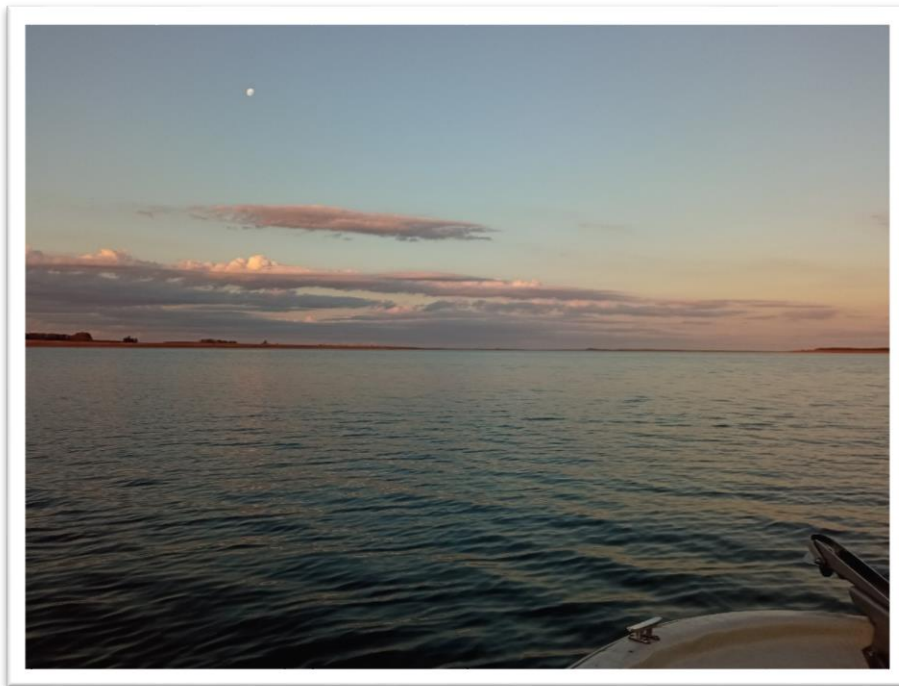

Tesina Licenciatura en Ciencias Biológicas

Variaciones de biomasa y estructura de la comunidad de zooplancton en tres embalses del Río Negro, Uruguay



Julieta Cuevas

Orientadora: MSc. Carmela Carballo

Co- Orientador: Dr. Guillermo Chalar

Tribunal:

Dra. Gissell Lacerot y Dr. Ernesto Brugnoli

Montevideo, 2022

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	2
RESUMEN	3
INTRODUCCIÓN	4
Los embalses y la situación ambiental.....	4
Eutrofización	5
Zooplancton	6
OBJETIVOS.....	11
Objetivo General	11
Objetivos Específicos.....	11
MATERIALES Y MÉTODOS.....	12
Área de estudio	12
Diseño de muestreo	13
Variables físico-químicas	13
Muestreo y análisis de la comunidad de zooplancton.....	13
Análisis de datos.....	15
Análisis estadísticos de datos	15
RESULTADOS.....	17
Variables físicoquímicas	17
Comunidad zooplanctónica	20
Diversidad de la comunidad zooplanctónica	20
Comparación de la biomasa zooplanctónica entre embalses.....	25
Variación temporal de la biomasa de zooplancton	27
Estructura vertical de la comunidad de zooplancton	29
Relación entre la comunidad zooplanctónica y el ambiente	32
DISCUSIÓN	36
Diversidad zooplanctónica	36
Biomasa zooplanctónica.....	36
Estructura vertical de la comunidad zooplanctónica.....	37
Zooplancton y variables ambientales	38
CONSIDERACIONES FINALES Y PERSPECTIVAS	41
BIBLIOGRAFÍA	43
ANEXO	53

AGRADECIMIENTOS

La presente investigación fue financiada y se encuentra dentro del marco del proyecto; Convenio UTE - Facultad de Ciencias, "Caracterización Limnológica de los Embalses del Rio Negro".

A muchas personas quiero agradecer por caminar a mi lado a lo largo de esta carrera:

A Guillermo que me abrió las puertas de Limnología y a Carmela que me enseñó sobre zooplancton, agradezco a ambos por estar a disposición y guiarme en este proceso.

A Gissell y Ernesto por aceptar ser parte del tribunal, por su tiempo para reunirnos y por sus valiosos aportes a esta Tesina.

A mis compañeros y profesores de Limnología, que me hicieron sentir bienvenida desde el primer día.

A Mauricio y Sol, con quienes compartí muchas campañas de muestreo y de quienes aprendí en cada salida.

A mis compañeros de Facultad, por las muchas jornadas de estudio que fueron fundamentales durante los primeros años de este camino.

A mis profesores y compañeras en La Chute que me abrieron las puertas a un espacio de distención que fue muy significativo.

A Katheryn que ha sido una hermosa compañía y escucha durante el último tramo de la carrera. A Natalia, Lorena y Karen, que siempre están, gracias por su apoyo y contención.

A mi familia, que me ha alentado en todo momento. Fundamentalmente a Mariana, Daniela y Diego, que nunca dudaron que podía y festejaron cada pequeño paso que me trajo hasta acá.

A Daniel y Maribel, que son los pilares de este logro, no hubiera sido posible sin su apoyo incondicional.

Porque gracias a todos ustedes puedo hacer lo que me gusta y la línea entre trabajo y disfrute se vuelve difusa.

RESUMEN

El conocimiento de la dinámica de las comunidades de organismos presentes en los cuerpos de agua es de crucial importancia para la comprensión del funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, constituyendo una importante herramienta para su manejo, monitoreo y recuperación. Este estudio analizó la estructura de la comunidad de zooplancton y sus variables ambientales condicionantes en los embalses Rincón de Bonete, Baygorria y Palmar (Río Negro). Se realizaron diez muestreos correspondientes a meses de invierno y verano de 2019 y 2020. Se realizó una caracterización física del ambiente mediante perfiles verticales y se colectaron muestras de zooplancton en superficie, medio y fondo de la columna de agua, para observar las variaciones en la estructura vertical de la comunidad. Se registraron rangos amplios de condiciones ambientales y de biovolúmenes de zooplancton, contrastando principalmente entre épocas cálidas y frías. La comunidad se presentó más diversa en épocas cálidas y más equitativa en épocas frías. La temperatura fue la variable ambiental que mejor explicó los cambios observados en la biomasa total de la comunidad zooplanctónica. En la estructura vertical, los cladóceros y copépodos se hallaron principalmente en zonas medias y profundas en la gran mayoría de los muestreos, mientras que los rotíferos se registraron distribuidos sin un patrón definido en la columna de agua. Los embalses de Rincón del Bonete y Palmar sostienen mayores biovolúmenes de zooplancton que el embalse de Baygorria, de menor tamaño. El número de embalses en el país continúa en aumento, se debe seguir generando esfuerzos en la comprensión de estos sistemas y los organismos que lo habitan.

INTRODUCCIÓN

Los embalses y la situación ambiental

El agua es un recurso esencial para la vida en la Tierra, y por lo tanto, para el ser humano. Como resultado del crecimiento poblacional y de actividades económicas, la demanda de agua ha aumentado y continuará incrementándose en el futuro cercano. A su vez, el cambio climático alterará el ciclo global del agua, reduciendo su disponibilidad en lugares críticos (Bates et al., 2008). Durante años, el ser humano ha intervenido el ciclo natural del agua con la construcción de represas para contar con mayor disponibilidad del recurso. Una represa es una pared interpuesta en un río, que retarda el flujo del agua y aumenta la profundidad, inundando los terrenos adyacentes y creando un lago artificial (Armengol & Prat, 1979). Los daños ambientales por estas obras se producen al modificar físicamente el lecho original del río (Poff et al., 1997). La inmersión de extensas áreas ribereñas, planicies de inundación y ecosistemas terrestres, provoca la muerte de la vegetación original y desaparición de las comunidades animales asociadas. A la vez se eliminan zonas de amortiguación de materiales de origen terrestre como nutrientes, sedimentos y contaminantes varios (Chalar et al., 2014). En tal sentido es fundamental contar con un adecuado manejo del embalse y de los suelos aguas arriba para evitar la colmatación y los problemas de calidad de agua que traen aparejados, así como la generación de condiciones propicias para la eutrofización (MVOTMA, 2017).

Según sus características hidrodinámicas, en la cola del embalse, las condiciones son típicamente lóxicas, con una organización espacial de tipo horizontal por las condiciones físicas impuestas por el agua que llega del curso principal. A medida que nos acercamos a la represa hay un estancamiento de agua y las condiciones se vuelven más lacustres, predominando la organización vertical donde dominan procesos de sedimentación, estratificación y mezcla de agua, migración vertical del zooplancton, etc. (Lind, Terrell & Kimmel, 1993). Por eso, ecológicamente, los embalses son ecosistemas intermedios entre ríos y lagos. Esta progresiva alteración de las condiciones de un ambiente lótico a uno léntico, genera gradientes de penetración de la luz, temperatura del agua,

oxígeno disuelto, tasas de sedimentación, gradientes en la turbulencia y concentración de nutrientes (Infante, 1988).

En Uruguay, hay un total de 1363 embalses declarados (MVOTMA, 2017). Entre ellos, los grandes embalses construidos con fines de producción de electricidad, abastecimiento de agua potable e irrigación son Salto Grande, Rincón del Bonete, Baygorria, Palmar, India Muerta y Cisne (Chalar & Conde, 2000). En el Río Negro, que cruza íntegramente el territorio uruguayo (de este a oeste), se encuentran construidos en cadena los embalses de Rincón del Bonete (inaugurada en 1945), Baygorria (1960) y Palmar (1982), abarcando volúmenes de entre 732 y 9268 Hm³ y sus centrales hidroeléctricas son parte fundamental del suministro hidroeléctrico del país (Casaravilla & Chaer, 2020). Si bien fueron construidos para generar energía hidroeléctrica, actualmente se utilizan para múltiples funciones (DINAMA, 2011), destacándose: riego, potabilización para consumo humano, extracción de áridos, turismo, balneario, piscicultura (piscigranjas de esturión), pesca artesanal y deportiva. También es cuerpo receptor de los efluentes de las ciudades asentadas en sus márgenes y en los márgenes de sus afluentes, así como de vertidos industriales actuales y proyectados como es el caso de UPM2 (MVTOMA-DINAMA, 2011).

