensayo, y se dejaron de contabilizar los organismos una vez que la población empezó a decrecer (aproximadamente a los 21 días).

Basado en los datos colectados (densidad diaria), se calculó la tasa de crecimiento ( $r$ ) usando la siguiente ecuación (Krebs, 1985):

$$r = (\ln N_t - \ln N_o) / t$$

Donde:  $r$  es la tasa de crecimiento poblacional por día,  $N_t$  el número de individuos en la población después del tiempo  $t$ ,  $N_o$  densidad poblacional inicial y  $t$  el tiempo en días. Además, se determinó la densidad máxima que fue alcanzada durante la prueba de toxicidad.

#### 6.- Análisis estadístico.

Los datos fueron graficados y analizados usando el programa Sigma Plot 11.0, el cual es un software creado para análisis y gráficos científicos. Para el análisis estadístico se utilizó una prueba de ANOVA de una vía con la finalidad de determinar las diferencias entre los tratamientos realizados en este estudio y una prueba de Tukey.

## 10. Resultados

### 10.1. Parámetros fisicoquímicos

Algunos de los parámetros fisicoquímicos de las aguas residuales del influente y efluente están representados en la tabla 1. Los valores de temperatura, conductividad y pH no variaron significativamente entre los dos tipos de agua, mientras que en los valores para oxígeno disuelto y porcentaje de saturación se encontraron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) entre influente y efluente, siendo estos mayores para el efluente.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos del agua de influente y efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales “El Rosario”, que se utilizaron para este estudio.

Parámetro	Influente	Efluente
Temperatura	23°C (21.5°C – 24°C)	21.9°C (21°C – 23.3°C)
Conductividad	0.84ms (0.67ms – 1.05ms)	0.88ms (0.64ms – 1.03ms)
pH	7.4 (7 – 7.8)	7.9 (7.2 – 8.6)
Oxígeno disuelto	0.59 mg/L (0.58mg/L – 0.59 mg/L)	3.19 mg/L (3.16 mg/L – 3.23 mg/L)
Porcentaje de saturación	7% (6.8% - 7.4%)	34.9% (34.7% - 35.2%)

### 10.2. Concentración letal media

Los datos de la concentración letal media para *Brachionus calyciflorus* y *Plationus patulus* indican que para ambas especies el agua obtenida a partir del influente de la planta de tratamiento fue más tóxica con un valor de  $0.288 \pm 0.05$  y  $0.344 \pm 0.07$  mg/L respectivamente (Tabla 2), mostrando que la especie *B. calyciflorus* tuvo una ligeramente mayor sensibilidad que *P. patulus*.

Tabla 2. Concentración letal media de *Brachionus calyciflorus* y *Plationus patulus* en bioensayo (24 h) de toxicidad aguda. Los valores son el promedio y  $\pm$  SE de cuatro réplicas.

Tipo de agua residual	CL <sub>50</sub> <i>Brachionus calyciflorus</i>	CL <sub>50</sub> <i>Plationus patulus</i>
Influyente	0.2875 $\pm$ 0.0558	0.3438 $\pm$ 0.071
Efluente	0.35 $\pm$ 0.0979	0.45 $\pm$ 0.0736

### 10.3. Crecimiento poblacional

Las curvas de crecimiento poblacional de *Brachionus calyciflorus* con distintas concentraciones de influente (Fig. 3) y usando el alga *Chlorella vulgaris* como alimento, muestran una clara diferencia, principalmente en el pico máximo de crecimiento de los tratamientos contra el testigo. La mayor densidad poblacional se encontró en el tratamiento al 2.5% con 134 ind/ml, teniendo una mayor diferencia al 10% el cual no solo alcanzó un pico máximo después que el testigo. También tuvo una etapa inicial más prolongada de una semana y su etapa exponencial con una duración de dos días, mientras que en los otros tratamientos fue de 5 días. Por otro lado, el tiempo de decaimiento de la curva fue de 11 días para el testigo y el tratamiento al 5%, de 12 días en el tratamiento al 2.5% y de 13 días en el tratamiento a una concentración del 10%. Sin embargo, en las curvas del bioensayo realizado a distintas concentraciones de efluente (Fig. 4) se puede observar que la curva y el pico máximo de crecimiento del tratamiento control difiere con el testigo del bioensayo realizado con influente los cuales se obtuvieron en los días 11 y 16 respectivamente. Es importante mencionar que todos los tratamientos alcanzaron su densidad máxima el mismo día y tuvieron una tendencia similar de crecimiento, mientras que en su decaimiento, el tratamiento al 2.5% decayó antes que el testigo y los otros dos tratamientos, la densidad poblacional máxima se obtuvo en el tratamiento al 5% de influente con 198 ind/ml.

En cuanto a la curva de crecimiento poblacional de *Plationus patulus* del bioensayo con influente a diferentes concentraciones (Fig. 5). Se puede observar que a una

mayor concentración de este, se eleva la densidad poblacional, teniendo en cuenta esto, la etapa inicial de las curvas disminuye a manera que la concentración del influente aumenta, tanto en el tratamiento testigo como a una concentración del 2.5% es de 10 y 9 días respectivamente. Por otro lado, en el testigo y el tratamiento al 2.5% la etapa exponencial fue similar, en los tratamientos a concentraciones del 5% y 10% esta etapa se ve reducida, con una duración de 7 y 8 días respectivamente. La etapa de decaimiento fue más larga en estos dos últimos tratamientos siendo de 6 días, en este bioensayo se obtuvo una abundancia máxima de 130 ind/ml en el tratamiento a una concentración de 2.5% de influente. Por otro lado, las curvas de crecimiento poblacional con diferentes concentraciones de efluente (Fig. 6) muestran una tendencia similar de crecimiento que las curvas con influente. A una mayor concentración de efluente se puede observar un aumento en la densidad poblacional, así como un periodo inicial más corto, una etapa de crecimiento exponencial más corta y un pico de abundancia máxima no solo más alto sino que también se alcanza más temprano a mayor concentración del tratamiento y así mismo un periodo de decaimiento más prolongado a medida que la concentración del influente aumenta, siendo la abundancia máxima de 170 ind/ml obtenida en el tratamiento a una concentración del 10% de efluente.

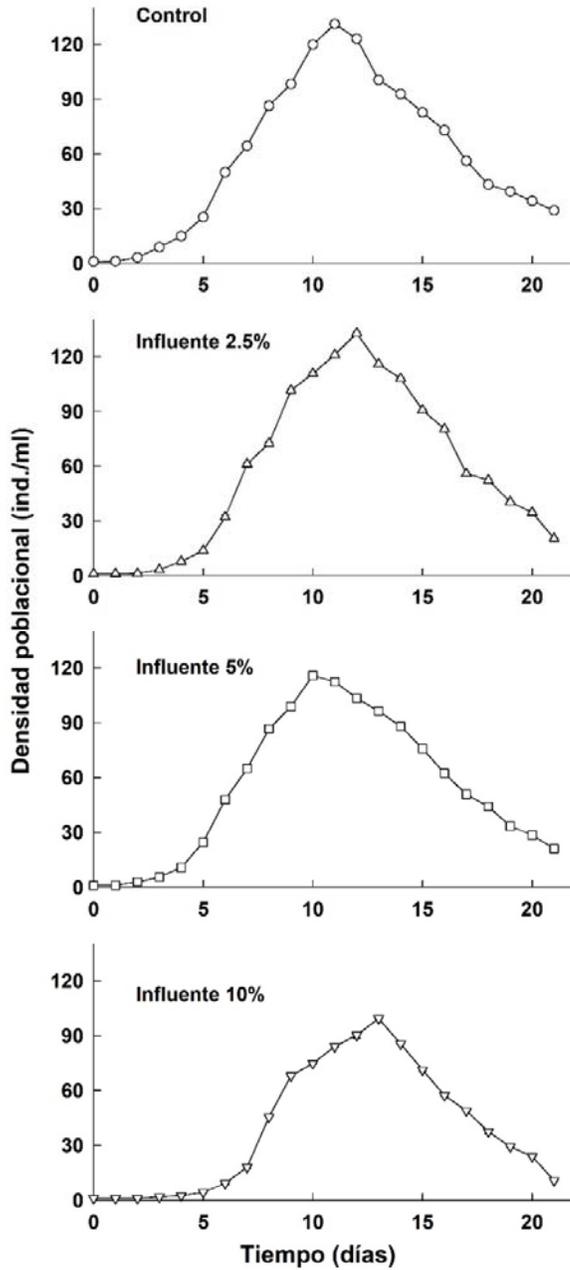


Fig 3. Crecimiento poblacional de *Brachionus calyciflorus* con diferentes concentraciones de influente de agua residual. Se representan los valores de promedio y error estándar de cuatro réplicas.

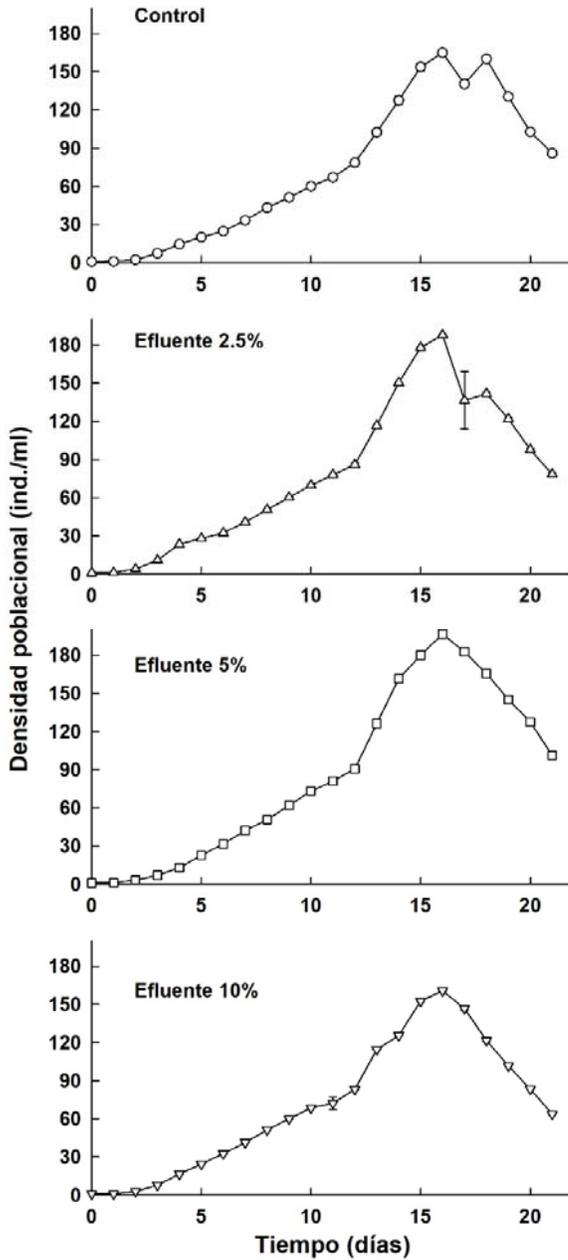


Fig 4. Crecimiento poblacional de *Brachionus calyciflorus* con diferentes concentraciones de efluente de agua residual. Se representan los valores de promedio y error estándar de cuatro réplicas.