Eutrofización

El proceso de eutrofización, entendido como el aumento de la carga de nutrientes y producción primaria en un cuerpo de agua, es actualmente uno de los problemas ambientales más graves en el mundo y Uruguay no es la excepción (Aubriot et al., 2017; González-Madina et al., 2018; Kruk et al., 2019). Uno de los síntomas característicos de la eutrofización son las floraciones de cianobacterias, se trata de un crecimiento excesivo de sus poblaciones en relación con su densidad original. Un gran número sintetiza uno o más metabolitos perjudiciales para los animales y particularmente para los mamíferos (cianotoxinas) (Testai, et al., 2016). Los estudios limnológicos realizados en nuestro país hasta la fecha, en distintos cuerpos de agua del país, indican la ocurrencia de este proceso (Chalar & Conde, 2000; Bonilla et al., 2015; Guerrini, 2017). De acuerdo con DINAMA (2011), la calidad del agua del Río

Negro cumple con todos los valores estándares establecidos en la legislación, excepto para el fósforo total, el cual supera en todos los registros el estándar actual de $0,025 \text{ mg L}^{-1}$. Otros monitoreos realizados en los embalses (Chalar et al., 2009, 2014, 2015) han reportado que los tres sistemas son ricos en nutrientes (en especial fósforo) razón por la cual son clasificados como eutróficos independientemente de la abundancia fitoplanctónica presente. Estudios posteriores en los embalses de Río Negro, han demostrado que la calidad del agua de estos embalses ha sufrido deterioro y eutrofización, principalmente evidenciado a través de floraciones de cianobacterias en periodos estivales con toxicidades de grado moderado a alto (Chalar et al., 2015, Guerrini, 2017).

Zooplankton

La comunidad zooplanctónica limnética está compuesta por organismos unicelulares (Protozoarios) y pluricelulares microscópicos (Rotíferos, Cladóceros y Copépodos). Éstos son considerados un componente esencial en las redes tróficas pelágicas (Jeppesen et al., 2011) ya que tienen un papel importante en los ciclos de nutrientes y la transferencia de energía. Están situados entre los niveles tróficos superiores y los productores primarios, siendo sensibles tanto a efectos de control de nutrientes ('Bottom up') como de depredación ('Top down') (Caroni & Kenneth, 2010). Los roles funcionales de los protozoos de vida libre derivan de su pequeño tamaño. Los más pequeños son aproximadamente de $2 \mu\text{m}$, la mayoría de los flagelados son más pequeños que $20 \mu\text{m}$, las amebas menores a $50 \mu\text{m}$ y los ciliados menores a $200 \mu\text{m}$. Su alimento principal son otros microbios, generalmente más pequeños. Los protistas pueden tener altas tasas de crecimiento que a menudo son similares a las de sus presas microbianas (Finaly & Esteban, 1998). La variación de tamaños corporales de organismos pertenecientes al Filum Rotífera se encuentran entre 50 y $2000 \mu\text{m}$ aproximadamente, están ampliamente extendidos, se alimentan de detritus orgánico particulado (Merayo & González 2010) y son filtradores importantes de algas y bacterias de pequeño y mediano tamaño (Segers, 2008; Colina et al., 2015). Por otro lado, los microcrustáceos, están representados en el zooplancton por la subclase Copépoda (entre 500 y $5000 \mu\text{m}$) y suborden Cladóceros (entre 500 y $3000 \mu\text{m}$). Los grupos de Copépodos más frecuentes en el plancton

pelágico de embalses son los pertenecientes al orden Calanoida y al orden Cyclopoida (García-Chicote, 2015). Mientras los cyclopoides consiguen su alimento por captura y pueden ingerir algas filamentosas y coloniales, los calanoides se alimentan por filtración, lo cual sería poco ventajoso en aguas con floraciones de especies grandes (Esteves & Sendacz, 1988). Los Cladóceros suelen ser la presa principal de los peces planctívoros (Iglesias et al., 2008; Lacerot et al., 2013). Son mayoritariamente filtradores de fitoplancton, con escasa selectividad alimentaria de acuerdo con Colina et al. (2015).

Debido al amplio rango de tamaños de las especies zooplanctónicas, la biomasa es una variable fundamental para entender el papel ecológico de cada grupo de esta comunidad (Villabona-González et al., 2015). Dado que, mientras grupos como rotíferos y protozoarios contribuyen significativamente en densidad, pero tienen una baja representatividad en biomasa, los de mayor tamaño, copépodos y cladóceros, pueden contribuir en forma importante a la biomasa (Bonecker et al., 2007).

La diversidad de especies dentro de la comunidad puede ser expresada cuantitativamente a partir de índices biológicos. Se trata de una propiedad emergente de las comunidades biológicas que se relaciona con la variedad dentro de ellas. Este atributo describe cómo se distribuye la abundancia entre las especies que integran la comunidad, se conforma con la expresión de dos componentes: el primero de ellos es el número de especies presentes en la comunidad (riqueza de especies) y el segundo componente es la equitatividad.

Las comunidades planctónicas, que viven directamente bajo la influencia de un entorno físico y químico específico, reflejan las alteraciones en la calidad de agua. Por lo tanto, la eutrofización afecta la composición específica de las comunidades de zooplancton, que pueden existir asociadas a diferentes condiciones tróficas (Sendacz et al, 1986). Ferrer (2018) menciona que existe un efecto significativo de la temperatura sobre la comunidad. El aumento de la temperatura implica que exista una mayor presión de depredación sobre el zooplancton, ya que estas condiciones favorecen el desarrollo de especies de

peces omnívoros, lo que lleva a que dominen las formas pequeñas de zooplancton (Stebniki, et al., 2016). A su vez, Wissel & Ramacharan (2003) indican que a los organismos del zooplancton de gran porte (cladóceros y copépodos) le son ventajosa temperaturas más bajas y tienden a concentrarse en aguas profundas durante el día para evitar tanto depredadores visuales en la zona eufótica, como capas de agua más turbulentas provocadas por el viento. Durante las horas de ausencia de luz migran a zonas superficiales en búsqueda de alimento y luego del amanecer comienzan a descender lentamente.

Son varios los factores fisicoquímicos que afectan la composición del zooplancton. Así como la disponibilidad de oxígeno, la turbidez y penetración de luz en los sistemas acuáticos, los nutrientes son fundamentales para la manutención de la productividad primaria de la producción secundaria. La concentración de nutrientes determina la mayor o menor presencia de productores primarios, y por consecuencia, de todos los organismos de la red trófica (Rodríguez & Matsumara-Tundisi, 2000). De forma similar, varios factores influyen sobre las características físicas del cuerpo de agua y sus comunidades bióticas. La radiación solar, por ejemplo, es la fuente más importante de energía para la dinámica y productividad de los ecosistemas acuáticos, especialmente en los ambientes continentales, por lo que, en zonas templadas, la estación del año en la que se realiza la colecta de muestras puede exponer características particulares, como ocurre en Chalar et al. (2015). Otras investigaciones sobre la comunidad de zooplancton muestran que otro factor a ser considerado son las precipitaciones, ya que pueden influenciar no solo el nivel del agua, sino también el transporte de materia alóctona (Matsumara-Tundisi & Tundisi, 1976). En los embalses, el ciclo hidrológico agrega una variable determinante en la organización estructural del sistema, dado que la frecuencia de lluvias y el volumen de las precipitaciones ocasionarán variaciones en las entradas de nutrientes al sistema y en el tiempo de residencia del agua. Dicha variable es fundamental en los embalses, ya que está relacionada con la abundancia de zooplancton, embalses con tiempos de residencia cortos son considerados más bien de paso a diferencia de los que tienen tiempo de residencia prolongados y permiten que las comunidades se estabilicen y desarrollen (José de Paggi &

Paggi, 2014). Por otro lado, eventos climáticos como El Niño pueden influenciar la composición y biomasa de la comunidad de zooplancton. Al respecto, Brugnoli et al. (2019) observaron variaciones interanuales en los patrones comunitarios zooplanctónicos durante las fases ENOS, tanto de diversidad como de biomasa en la costa de Montevideo (Río de la Plata).

HIPÓTESIS

1. El embalse con menor tiempo de retención presentará menores biovolúmenes de zooplancton que los demás, ya que más recambios de aguas impide que una mayor cantidad de organismos se puedan establecer y alcanzar estadios adultos.
2. Organismos pequeños y con poca capacidad natatoria se verán distribuidos de manera aleatoria siempre que el embalse se encuentre mezclado. Por otro lado, organismos de gran porte y con mayor capacidad de desplazamiento, se encontrarán asociados a zonas profundas, ya que realizan migraciones verticales a la superficie durante las horas de ausencia de luz y vuelven a descender a primeras horas de la mañana.
3. En los meses de verano dominarán las especies pequeñas de zooplancton, como son Rotíferos y pequeños Cladóceros. En ésta la época en la que las floraciones de fitoplancton son más frecuentes, las especies grandes son más sensibles a éstas debido a que se ven limitados por la cantidad y calidad del alimento.

OBJETIVOS

Objetivo General

Documentar la variabilidad espacio-temporal de la biomasa y estructura del zooplancton en los embalses de Rincón del Bonete, Baygorria y Palmar pertenecientes al Río Negro.