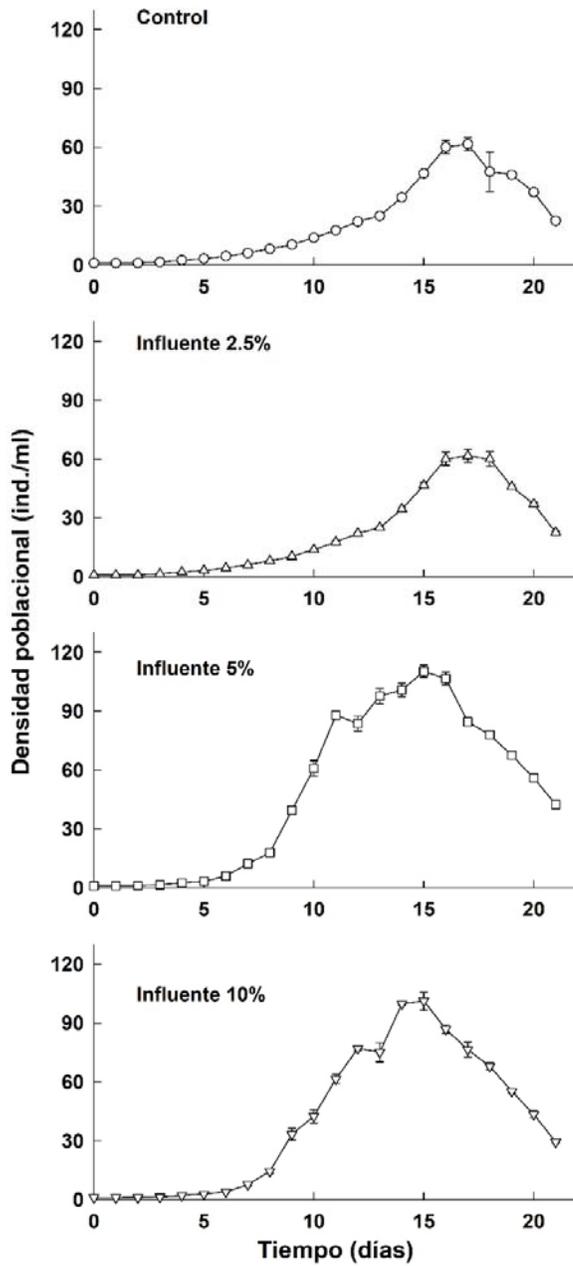


Fig 5. Crecimiento poblacional de *Plationus patulus* con diferentes concentraciones de influente de agua residual. Se representan los valores de promedio y error estándar de cuatro réplicas.

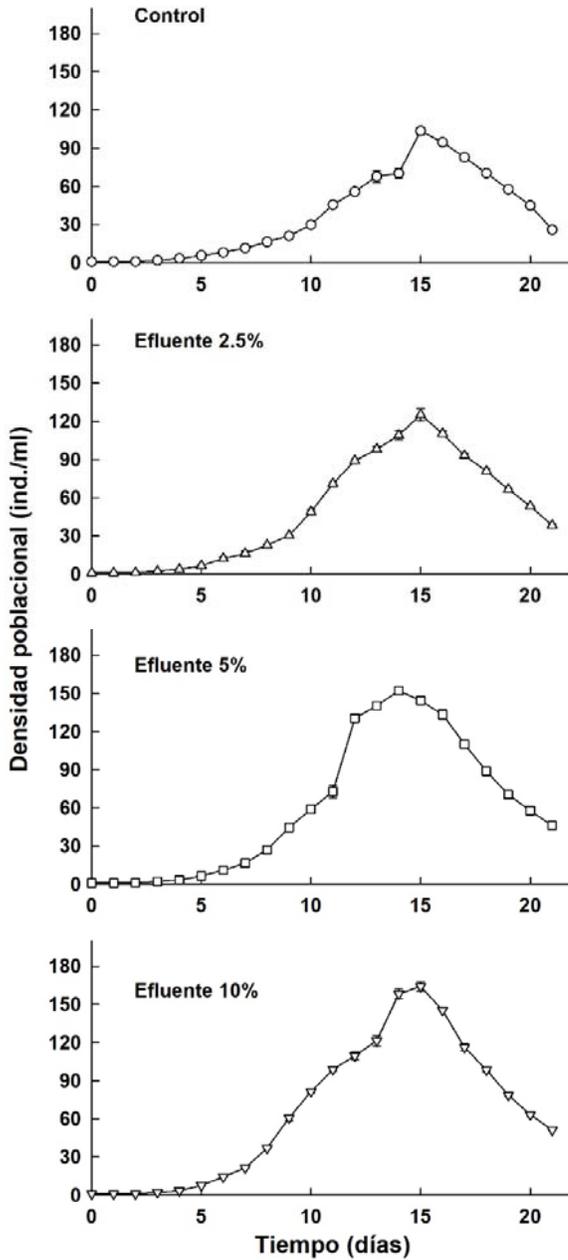


Fig 5. Crecimiento poblacional de *Plationus patulus* con diferentes concentraciones de efluente de agua residual. Se representan los valores de promedio y error estándar de cuatro réplicas.

#### 10.4. Tasa de crecimiento poblacional

En el bioensayo realizado con *B. calyciflorus* a distintas concentraciones de influente (Fig. 6.) se pudieron observar diferencias significativas en la tasa de crecimiento

poblacional ( $p < 0.005$ ) tanto entre el control vs cada uno de los tratamientos, así como entre los tratamientos mismos presentando diferencias significativas en todos los tratamientos. Esta misma tendencia se puede observar en el bioensayo realizado a diferentes concentraciones de efluente en esta misma especie, los cuales denotan diferencias significativas ( $p < 0.005$ ) en cada uno de los tratamientos y el control.

Por otro lado, en el bioensayo con el rotífero *P. patulus* (Fig. 7) realizado con influente no se muestran diferencias significativas entre los tratamientos a una concentración de 2.5%, 5% y 10% de influente ( $p > 0.05$ ) pero si entre los tratamientos contra el testigo, el cual mostró una menor tasa de crecimiento poblacional, en cuanto al bioensayo realizado con efluente, se pueden observar diferencias significativas ( $p < 0.005$ ) entre el control y los tratamientos, así como entre el tratamiento al 2.5% y el tratamiento al 5% y el 10% de concentración de efluente sin embargo no se mostraron diferencias significativas en la tasa decrecimiento poblacional entre estos últimos mencionados.

Independientemente del tratamiento, la tasa de crecimiento poblacional de *P. patulus* varió entre 0.27 a 0.36 por día para el influente y para efluente varió entre 0.33 y 0.40 por día. La variación en la tasa de crecimiento poblacional de *B. calyciflorus* fue para el influente entre 0.46 y 0.48 por día, mientras que para el efluente fue de 0.30 y 0.39 por día.