Objetivos Específicos

1. Registrar la diversidad de zooplancton presente en los embalses del Río Negro.
2. Analizar la variación de biomasa de zooplancton dentro de la ventana temporal de enero 2019 hasta setiembre de 2020 y compararla entre los tres embalses.
3. Comparar la estructura vertical de la comunidad entre embalses y entre épocas del año.
4. Relacionar la variación de biomasa de zooplancton con las variables fisicoquímicas del ambiente.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio donde se desarrolló la investigación es en tres de los principales embalses con fines de producción de energía hidroeléctrica del país, operados por la Administración Nacional de Usinas y Transmisiones Eléctricas (UTE), que se encuentran ubicadas en el Río Negro. El Río Negro es un curso de agua internacional, su cuenca hidrográfica incluye parte de los territorios de Brasil y Uruguay. Nace en el Nudo de Santa Tecla, en el estado de Rio Grande do Sul (Brasil), cerca de la ciudad de Bagé. Su longitud total es de 850 Km, 700 de ellos en territorio uruguayo, atravesándolo íntegramente de este a oeste. Su cuenca ocupa una superficie de 70.714 km², mayormente en territorio uruguayo, por lo que es un sistema hídrico de gran importancia para el país; con un desnivel de 140 m que ha favorecido la instalación de tres embalses en su cauce (Chalar et al., 2011). El embalse de Baygorria se encuentra en el medio de la cadena de embalses y es el más pequeño en términos de superficie, seguido por Palmar, que está ubicado al final de la cadena de embalses. La capacidad de Baygorria y Palmar sumadas representa el 22 % de la capacidad del embalse de Rincón del Bonete, siendo entonces este último el más grande de los tres, ubicado en la cabecera, con mayor volumen y capacidad de retención que los demás (Tabla 1).

Tabla 1- Características morfológicas de los tres embalses del Río Negro.

	Rincón del Bonete	Baygorria	Palmar
Volumen (Hm ³)	9268	732	3530
Superficie (Km ²)	1070	100	320
Profundidad máxima (m)	32	20	15
Tiempo de retención hidráulico (días)	140	3	22

Obtenido de (MVOTMA, 2017)

Diseño de muestreo

Se realizaron un total de diez muestreos de zooplancton correspondientes a las siguientes fechas; 2019 (enero, febrero, marzo, julio, setiembre y diciembre) y 2020 (enero, febrero, julio y setiembre) en superficie (0m), medio (6m) y en el fondo (a un metro de la profundidad máxima). En todos los casos, las muestras fueron tomadas en la cabecera del embalse, buscando la zona correspondiente al antiguo cauce del río.

Variables físico-químicas

Para la caracterización fisicoquímica del ambiente, en cada muestreo se realizaron perfiles verticales de la columna de agua, de temperatura (T), oxígeno disuelto (OD), conductividad (mV), pH y turbidez (TUR) con una sonda multiparámetro Horiba U53. Se tomaron muestras de agua a tres profundidades utilizando una botella muestreadora Ruttner (superficie, medio y fondo), se calculó la concentración de Clorofila a (Clo-a) según los métodos recopilados en Arocena (2016). La transparencia del agua fue medida con disco de Secchi y a su vez, con un fotoradiómetro Li-Cor, se midió el perfil de penetración de luz para determinar la profundidad de la zona eufótica al 1% de la luz y mediante la transformación logarítmica de la radiación fotosintética activa (PAR) se determinaron los valores de coeficiente de atenuación de la luz (Kd).

Muestreo y análisis de la comunidad de zooplancton

Las muestras de zooplancton se obtuvieron utilizando una trampa Schindler-Patalas de 20 L. Fueron integradas tres muestras para cada profundidad (superficie, medio y fondo) llegando a un total de 60 L de agua filtrada por una malla de 50 μm de apertura de poro por muestra. Posteriormente, el material se fijó con Lugol acético y fue llevado al laboratorio donde el conteo se efectuó en microscopio óptico binocular a un aumento de 10X usando una cámara Sedgewick-Rafter de 5 mL.

Los ejemplares planctónicos fueron identificados utilizando las claves de Elmoor-Laureiro (1997), Voigt (1978), Nogrady y Segers (2002), también fueron contados y medidos. Su densidad fue estimada como abundancia total (ind m^3).

Para ello se llevó la muestra concentrada a 100mL con agua en un recipiente graduado, y se tomaron submuestras de 5mL con reposición luego de cada conteo. En total, fueron contados 13578 organismos. La concentración (en ind L⁻¹) en el medio se calculó mediante: $C = [(a_1 + a_2 + \dots + a_n) V_m / (v_1 + v_2 + \dots + v_n) V_f]$. Donde a_1, a_2, a_n es el número de organismos contados en cada alícuota, V_m es el volumen al que se lleva la muestra (en mL), v_1, v_2, v_n el volumen de las alícuotas (en mL) y V_f el volumen de agua filtrada en el campo (en L) (Arocena, 2016).

La biomasa fue estimada como biovolumen (mm³ L⁻¹). Para ello se obtuvo una medida de varios organismos de cada especie (se midieron 1505 organismos), ajustada a una elipse de revolución cuyo diámetro mayor corresponde a la mayor longitud entre dos puntos extremos (línea roja) y el diámetro menor a la mayor perpendicular (línea azul) al diámetro mayor entre dos extremos opuestos (Figura 1) mediante la expresión: $V = (d^2 \cdot D \cdot \pi) / 6$ (Gilabert, 2001), donde: V =volumen (mm³); d = diámetro menor (μm) y D =diámetro mayor (μm). Así, el volumen individual (mm³) multiplicado por el número total de organismos de esa especie (org L⁻¹) nos brindó una estimación de la biomasa expresada como biovolumen (mm³ L⁻¹), esta metodología también fue utilizada en Ferrer (2018) y en Chalar et al (2009, 2014 y 2015) en los mismos sistemas. De esta manera, los resultados presentados en este trabajo pueden ser comparados con los obtenidos por los mencionados autores.

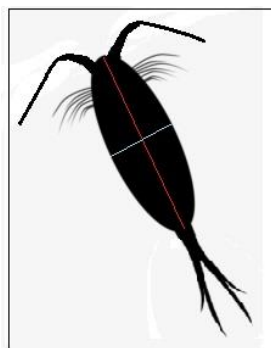


Figura 1- Esquema de medición de organismos para el método de elipse de revolución de Gilabert (2001). La línea roja corresponde a la mayor longitud entre dos puntos extremos y la azul a la mayor perpendicular.

Análisis de datos

El estudio de las variaciones de la estructura de la comunidad de zooplancton se abordó mediante diferentes aproximaciones. Para la visualización de la variación temporal del biovolumen se crearon gráficos de biovolumen versus estación del año, para cada uno de los embalses utilizando el programa SigmaPlot 11.0. Cabe destacar que aunque los Protozoarios fueron anteriormente descritos, no fueron incluidos en las medidas de abundancia de zooplancton total, que estarán compuestas por rotíferos, cladóceros y copépodos.

Para analizar la relación entre las variables ambientales y la estructura de la comunidad zooplanctónica se organizaron los datos en una matriz que incluyó los datos de biomasa e índice de Shannon de las especies de zooplancton para cada embalse, las variables físicas (temperatura, oxígeno disuelto, pH, turbidez, profundidad de visión de Disco de Secchi, profundidad de zona eufótica, coeficiente de extinción vertical de luz) y de Clo-a. Se utilizó el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') que, en un contexto ecológico, mide el contenido de individuos en muestras obtenidas al azar proveniente de una comunidad 'extensa' de la que se conoce el número total de especies S :

$$H' = -\sum p_i * \ln_2 (p_i)$$

De esta forma, $H' = 0$ cuando la muestra contenga solo una especie, y, H' será máxima (H'_{max}) cuando todas las especies S estén representadas por el mismo número de individuos. A partir de lo anterior, se obtiene un valor de equitatividad (J'), el cual se acerca a cero cuando una especie domina sobre todas las demás en la comunidad y se acerca a 1 cuando todas las especies comparten abundancias similares.

Análisis estadísticos de datos

Se realizaron análisis de correlación no paramétrica (Spearman) entre los biovolúmenes de Rotifera, Cladocera, Copepoda y Mollusca y del biovolumen de toda la comunidad del zooplancton con las variables ambientales; temperatura, oxígeno disuelto, pH, turbidez, Clo a, profundidad de visión de disco de Secchi, profundidad de zona eufótica, coeficiente de extinción vertical de luz y valor de índice de diversidad de Shannon-Wiener utilizando el programa de análisis

estadístico Statistica 6.0. Los resultados se consideraron significativamente correlacionadas con nivel $p \leq 0.05$.

Para estimar la longitud del gradiente de la biomasa del zooplancton se empleó un Análisis de Correspondencia (DCA) con el fin de observar qué tan unimodal es la respuesta de una especie a lo largo de un eje de ordenación, que se mide en número de desviaciones estándar (Hill & Gauch, 1980). Si el valor del gradiente es mayor que 3, se utiliza Análisis Canónico de Correspondencia y si el valor es menor que 3 se usa análisis de redundancia (RDA) (Braak & Šmilauer, 1998). De acuerdo con el resultado de este análisis (gradiente < 4); se utilizó un RDA para analizar las variaciones en la biomasa de zooplancton teniendo en cuenta las variables ambientales; temperatura, Clo-a, turbidez y tiempo de residencia del agua. Por el resultado del DCA; también se da por hecho que las curvas de respuesta de los organismos con respecto a las variables ambientales pueden ser lineales. Las ordenaciones se realizaron con el programa CANOCO versión 4.5 (Braak & Šmilauer, 1998) con datos estandarizados en torno a la media.

Otra herramienta utilizada para profundizar en la medición de las abundancias de la comunidad a través del tiempo fue la curva de K-dominancia. Este gráfico muestra el porcentaje de abundancia acumulada por especie relacionado con el rango de especies en escala logarítmica. Por lo tanto, la curva más pronunciada y elevada muestra la diversidad más baja y el estado del sistema más perturbado (Rice, 2000).

RESULTADOS

Variables físicoquímicas

La temperatura mostró un comportamiento estacional, aumentó hacia el verano, cuando se dieron los máximos, y disminuyó hacia el invierno cuando se registraron los mínimos. Las temperaturas mínimas fueron de 13 °C mientras que las máximas alcanzaron los 28 °C en los tres embalses. La columna de agua estuvo estratificada en los meses de verano con 4,8 °C de diferencia entre superficie y fondo y totalmente mezclada en invierno (Figura 2).

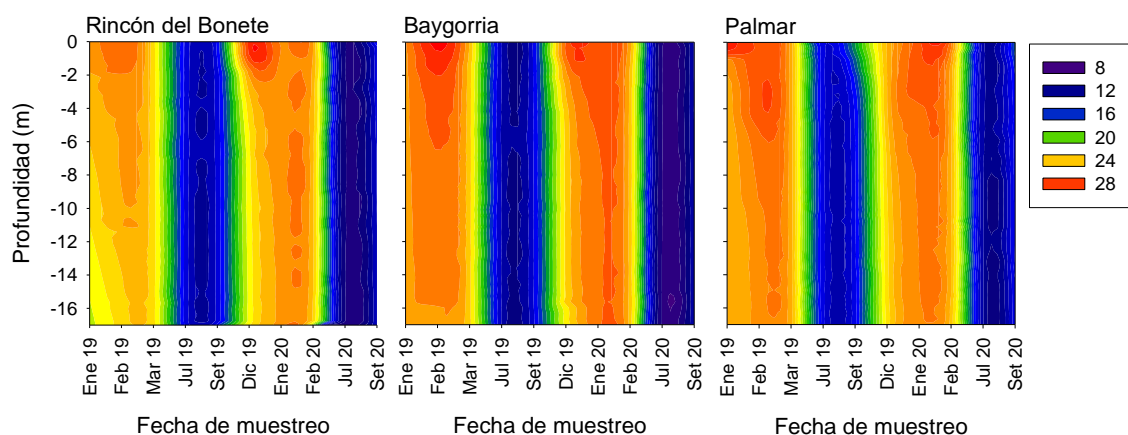


Figura 2- Variación temporal de temperatura del agua de los sistemas estudiados entre enero de 2019 y setiembre de 2020. Se indica la temperatura del agua (8-28°C).

El oxígeno disuelto (OD) presentó un patrón temporal opuesto a la temperatura disminuyendo en los meses cálidos y aumentando durante los fríos (Figura 3); esto se encuentra dentro de lo esperado según las propiedades físicas de solubilidad de los gases. No se observaron eventos de hipoxia o anoxia, con valores no inferiores a 6 mg L⁻¹ en toda la columna de agua en los tres sistemas analizados. Los máximos registrados fueron 12 mg L⁻¹ y la excepción fue Palmar, que en enero de 2019 presentó valores de OD en superficie de 15 mg L⁻¹.

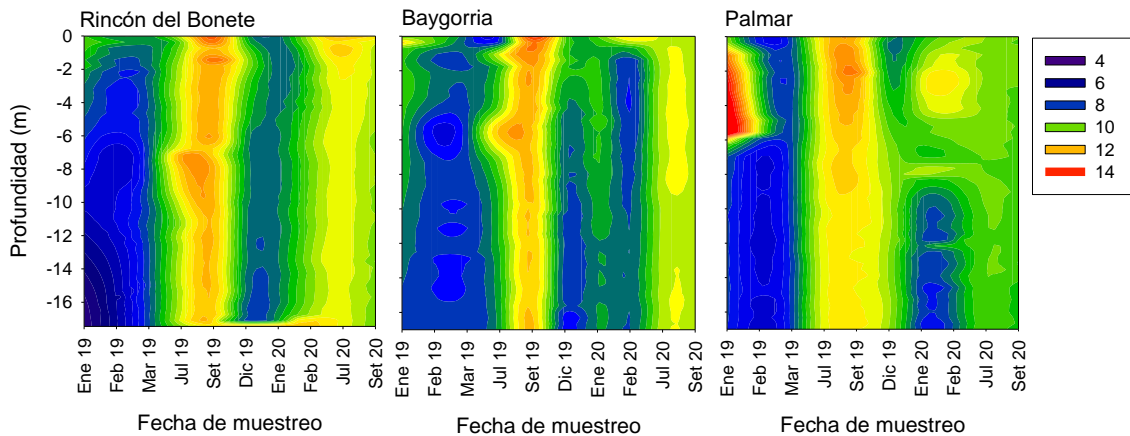


Figura 3- Variación temporal de oxígeno disuelto (OD) en agua de los sistemas estudiados entre enero de 2019 y setiembre de 2020. Se indica la concentración de oxígeno disuelto ($4-14 \text{ mg L}^{-1}$)

Los registros de pH más bajos se obtuvieron durante julio de 2020, los promedios fueron $6,5 \pm 0,1$ en Rincón del Bonete, $6,6 \pm 0,3$ en Baygorria y $6,7 \pm 0,3$ en Palmar, valores ligeramente ácidos. Asimismo, el pH se mantuvo alcalino en la mayoría de los muestreos, registrándose valores máximos durante marzo de 2019, con promedios de $8,3 \pm 0,1$ en Bonete, $7,6 \pm 0,4$ en Baygorria y $8,3 \pm 0,3$ en Palmar (ver Anexo 1).

La profundidad del disco de Secchi (DS) mínima fue 0,3 m y la máxima fue 1,4 m en el periodo de estudio. Julio y setiembre de 2020 fueron los meses muestreados en los que el agua se encontraba más turbia (entre 0,3 y 0,6m de DS), correspondientes a periodos de altos aportes al cuerpo de agua por lluvias (ver Anexo 2) y marzo de 2019 fue el mes con mayor visibilidad de disco (1,4 m de DS). La extinción vertical de luz se registró con valores mínimos de k_d de $1,9 \text{ m}^{-1}$ (en febrero de 2019) y máximos de $5,0 \text{ m}^{-1}$ (en setiembre de 2020). Ambas variables presentaron una relación inversa entre sí. El límite vertical de la producción primaria o límite de la zona fótica (Z_{eu}) se encontró entre 0,6 m y 2,3 m (ver Anexo 2).

La concentración de Clo-a fue mínima durante julio y setiembre de ambos años con concentraciones cercanas a 0. Fue máxima en Rincón del Bonete durante diciembre de 2019 ($15 \mu\text{g L}^{-1}$), en Baygorria durante febrero de 2020 ($28 \mu\text{g L}^{-1}$) y en Palmar durante enero de 2019 ($27 \mu\text{g L}^{-1}$). La concentración de Clo-a en medio

y fondo de la columna de agua fue inferior a la registrada en superficie (Figura 4).

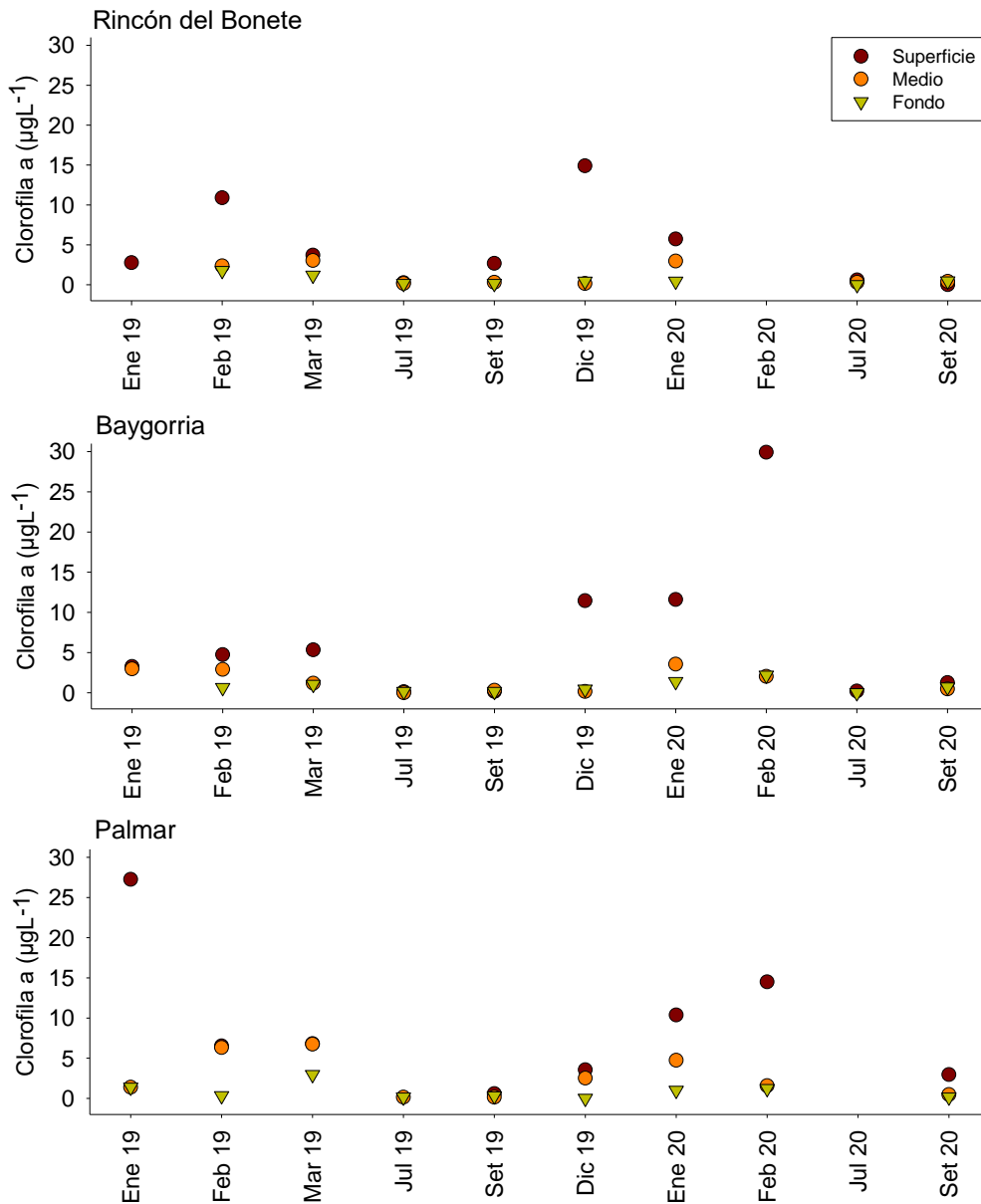


Figura 4- Variación de las concentraciones de Clo-a ($\mu\text{g L}^{-1}$) en las diferentes profundidades de los tres embalses del Río Negro durante el periodo de muestreo.

Comunidad zooplanctónica

Diversidad de la comunidad zooplanctónica

Durante el período analizado se encontraron un total de 44 taxa; 33 pertenecientes al Filo Rotifera, 8 al Suborden Cladocera, 2 a la Subclase Copepoda y 1 al Filo Mollusca (*Limnoperna fortunei*) (Tabla 2, ver Anexo 3).