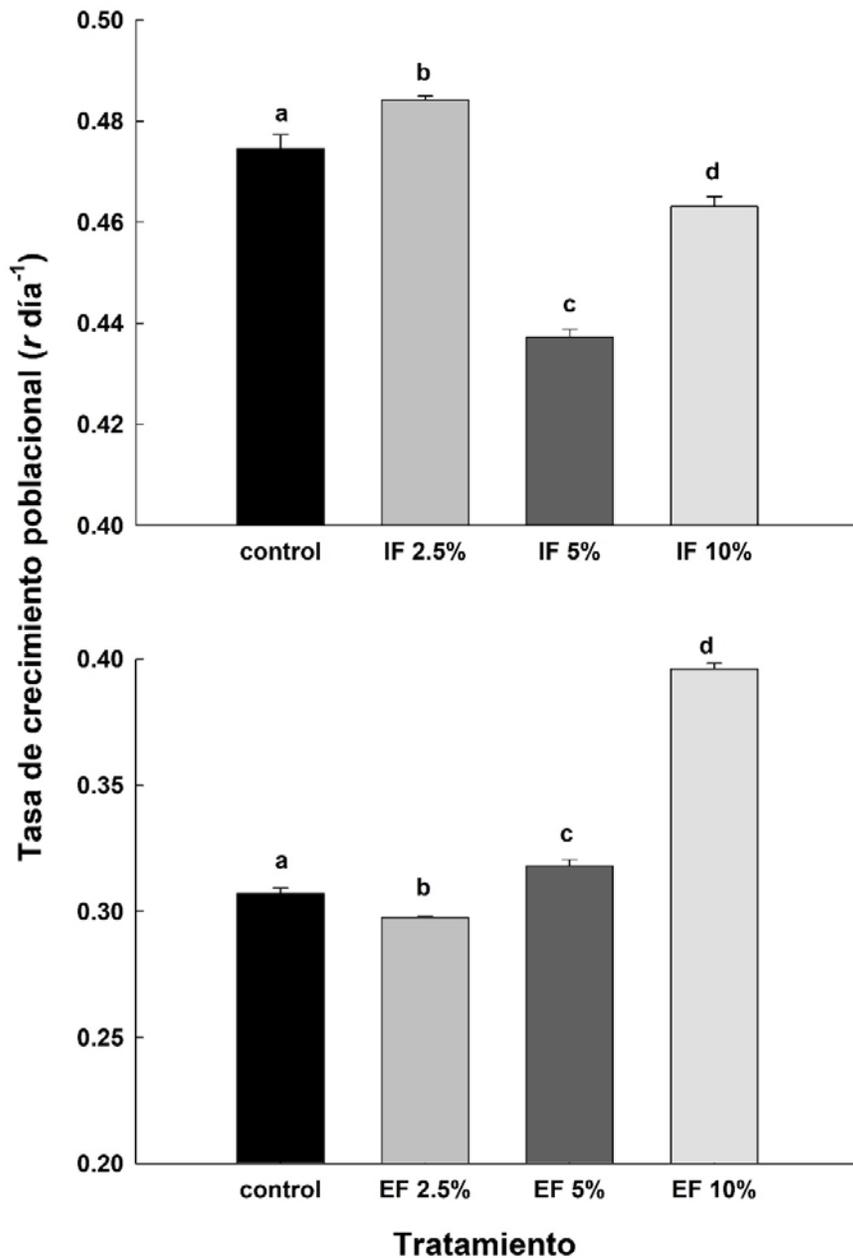


Fig 6. Tasa de crecimiento poblacional de *Brachionus calyciflorus* ( $r$  día<sup>-1</sup>). IF 2.5%: Influyente a una concentración de 2.5%, IF 5%: Influyente a una concentración del 5%, IF 10%: Influyente a una concentración del 10%, EF 2.5%: Efluente a una concentración del 2.5%, EF 5%: Efluente a una concentración del 5%, EF 10%: Efluente a una concentración del 10%. Los valores representan el promedio  $\pm$  error estándar de basado en 4 repeticiones por cada tratamiento. Las letras sobre cada barra representan la formación de grupos acorde con la prueba de Tukey.

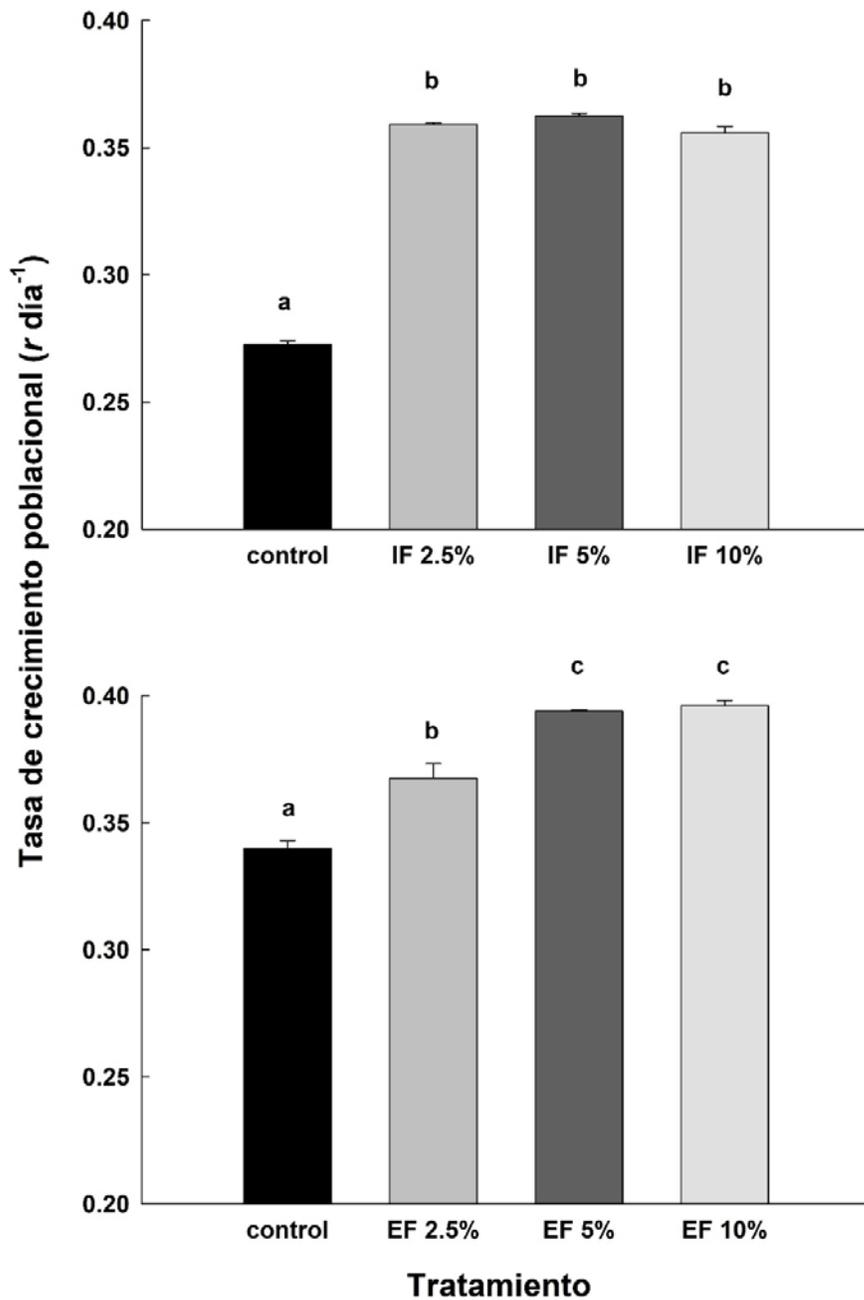


Fig 7. Tasa de crecimiento poblacional de *Plationus patulus* ( $r \text{ día}^{-1}$ ). IF 2.5%: Influyente a una concentración de 2.5%, IF 5%: Influyente a una concentración del 5%, IF 10%: Influyente a una concentración del 10%, EF 2.5%: Efluente a una concentración del 2.5%, EF 5%: Efluente a una concentración del 5%, EF 10%: Efluente a una concentración del 10%. Los valores representan el promedio  $\pm$  error estándar de basado en 4 repeticiones por cada tratamiento. Las letras sobre cada barra representan la formación de grupos acorde con la prueba de Tukey.

## 11. Discusión

Tanto las aguas residuales domésticas como las industriales contienen una serie de productos, todos los cuales eventualmente ingresan a las aguas continentales (Cerezo, 2011). Aunque la mayoría de las plantas de tratamiento limpian las aguas residuales, no todos los contaminantes pueden eliminarse durante este proceso (Guerrero-Jiménez *et al.*, 2017). Las aguas residuales domésticas e industriales contienen componentes orgánicos e inorgánicos como plásticos, alimentos no utilizados, productos farmacéuticos y metales pesados los cuales contribuyen al proceso de contaminación y eutrofización de los cuerpos de agua (Muñoz-Cuevas, 2011).

Referente al análisis de los parámetros fisicoquímicos, se conoce que de acuerdo con el Centro Regional de Investigación Pesquera de México (2013), los rotíferos pueden sobrevivir a niveles de pH inferiores a 6.6, pero el rango óptimo de producción (en cultivo) es entre 6.6 y 8.0; la media de pH obtenida en este trabajo fue de 7.4 para el influente y de 7.9 para el efluente, es decir es un valor óptimo para su subsistencia.

Es importante resaltar que estudios recientes realizados por Bizimwa *et al.* (2022) mencionan que hay una relación entre el valor de pH del agua residual en el que habitan algunas bacterias como coliformes fecales, el cual favorece su supervivencia a largo plazo en rangos de 8.4, es decir, ligeramente alcalina y a una temperatura de 23°C, lo cual podemos decir que coincide con los resultados obtenidos en este trabajo, ya que el pH del agua residual se encontró en un valor promedio de 7.4 para el influente y de 7.9 para efluente y la temperatura media para el influente fue de 23°C y de 21.9°C para el efluente. El valor de la temperatura se correlacionaba con otros factores como la disponibilidad de los recursos, los nutrientes y la intensidad de la luz, resaltando que normalmente, a mayores concentraciones de nutrientes y mayor temperatura el número de organismos bacterianos tiende a aumentar y favorece a aquellos que pueden tolerar temperaturas más altas (Bizimwa *et al.*, 2022).

Estos mismos investigadores obtuvieron los valores para oxígeno disuelto, y observaron que a mayor concentración de oxígeno disuelto disminuía el crecimiento de bacterias como *E. coli*; continuando con el análisis de los valores de este parámetro, Mendoza-Chávez (2016) enfatiza que, si el nivel de este es bajo, es un

índice de contaminación con materia orgánica, putrefacción y mala calidad, concordando con la concentración de oxígeno disuelto presente para el influente, el cual fue de 0.59 mg/L y de 3.19 mg/L para el efluente, estos resultados confirman el estado de contaminación del agua, el cual es mayor para influente obviamente tomando en cuenta que esta agua no tiene tratamiento, aun así el valor de oxígeno disuelto para el efluente a pesar de que es significativamente mayor que el del influente, continúa siendo bajo si se toma en cuenta que los valores adecuados para lagos son de entre 7 y 8 mg/L (Mendoza-Chávez, 2016), cabe resaltar que los valores permitidos según la NOM001-SEMARNAT-1996 para este parámetro no son tomados en cuenta, así como tampoco en su reformada versión del 2021, la cual entrará en vigor a partir de 3 de abril de 2023.

Los resultados obtenidos por las pruebas de toxicidad sugieren que la muerte de los organismos en los bioensayos de toxicidad de  $CL_{50}$  (concentración letal media) son causa de los componentes tóxicos del agua coincidiendo con Guerrero-Jiménez *et al.* (2017), quienes refieren que las pruebas de toxicidad permiten evaluar el grado de afectación que una sustancia química tiene en organismos vivos, así como el trabajo realizado por Sarma *et al.* (2003) en cuyo caso realizaron un crecimiento poblacional con 3 tipos de agua residual de forma directa y obtuvieron como resultado un muy escaso crecimiento en comparación con el control de las especies *B. calyciflorus*, *B. rubens* y *P. patulus*.

Cabe señalar que los rotíferos son muy eficientes al consumir bacterias dispersas y floculadas, así como pequeñas partículas de materia orgánica y su presencia en un efluente indica un proceso de purificación biológica aerobia muy eficiente (Cerezo, 2011); esto explicaría el por qué hubo un mayor crecimiento poblacional en los bioensayos de toxicidad crónica con influente y efluente a distintas concentraciones con respecto al control.