Tabla 2- Lista de taxa zooplanctónicos registrados en los embalses Baygorria, Palmar y Rincón del Bonete durante los muestreos realizados entre enero de 2019 y setiembre de 2020.

Filo		
Rotifera		
Clase		
Eurotatoria		
Subclase		
Monogononta		
Orden		
Ploima		
Familia	Género	Especie
Gastropodidae	<i>Ascomorpha</i>	<i>Ascomorpha ovalis</i> (Bergendal, 1892)
		<i>Ascomorpha</i> sp.
Asplanchnidae	<i>Asplanchna</i>	<i>Asplanchna</i> sp.
Brachionidae	<i>Brachionus</i>	<i>Brachionus angularis</i> (Gosse, 1851)
		<i>Brachionus calycyflorus</i> (Pallas, 1766)
		<i>Brachionus caudatus</i> (Barrois & Daday, 1894)
		<i>Brachionus patulus</i> (Müller, 1786)
	<i>Kellicottia</i>	<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)
	<i>Keratella</i>	<i>Keratella americana</i> (Carlin, 1943)
		<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)		
<i>Notholca</i>	<i>Notholca</i> sp.	
Lecanidae	<i>Lecane</i>	<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1815)
		<i>Lecane</i> sp1.
		<i>Lecane</i> sp2.
		<i>Lecane</i> sp3.
Colurellidae	<i>Lepadella</i>	<i>Lepadella</i> sp.

Synchaetidae	<i>Ploesoma</i>	<i>Ploesoma hudsoni</i> (Imhof, 1891)
	<i>Polyarthra</i>	<i>Polyarthra</i> sp.
	<i>Synchaeta</i>	<i>Synchaeta stylata</i> (Wierzejski, 1893)
Trichotriidae	<i>Trichotria</i>	<i>Trichotria</i> sp.
Trichocercidae	<i>Trichocerca</i>	<i>Trichocerca</i> sp.
Notommatidae	<i>Cephalodella</i>	<i>Cephalodella</i> sp.
Euchlanidae	<i>Euchlanis</i>	<i>Euchlanis dilatata</i> (Ehrenberg, 1832)
Proalidae	<i>Proales</i>	<i>Proales</i> sp.

Orden

Flosculariaceae

Familia	Género	Especie
Conochilidae	<i>Conochilus</i>	<i>Conochilus coenobasis</i> (Skorikov, 1914)
Trochosphaeridae	<i>Filinia</i>	<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)
		<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)
		<i>Filinia</i> sp.
Testudinellidae	<i>Pompholyx</i>	<i>Pompholyx complanata</i> (Gosse, 1851)
		<i>Pompholyx sulcata</i> (Hudson, 1885)

Orden

Collothecaceae

Familia	Género	Especie
Collothecidae	<i>Collotheca</i>	<i>Collotheca</i> sp.

Subclase

Bdelloidea

Familia	Género	Especie
-	-	spp.

Filo

Arthropoda

Clase

Branchiopoda

Subclase

Phyllopoda

Orden

Anomopoda

Familia	Género	Especie
Chydoridae	<i>Alona</i>	<i>Alona</i> sp.
Bosminidae	<i>Bosmina</i>	<i>Bosmina</i> sp.
	<i>Bosminopsis</i>	<i>Bosminopsis Deitersi</i> (Richard, 1895)
Daphniidae	<i>Ceriodaphnia</i>	<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (Sars, 1886)
	<i>Daphnia</i>	<i>Daphnia</i> sp.

Orden

Ctenopoda

Familia	Género	Especie
Sididae	<i>Diaphanosoma</i>	<i>Diaphanosoma Fluviatile</i> (Hansen, 1899)
Moinidae	<i>Moina</i>	<i>Moina</i> sp.
Macrothricidae		spp.

Clase

Hexanauplia

Subclase

Copepoda

Orden

Calanoida

Familia	Género	Especie
Diaptomidae	<i>Notodiaptomus</i>	<i>Notodiaptomus incompositus</i> (Brian, 1925)
		spp.

Orden

Cyclopoida

Familia	Género	Especie
		spp.

Filo

Mollusca

Clase

Bivalvia

Subclase

Autobranchia

Orden

Mytilida

Familia	Género	Especie
Mytilidae	<i>Limnoperna</i>	<i>Limnoperna fortunei</i> (Dunker, 1857)

El Filo Rotifera estuvo representado principalmente por *Euchlanis dilatata*, *Ploesoma hudsoni*, *Synchaeta stylata*, *Keratella cochlearis*, *Polyarthra* sp., *Filinia longiseta*, *Ascomorphasp.* y *Collothecasp.* Del suborden Cladocera, el principal representante fue *Diaphanosoma fluviatile* seguido por *Bosminopsis deitersi* y *Bosmina* sp. Y dentro de la subclase Copepoda se registraron principalmente larvas Nauplius y Copepoditos, tanto Calanoides como Cyclopoides. En los tres embalses se registró la presencia de larvas de moluscos de la especie invasora *L. fortunei* (ver Anexo 3).

El valor mínimo del Índice de Shannon (H') fue 1,3 y el máximo 2,7. En general, los valores más altos de H' se registraron en épocas cálidas y los más bajos en épocas frías. Los valores máximos de equitatividad para Baygorria, Palmar y Rincón del Bonete fueron $J'=1$, $J'=0,898$ y $J'=0,887$ respectivamente, éstos se dieron en el mes de setiembre 2019 en Baygorria y en julio 2020 en Palmar y Rincón del Bonete. En el mismo orden, las equitatividades mínimas fueron $J'=0,586$ en febrero 2020, $J'=0,658$ y $J'=0,597$ en setiembre 2019 (Figura 5).

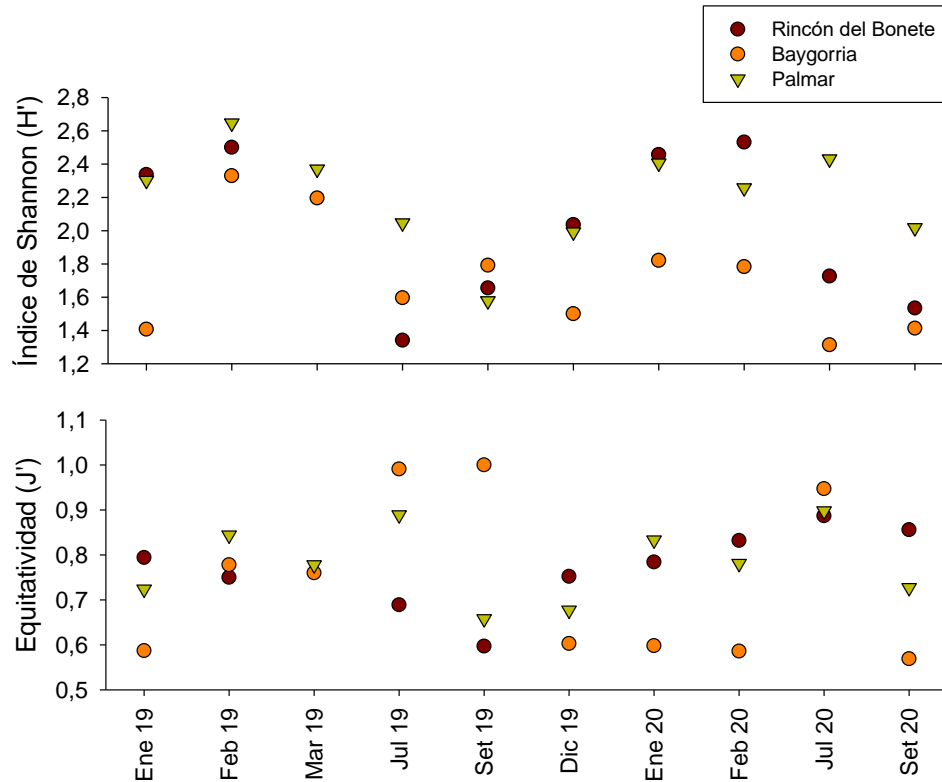


Figura 5- Resultados de Índice de Shannon-Wiener. H' corresponde al índice de Shannon y J' corresponde al resultado de equitatividad.

Las curvas de k-dominancia más pronunciadas en Rincón del Bonete y Baygorria correspondieron a julio y setiembre de ambos años y las más largas a enero y febrero. En Palmar, todas las curvas son poco pronunciadas y largas. Las más cortas dentro de éstas corresponden a setiembre de ambos años (Figura 6).