El aumento en la abundancia tanto de *B. calyciflorus* como de *P. patulus* en el bioensayo de toxicidad crónica a menores concentraciones tanto de efluente como de influente de agua residual, en comparación con la prueba de toxicidad aguda es un claro ejemplo de hormesis, este es un fenómeno en el cual una hay relación dosis-

respuesta caracterizada por un efecto de estimulación a bajas dosis y de inhibición a altas dosis (Morales-Fernández, 2017).

Los resultados sobre la tasa de crecimiento poblacional de ambos rotíferos, nos dicen que existe la posibilidad de utilizar las aguas residuales como alternativa alimenticia en futuras investigaciones ya que queda claro que a ciertas concentraciones, se ve beneficiado el crecimiento poblacional, lo cual podría representar una fuente atractiva de alimentación de rotíferos para aquellos quienes necesiten cultivar a gran escala estos organismos, por ejemplo para su utilización como alimento vivo, o incluso como una herramienta de limpieza de cuerpos de agua contaminados con aguas residuales domésticas o industriales, tal es la investigación realizada por Nandini *et al.* (2010), cuyo trabajo consistió en la evaluación del uso de aguas residuales en la dinámica poblacional de una especie de rotíferos y una de cladóceros alimentados con alga expuesta a un crecimiento en aguas residuales, obteniendo una supervivencia y reproducción favorables, y concluyendo que finalmente los nutrientes del agua residual que favorecieron el crecimiento del alga usada como alimento, terminó por nutrir de igual manera a los organismos zooplanctónicos y permitiéndoles desarrollarse de forma adecuada.

En esta investigación no se realizaron otros estudios de dinámica poblacional como las tablas de vida, pero deja abierta la sugerencia a futuro para la realización de estos y hacia una mayor investigación sobre organismos zooplanctónicos alimentados con aguas residuales domésticas y no solo rotíferos sino también otra clase de zooplancton como los cladóceros y copépodos así como también especies marinas o que habitan en ambientes salobres, por otro lado, se recomienda la evaluación adicional de otros parámetros fisicoquímicos importantes como la demanda biológica de oxígeno, la demanda química de oxígeno, dureza, alcalinidad y cuantificación de coliformes fecales, con el propósito de ampliar la investigación y de igual manera tener más puntos de comparación con investigaciones relacionadas con el tratamiento y aprovechamiento de aguas residuales.

## **12. Conclusión**

Los resultados obtenidos en este estudio nos revelaron que la exposición del zooplancton a aguas residuales tiene un efecto tóxico, mostrando una disminución en la supervivencia, en pruebas de toxicidad aguda pero un efecto inverso en pruebas de toxicidad crónica.

La exposición a influente de aguas residuales mostró un mayor crecimiento poblacional, lo que indica que los individuos maduran y se reproducen en menor tiempo con el propósito de poderse reproducir más para poder aspirar a mantenerse en el sistema a pesar de las condiciones adversas, pero también a la disponibilidad de materia orgánica, la cual en menor cantidad demostró un mejor efecto en la población.

Otro factor importante a mencionar es que el impacto ambiental dado por descargas de aguas residuales es muy grave y peligroso, ya que aunque las industrias reportan valores dentro de la norma, la suma de estas descargas representa un impacto mayor y fuera del límite de las normas.

Este trabajo muestra que es de gran importancia realizar este tipo de estudios ya que el acumulo y depósito de contaminantes por aguas residuales en cuerpos de agua a lo largo del mundo, donde organismos pertenecientes al zooplancton son afectados, afecta directamente el equilibrio ecológico del lugar.

### 13. Referencias

- Alemaný-Rodríguez, E. A. (2019). Estructura de la comunidad zooplanctónica durante 2015 en Bahía Magdalena, B.C.S. (Tesis que para obtener el grado de maestría en ciencias marinas). Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario De Ciencias Marinas.
- Álvarez-Tello, F. J., López-Martínez, J., Funes-Rodríguez, R., Lluch-Cota, D. B., Rodríguez-Romero, J., y Flores-Coto, C. (2015). Composición, estructura y diversidad del mesozooplankton en Las Guásimas, Sonora, un sitio Ramsar en el Golfo de California, durante 2010. *Hidrobiológica*, 25(3), 401-410.
- Amado-Álvarez, J. P., Pérez-Cutillas, P., Ramírez-Valle, O. y Alarcón-Cabañero, J. J. (2016). Análisis de la calidad del agua en las lagunas de bustillos y de los mexicanos (Chihuahua, México). *Papeles de Geografía*, (62), 107-118. doi: <http://dx.doi.org/10.6018/geografia/2016/255811>
- Benítez-Fernández, N. C., Pérez-Legaspi, I. A., Morales-Castro, E., Fuentes-Meza, C., y Valadez-Rocha, V. (2022). Variación estacional en la distribución y diversidad de rotíferos del Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, México: Zooplankton del Sistema Lagunar Alvarado, Veracruz. *Hidrobiológica*, 31 (3). Recuperado a partir de <https://hidrobiologica.izt.uam.mx/hidrobiologica/index.php/revHidro/article/view/1502>
- Bisimwa, A. M., Kisuya, B., Kazadi, Z. M., Muhaya, B. B. y Kankonda, A. B. (2022). Monitoring faecal contamination and relationship of physicochemical variables with faecal indicator bacteria numbers in Bukavu surface waters, tributaries of Lake Kivu in Democratic Republic of Congo. *Avances en Higiene y Salud Ambiental*, 3, 100012.
- Blaz-Ríos, S. (2019). Rotíferos como indicadores de la calidad ambiental en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de San Juan de Miraflores (PTAR Sedapal- SJM). Tesis Para optar el Título Profesional de Bióloga con mención en Zoología. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

- Cerezo J. (2011). Estación depuradora de aguas residuales. Tesis de pregrado. España: Universidad Politécnica de Cataluña.
- Centro Regional de Investigación Pesquera (CRIP). (2013). Protocolo de Rotíferos. Manzanillo, Colima. México.
- Cervantes-Martínez, A., Gutiérrez-Aguirre, M. A, Delgado-Blas, V. H. y Ruíz-Ramírez, J. D. (2012). Especies de zooplancton dulce acuícola de Cozumel. Universidad de Quintana Roo.
- Conde-Porcuna, J.M., Ramos-Rodríguez, E., y Morales-Baquero. R. (2004). El zooplancton como integrante de la estructura trófica de los ecosistemas lénticos. *Ecosistemas* 13(2): 23-29.
- Diario Oficial de la Federación. (2022). Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021. Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación. Disponible en: [https://www.dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5645374&fecha=11/03/2022#gsc.tab=0](https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5645374&fecha=11/03/2022#gsc.tab=0)
- Figuroa-Sánchez, M.A., Nandini, S. & Sarma, S. S. S. (2020). Zooplankton community structure in relation to microcystins in the eutrophic Lake Zumpango (State of Mexico). *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 193 (3): 213-225. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. <https://doi.org/10.1127/fal/2020/1256>
- Gallardo-Pineda, V. (2013). Composición y abundancia del zooplancton en el bordo Huitchila, Mor (Tesis que para obtener el título de bióloga). Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza.
- García-Chicote, J. (2015). El zooplancton como indicador de la calidad del agua en embalses: un estudio en el ámbito de actuación de la confederación hidrográfica del Júcar. (Tesis doctoral). Universitat de València, Valencia, España.
- García-García, G, Reyes-Carrillo, G. I, Sarma, S. S. S y Nandini, S. (2017). Population level responses of rotifers (*Brachionus calyciflorus* and *Plationus patulus*) to the

- anti-diabetic drug, metformin. *Journal of Environmental Biology*. 38(6), 1213-1219.
- García-Hernández, R. (2019). Metodología del cultivo de rotífero (*Brachionus* spp.) en un criadero de rodaballo y ensayo de eficiencia de un biocida sobre cultivos experimentales de rotífero. *Universidade da Coruña*.
- Gómez-Márquez, J. L., Trejo Albarrán, R., Martínez Zavala, A., Granados Ramírez, J. G., y Trujillo Jiménez, P. (2022). Variación del zooplancton en dos lagos urbanos ubicados en parques recreativos en el estado de Morelos, México. *Acta Universitaria*, 32, 1–16. <https://doi.org/10.15174/au.2022.3309>
- González-Figueroa, R. (2021). Estudio de la toxicidad letal y subletal de los metales Co, Cr, Mg y Pb, y sus rutas de entrada y distribución en el rotífero *Euchlanis dilatata*. *Universidad Autónoma de Aguascalientes*.
- González-Pérez, B. K, Sarma, S. S. S, Castellanos-Páez, M. E y Nandini, S. (2018) Multigenerational effects of triclosan on the demography of *Platyonus patulus* and *Brachionus havanaensis* (Rotifera). *Ecotoxicol Environ Saf*; 147:275-282. doi: 10.1016/j.ecoenv.2017.08.049. 38 (6), 1213-1219.
- Guadarrama-Tejas, R., Kido-Miranda, J., Roldan-Antunez, G., y Salas-Salgado, M. (2016). Contaminación del agua. *Revista de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales*, 2(5): 1-10.
- Guerrero-Jiménez, G., Rico-Martínez, R. y Silva-Briano, M. (2017). Monitoreo de una planta tratadora de aguas residuales mediante pruebas de toxicidad aguda con el cladóceros *Daphnia magna* y el rotífero de agua dulce *Lecane quadridentata*. *Hidrobiológica*. 27 (1): 87-92.
- Interamerican Network of Academies of science (IANAS). (2019). Calidad del Agua en las Américas, Riesgos y Oportunidades. Recuperado de [http://192.203.177.185/bitstream/handle/ibero/2762/FDAC\\_Cap\\_01.pdf?sequence=5&isAllowed=y](http://192.203.177.185/bitstream/handle/ibero/2762/FDAC_Cap_01.pdf?sequence=5&isAllowed=y)
- Martínez-Zavala, A. (2021). Aplicación de bioindicadores e índices biológicos y ecológicos para evaluar el estado de salud del río Amacuzac (Tesis que para

- obtener el Grado de Maestro en Manejo de Recursos Naturales). Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Cuernavaca, Morelos, México.
- McCulligh, C. (2013). La no regulación ambiental: contaminación industrial del río Santiago en Jalisco. *Observatorio del desarrollo*, 2(7): 22-29.
- Mendoza-Chávez, Y. J. (2016). Especies de Zooplancton presentes en agua contaminada con arsénico en Matehuala, San Luis Potosí, México. Tesis para obtener el grado de maestra en geociencias aplicadas. IPICYT.
- Morales-Fernández, L. (2017). Estudio del efecto hormético en sustancias biocidas de interés sanitario. Granada: Universidad de Granada. [<http://hdl.handle.net/10481/48351>]
- Muñoz-Cuevas, A. (2011). Tratamiento Biológico De Las Aguas Residuales De La Cuenca Central De México. Valuación De Los Métodos Empleados. Tesis que para obtener el Título de Maestro en Ciencias en Metodología de la Ciencia. Instituto Politécnico Nacional.
- Nandini, S., Ramírez-García, P. y Sarma, S. S. S. (2010). Evaluation of primary and secondary production using wastewater as a culture medium. *Waste Management & Research*. 28(10):928-935. doi:10.1177/0734242X09346312
- Navarro-Rodríguez, M., Flores-Vargas, R., y Ruelas, M. E. G. (2002). Variabilidad espacio-temporal de la biomasa zooplanctónica y la estructura termohalina en la zona costera de los estados de Jalisco y Colima, México. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 36(3), 244-265.
- Oliveros-Yepes, D y Wild-Doria, J. (2019). Evaluación de la eficiencia de remoción de nutrientes presentes en aguas residuales municipales en un sistema de tratamiento terciario. Universidad de la Costa.
- Ortega-Murillo, M., Hernández-Morales, R., Oropeza-Flores, H., Alvarado-Villanueva, R., y Mora, Y. (2016). Estructura de la comunidad del zooplancton en un lago hipereutrófico en Michoacán, México. *Biológicas Revista de la DES Ciencias Biológico-Agropecuarias*, 18(2), 51-59.