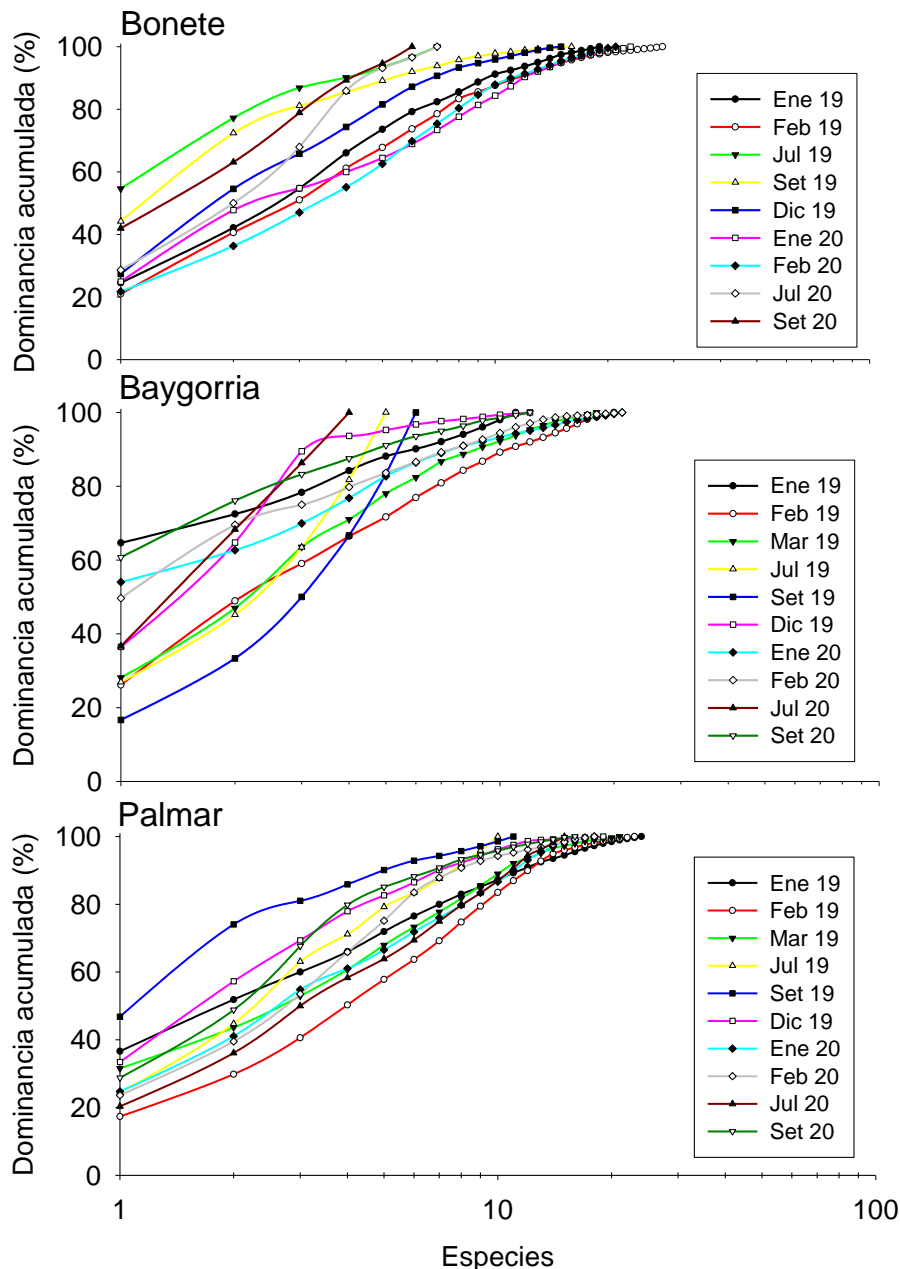


Figura 6- Curva de k-dominancia realizada para los muestreos de los sistemas estudiados entre enero de 2019 y setiembre de 2020.

Comparación de la biomasa zooplanctónica entre embalses

En términos de biomasa, Rincón del Bonete (promedio $1,5 \times 10^{-2} \pm 0,02 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ de desvío estándar) y Palmar (promedio $3,70 \times 10^{-2} \pm 0,06 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$) fueron los embalses que presentaron los valores más altos, mientras que Baygorria mostró los más bajos (promedio $5,50 \times 10^{-3} \pm 0,01 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$). Los mínimos de biovolumen se registraron en julio y setiembre en todos los embalses. En cuanto al movimiento de organismos en la columna de agua, cuando se trata del total de

la comunidad, no se observó una relación entre los meses del año con patrones de mayores biovolúmenes en superficie, medio o fondo. Sin embargo, en términos generales, en la época estival 2019 en algunos casos se observa que la mayoría de los organismos se encuentra en superficie. Esto no se repite en el verano 2020 donde, en todos los casos, los organismos se encontraron siempre más agrupados en medio y fondo de la columna de agua (Figura 7).

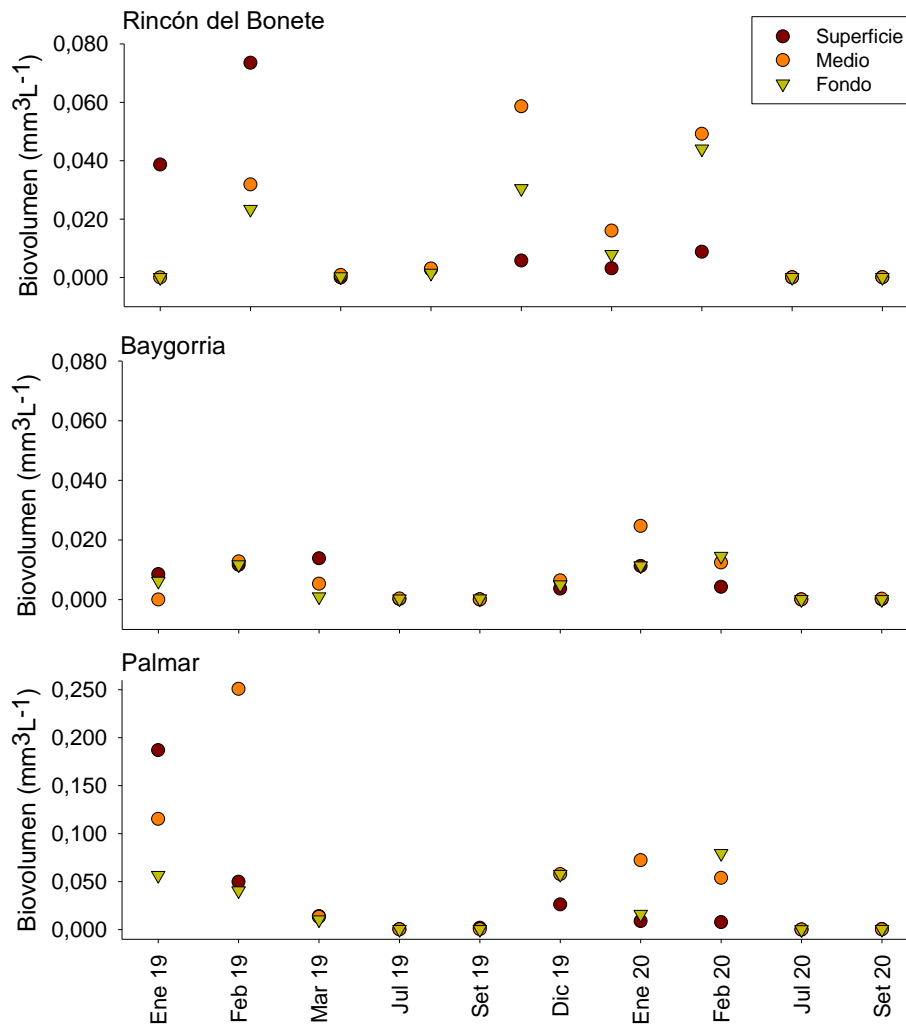


Figura 7- Variación de la biomasa total del zooplancton (expresada como biovolumen) de los embalses del Río Negro durante el período 2019 - 2020.

Variación temporal de la biomasa de zooplancton

Rincón del Bonete

El biovolumen de rotíferos fue máximo ($0,021 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$) en febrero de 2019, en la superficie de la columna de agua, este máximo estuvo caracterizado por la presencia de organismos medianos poco abundantes como *E. dilatata* y *P. hudsoni* y organismos pequeños en gran abundancia como *K. cochlearis*. En cuanto a los microcrustáceos, se registraron valores máximos de biovolumen de cladóceros en febrero de ambos años ($0,036 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$ en 2019 y $0,028 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$ en 2020), asociado principalmente a la presencia y abundancia de *B. deitersi*. El máximo absoluto de copépodos se registró en diciembre de 2019 ($0,033 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$) debido a una gran abundancia de copepoditos y larva Nauplius, aunque también se registraron adultos calanoides. Por otro lado, la larva de mejillón dorado, *L. fortunei*, presentó mayor presencia durante la época estival de 2019 que durante la de 2020, el biovolumen más alto para la especie fue de $0,013 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$, y en 2020 los valores se encontraron cercanos a cero. En general, los dos años se rigen por un comportamiento estacional marcado de mínimos correspondientes a épocas frías con valores muy cercanos a cero y máximos a épocas cálidas (Figura 8).

Baygorria

En Baygorria, el Phylum Rotifera presentó, de forma general, mayores biomásas que copépodos y cladóceros durante las épocas estivales debido a una gran abundancia de organismos pequeños y medianos (máximo de $0,014 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$). En este embalse, los máximos se caracterizaron por la presencia y dominancia de *P. hudsoni* y *Polyarthra* sp. en febrero y marzo de 2019 y *B. calyciflorus* y *P. hudsoni* en enero de 2020. En cuanto a cladóceros, se observaron biovolúmenes máximos en enero de 2020 ($0,01 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$) y de copépodos en febrero del mismo año con valores de un orden de magnitud menor ($0,007 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$). Este comportamiento se asocia a la presencia de organismos de mediano y gran tamaño como son los cladóceros *B. deitersi*, *D. fluviatile* y copépodos adultos y juveniles. Por otro lado, la variación interanual de la biomasa de *L. fortunei* también muestra un patrón general de mínimos en épocas frías y máximos en épocas cálidas, la excepción son enero y febrero de 2020 cuando se observaron

biovolúmenes muy cercanos a cero, similares a los que se observan en invierno. En febrero de 2019 se registraron $0,009 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$ para la especie, además de éste, los demás biovolúmenes altos se encuentran dentro del mismo orden de magnitud (Figura 8).

Palmar

Al igual que los otros embalses, en Palmar los máximos se observaron en verano y los mínimos en invierno. En este embalse se observó además una diferencia entre las dos épocas estivales muestreadas, siendo el periodo de diciembre 2019- febrero 2020 el verano con menores abundancias y biovolúmenes obtenidos, la excepción fueron los copépodos, para los cuales ocurrió lo contrario y se encontraron más representados durante la época estival de 2020, para éstos se registraron dos máximos; uno en febrero de 2020 ($0,053 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$) y otro en enero del mismo año ($0,046 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$) ambos casos se dieron por la abundante representación de la larva Nauplius. El máximo absoluto para cladóceros se registró en febrero de 2019 ($0,212 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$) seguido de un máximo en enero del mismo año ($0,116 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$), las principales especies que contribuyeron significativamente a la biomasa fue *B. deitersi* y en menor medida *Bosmina* sp. y *D. fluviatile*, los demás biovolúmenes altos se encuentran dentro de un orden de magnitud menor. La biomasa de rotíferos fue similar a la observada en los otros dos embalses, sus máximos se registraron en los meses de verano ($0,022$ y $0,014 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$ en febrero y marzo de 2019 respectivamente), en este caso las especies más contribuyentes fueron *E. dilatata* y *P. hudsoni*. Por último, cabe señalar que Palmar fue el embalse con mayor biovolumen de larvas de *L. fortunei*, sobre todo en enero de 2019 donde se registraron $0,044 \text{ mm}^3\text{L}^{-1}$, se trata del mayor valor registrado para la especie en los tres embalses durante el periodo de estudio (Figura 8).