- Osorio-Robles, F., Torres-Rojo, J. C., y Sánchez-Bas, M. (2011). Tratamiento de aguas para la eliminación de microorganismos y agentes contaminantes.: Aplicación de procesos industriales a la reutilización de aguas residuales. Ediciones Díaz de Santos.
- Pal, S., Patra, A.K., y Chakraborty, K. (2015). Prospect of *Brachionus calyciflorus*, a holoplankton, for its potential bio-indicator property: a review. Int J Recent Sci Res, 6, 7603-7608.
- Paerl, H. W., Rossignol, K. L., Hall, S. N., Peierls, B. L., y Wetz, M. S. (2010). Phytoplankton Community Indicators of Short- y Long – term Ecological Change in the Anthropogenically and Climatically Impacted Neuse River Estuary, North Carolina, USA. Estuaries and Coasts 33: 485-497.
- Prado, M., Bucheli, R. y Calderón, G. (2010). Composición, distribución y abundancia del plancton en sistemas fluviales de la provincia de Los Ríos, Ecuador. Boletín Científico y Técnico, 20 (6), p. 1-52.
- Ramírez-García, P., Martínez-Romero, E., Martínez-Salgado, M. D., & Eslava-Campos, C. A. (2004). Cianobacterias, microorganismos del fitoplancton y su relación con la salud humana. Instituto Nacional de Ecología, 1-18.
- Revilla, W. R., y Valdivieso, G. A. (2019). Evaluación de la percepción de la población respecto del funcionamiento de la planta de tratamiento de aguas residuales PTAR del distrito de Poroto (Trabajo de investigación). Repositorio de la Universidad Privada del Norte. Recuperado de <http://hdl.handle.net/11537/23123>
- Rocha-Gutiérrez, B. A., Peralta-Pérez, M del R. y Zavala-Díaz de la Serna, F. J. (2015). Revisión global de los contaminantes emergentes PBDE Y El Caso Particular De México. Revista internacional de contaminación ambiental, 31(3), 311-320.
- Rocha-Maguey, P. (2014). Avalúo de una planta de tratamiento de aguas residuales. Tesis para Obtener el grado de Maestro en Valuación. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

- Rosales-Barrantes, R. (2012). Efecto de la temperatura, la salinidad y sus interacciones sobre el crecimiento poblacional del rotífero nativo *Brachionus* sp. (Doctoral dissertation, Universidad Ricardo Palma, Lima, Perú).
- Sarma, S. S. S. y M. Elías-Gutiérrez. (1998). Rotifer diversity in a central Mexican pond. *Hydrobiologia*, 387/388: 47-54.
- Sarma, S. S. S., Jiménez-Santos, M. A., y Nandini, S. (2021). Rotifer species diversity in Mexico: an updated checklist. *Diversity*, 13(7), 291.
- Sarma, S. S. S., Trujillo-Hernández, H.E. y Nandini, S. (2003). Population growth of herbivorous rotifers and their predator (*Asplanchna*) on urban wastewaters. *Aquatic Ecology* 37, 243–250 (2003). <https://doi-org.pbidi.unam.mx:2443/10.1023/A:1025896703470>
- Sarma, S.S.S. & Nandini, S. (2006). Review of recent ecotoxicological studies on cladocerans. *Journal of Environmental Science and Health, Part B* 41: 1417-1430
- SEMARNAT. (1998). Norma Oficial Mexicana NOM 001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
- Serra, M., Carmona, M J., García-Roger, E M., y Ortells, R. (2020). Surviving uncertainty. Biodiversity, adaptation, and environmental fluctuation in rotifers. *Mètode Science Studies Journal*, 10. DOI: 10.7203/metode.10.14398
- Trejo-Albarrán, R., Martínez-Zavala, A., Granados-Ramírez, J. G., Gómez-Márquez, J. L. y Trujillo-Jiménez, P. (2022). Variación del zooplancton en dos lagos urbanos ubicados en parques recreativos en el estado de Morelos, México. *Acta Universitaria* 32, e3309. doi. <http://doi.org/10.15174.au.2022.3309>
- Virique-Rosas, J. J. (2019). Elaboración y análisis estadístico de un inventario de descargas de aguas residuales de los sectores industriales del municipio de Tlalnepantla de Baz, Estado de México. (Tesis de licenciatura). Universidad Nacional Autónoma de México, Estado de México, México.

Zamora-Barrios, C.A., S. Nandini & Sarma S.S.S. (2023). Revisión de cianobacterias potencialmente nocivas /Review of potentially harmful cyanobacteria/. Tecnología y ciencias del agua (In press). ISSN 2007-2422. DOI: 10.24850/j-tyca-14-3-6

## Anexo 1

Tabla 1. Reactivos y método de preparación de medio basal BOLD (Andersen, 2005).

Componente	Solución stock ( $g \cdot L^{-1} dH_2O$ )	Cantidad usada	Concentración en el medio final (M)
NaNO <sub>3</sub>	25	10 ml	$2.94 \times 10^{-3}$
CaCl <sub>2</sub> · 2H <sub>2</sub> O	2.5	10 ml	$1.70 \times 10^{-4}$
MgSO <sub>4</sub> · 7H <sub>2</sub> O	7.5	10 ml	$3.04 \times 10^{-4}$
K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	7.5	10 ml	$4.31 \times 10^{-4}$
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	17.5	10 ml	$1.29 \times 10^{-3}$
NaCl	2.5	10 ml	$4.28 \times 10^{-4}$
EDTA + KOH	50 + 31	1 ml	$1.71 \times 10^{-4} + 5.59 \times 10^{-4}$
FeSO <sub>4</sub> · 7H <sub>2</sub> O + H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	4.98	1ml	$1.79 \times 10^{-5}$
H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	11.42	1ml	$1.85 \times 10^{-4}$
ZnSO <sub>4</sub> · 7H <sub>2</sub> O + MnCl <sub>2</sub> · 4H <sub>2</sub> O + MoO <sub>3</sub> + CuSO <sub>4</sub> · 5H <sub>2</sub> O + Co(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> · 6H <sub>2</sub> O	8.82 + 1.44 + 0.71 + 1.57 + 0.49	1ml	$3.07 \times 10^{-5} + 7.28 \times 10^{-6} + 4.93 \times 10^{-6} + 6.29 \times 10^{-6} + 1.68 \times 10^{-6}$