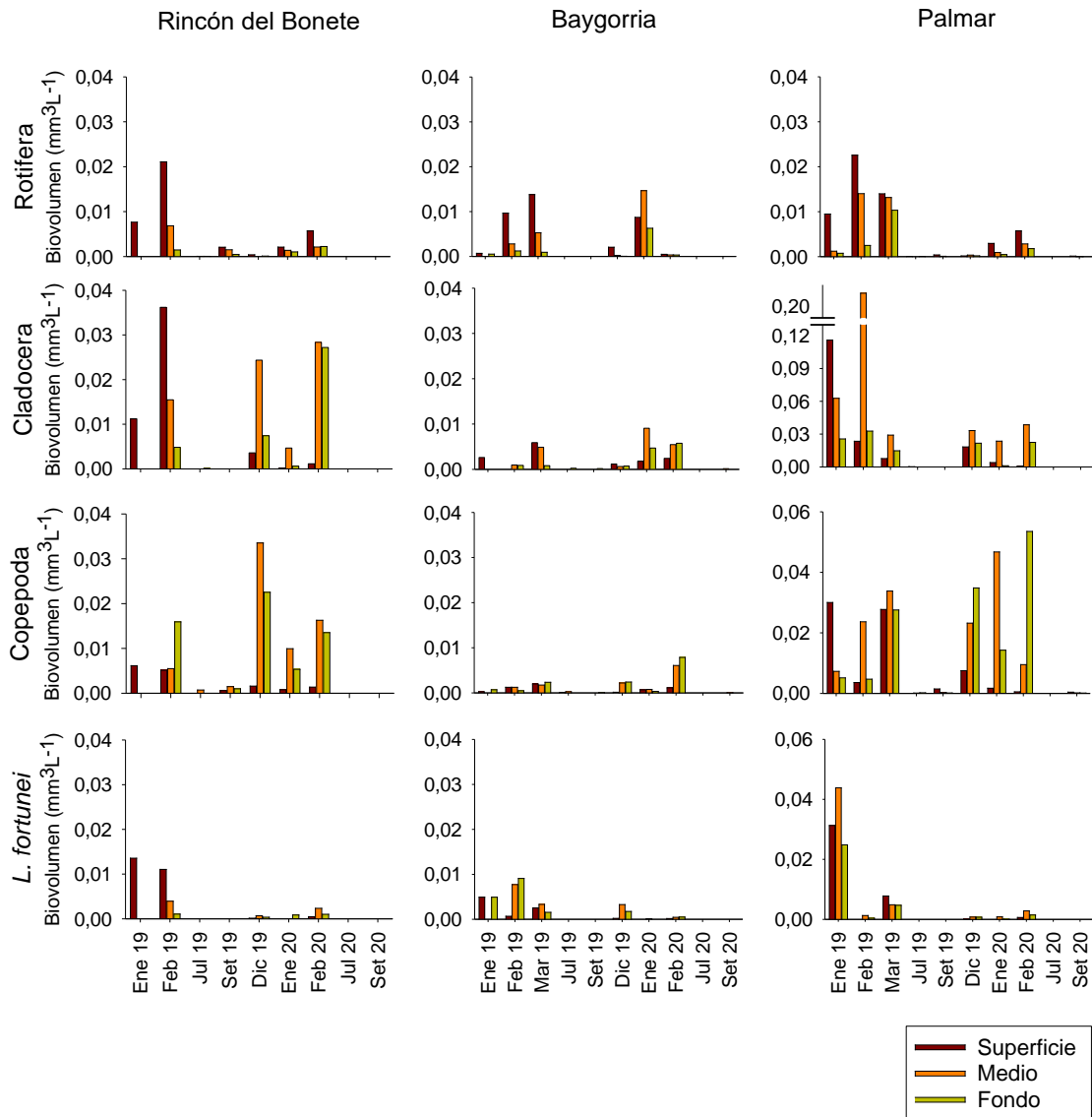


Figura 8- Variación de la biomasa de Rotifera, Cladocera, Copepoda y *Limnoperna fortunei*, expresada como biovolumen, registrada en los embalses Rincón del Bonete, Baygorria y Palmar durante el período de enero 2019 y setiembre 2020.

Estructura vertical de la comunidad de zooplancton

Durante el periodo que abarca enero, febrero y marzo 2019 (enero y febrero en el caso de Rincón del Bonete) los rotíferos y cladóceros se encontraron dispuestos hacia la superficie y medio en los tres embalses, estos últimos en particular abarcaron el 78% del biovolumen total en Palmar durante febrero de 2019. Los copépodos fueron hallados homogéneamente distribuidos en la columna de agua y en bajos porcentajes durante este periodo temporal. Por otro lado, la larva del molusco *L. fortunei* se muestra presente en los tres embalses formando parte importante de la estructura de la comunidad zooplanctónica y,

en algunos casos, siendo el organismo dominante en términos de biovolumen. Durante enero de 2019 *L. fortunei*, fue el organismo más representado en Baygorria, abarcó el 67% del biovolumen total. A partir de julio de 2019 los cladóceros se hallaron en general dispuestos hacia el medio y fondo en los tres embalses y con porcentajes que oscilaron poco durante este periodo de tiempo. Algo similar ocurre con copépodos, que en la gran mayoría de los muestreos se encontraron en el medio de la columna de agua y en el fondo. La excepción a esto, fue setiembre de 2020 cuando estos organismos se hallaron más asociados con la superficie. Cabe destacar que en Rincón del Bonete y Palmar los copépodos abarcaron grandes porcentajes en esta ventana temporal, biovolumenes que alcanzaron hasta un 75% del total de la muestra. Esto no ocurre en Baygorria donde las relaciones porcentuales se encontraron más equitativas que en los otros dos embalses. Por su parte, los rotíferos en este mismo periodo se encontraron, en Rincón del Bonete y Palmar, distribuidos de manera homogénea en la columna de agua y siempre en bajos porcentajes. Sin embargo, en Baygorria, se encontraron distribuidos con mayores de biovolumenes en superficie y menores en medio y fondo (Figuras 9-11).

Rincón del Bonete

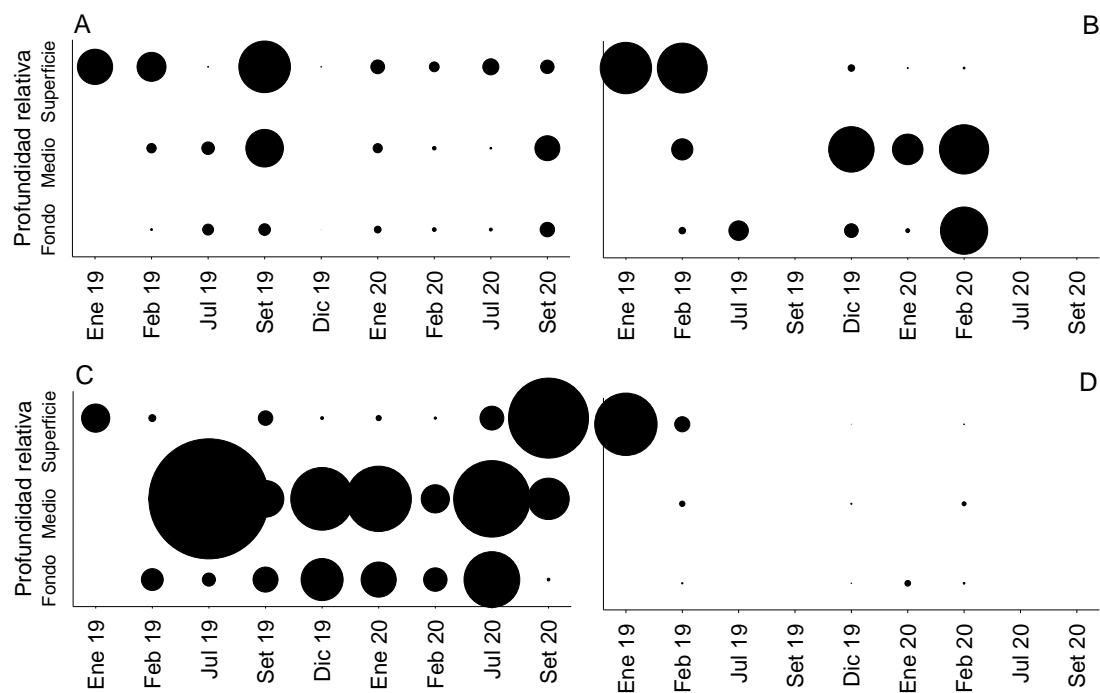


Figura 9- Biovolumen relativo (%) de rotíferos (A), cladóceros (B), copépodos (C) y *L. fortunei* (D) en las tres profundidades (superficie, medio y fondo) del embalse Rincón del Bonete. El biovolumen relativo está representado por el tamaño de los círculos, de esta forma (círculos pequeños= biovolúmenes menores; círculos grandes= biovolúmenes mayores).

Baygorria

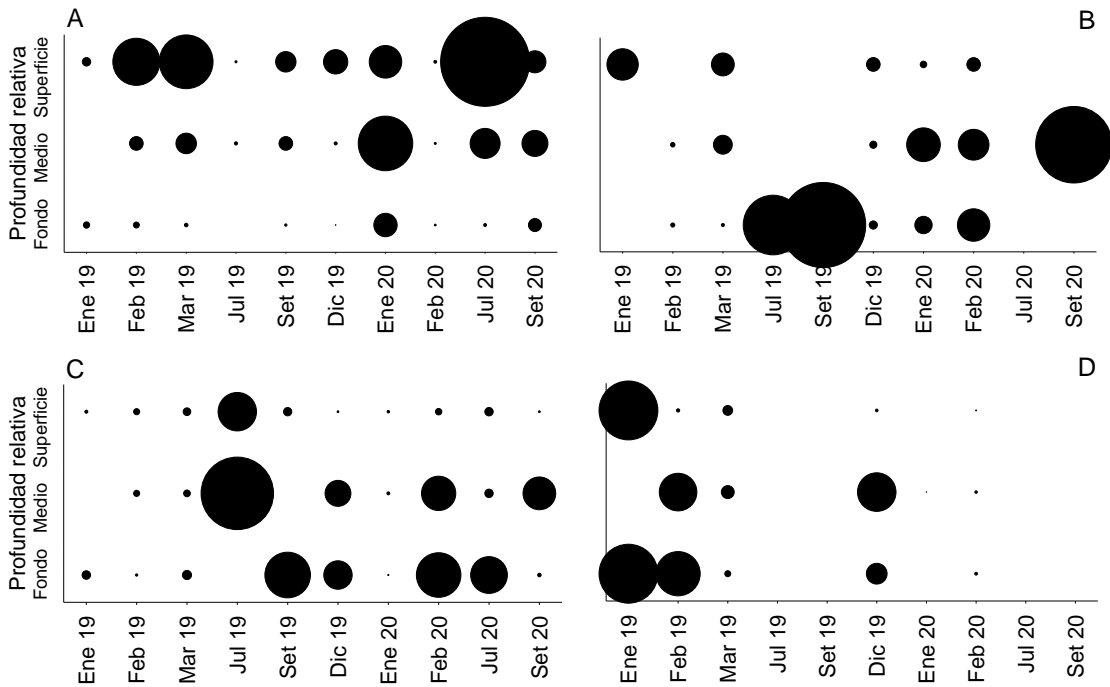


Figura 10- Biovolumen relativo (%) de rotíferos (A), cladóceros (B), copépodos (C) y *L. fortunei* (D) en las tres profundidades (superficie, medio y fondo) del embalse Rincón de Baygorria.

Palmar

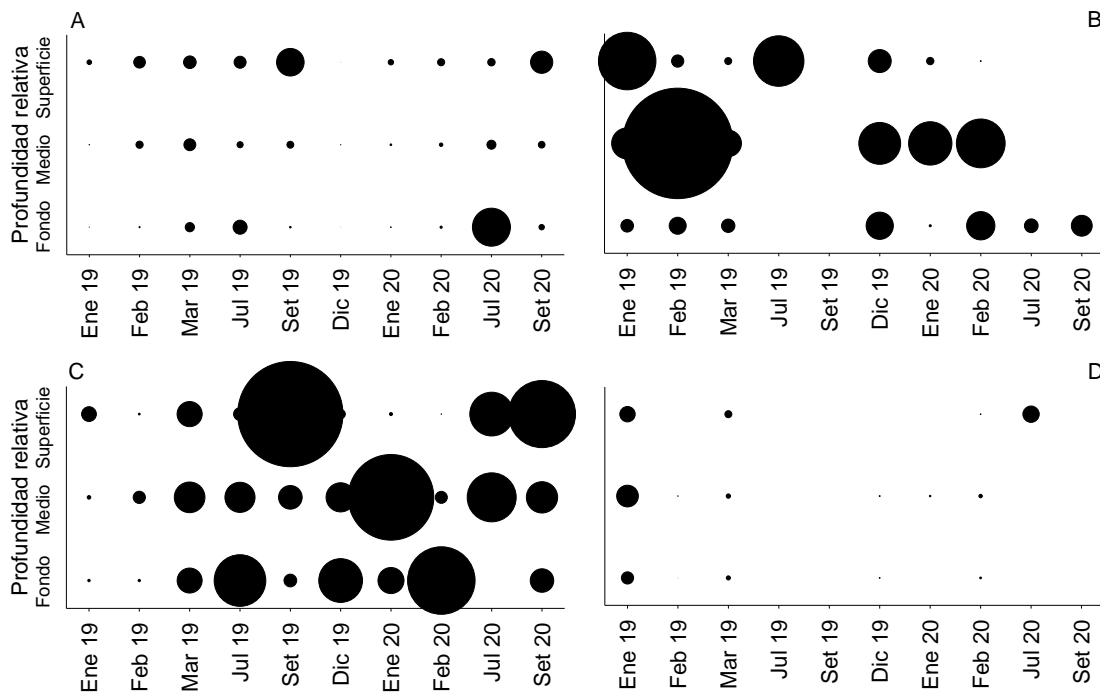


Figura 11- Biovolumen relativo (%) de rotíferos (A), cladóceros (B), copépodos (C) y *L. fortunei* (D) en las tres profundidades (superficie, medio y fondo) del embalse de Palmar.

Relación entre la comunidad zooplanctónica y el ambiente

Al relacionar la estructura de la comunidad de zooplancton con las variables abióticas y bióticas en los tres embalses, se encontró una correlación positiva de la biomasa del zooplancton con la temperatura y negativa con el K_d (Spearman $p < 0,05$) (Tabla 3). En Rincón del Bonete la biomasa de todos los grupos se correlacionó positivamente con el pH, la profundidad de la zona eufótica (Z_{eu}) y con el índice de diversidad (H'). Rotíferos y cladóceros se correlacionaron positivamente con la Clo-a y negativamente, al igual que copépodos, con la turbidez del agua. En Baygorria, todos los grupos se correlacionaron positivamente con la zona eufótica y la Clo-a y negativamente con la turbidez del agua. Además, cladóceros, copépodos y *L. fortunei* se correlacionaron negativamente con la concentración del oxígeno disuelto. En Palmar, también se obtuvieron para todos los grupos correlaciones positivas entre la biomasa y la Clo-a. Rotíferos, cladóceros y copépodos se correlacionaron positivamente con la zona eufótica y profundidad de disco de Secchi. Además, rotíferos y cladóceros se correlacionaron negativamente con el oxígeno disuelto (Tabla 3).

Tabla 3- Coeficientes de correlación de Spearman significativos ($p < 0,05$) entre los biovolúmenes: total de zooplancton, rotíferos, cladóceros, copépodos y mollusca con las variables ambientales (temperatura (T), oxígeno disuelto (OD), pH, turbidez, clo-a, profundidad de visión de disco de Secchi, profundidad de zona eufótica (Z_{eu}), coeficiente de extinción vertical de luz (K_d) y valor de índice de Shannon (H') en el embalse de Rincón del Bonete, Baygorria y Palmar.

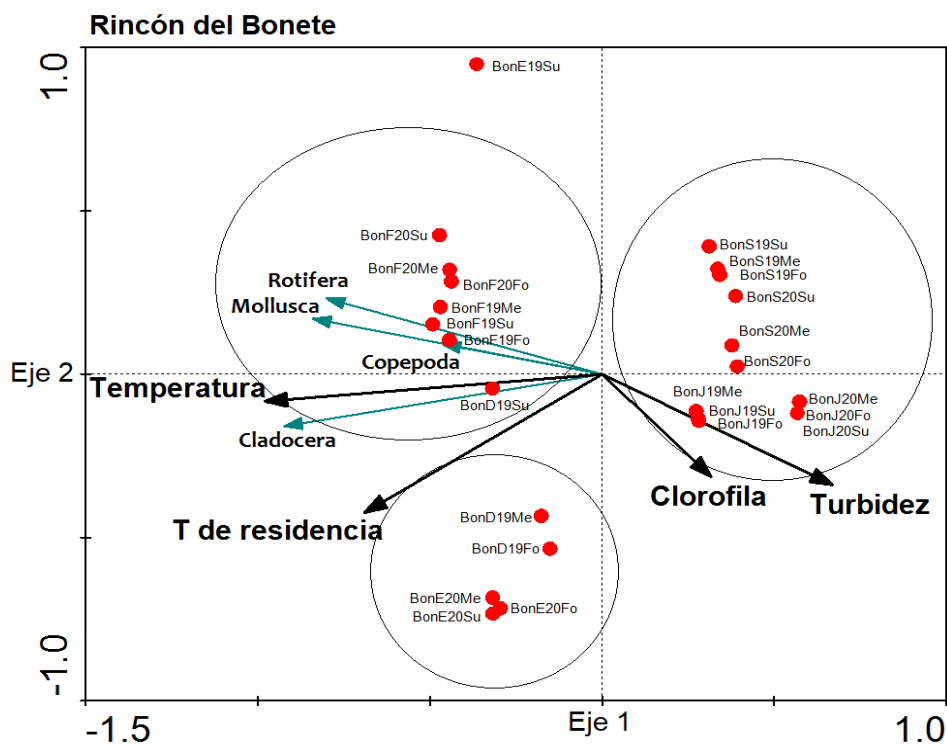
	Embalse	T (°C)	OD (mg/L)	pH	Turbidez (NTU)	Clo-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Secchi (m)	Z_{eu} (m)	K_d	H'
TOTAL	R. Bonete	0,75	-0,58	0,78	-0,76	0,48		0,58	-0,64	0,78
	Baygorria	0,76	-0,53		-0,74	0,59		0,80	-0,82	0,66
	Palmar	0,76		0,44		0,55	0,54	0,43	-0,75	
ROTIFERA	R. Bonete	0,76		0,76	-0,70	0,65	0,60	0,56	-0,78	0,70
	Baygorria	0,89			-0,66	0,77		0,82	-0,89	0,64
	Palmar	0,91	-0,51	0,63		0,78	0,36	0,57	-0,81	0,40
CLADOCERA	R. Bonete	0,76	-0,80	0,77	-0,58	0,51		0,73	-0,65	0,80
	Baygorria	0,56	-0,50		-0,77	0,56		0,57	-0,57	0,42
	Palmar	0,72	-0,45			0,48	0,38	0,49	-0,67	0,38
COPEPODA	R. Bonete	0,61		0,65	-0,74			0,43	-0,51	0,66
	Baygorria	0,64	-0,58		-0,69	0,47		0,66	-0,65	0,49
	Palmar	0,70		0,41	-0,44	0,52	0,53	0,49	-0,80	
MOLLUSCA	R. Bonete	0,66	0,62	0,73		0,44		0,71	-0,60	0,77
	Baygorria	0,60	-0,47		-0,83	0,43		0,81	-0,82	
	Palmar	0,56	-0,46			0,47			-0,59	

El análisis de ordenación de RDA mostró que los valores propios de los primeros dos ejes fueron 0,74 y 0,03 en Rincón del Bonete, 0,51 y 0,02 en Baygorria, 0,65 y 0,02 en Palmar. La varianza porcentual acumulada de la relación biomasa-medio ambiente fue de 74% en Bonete, 51% en Baygorria y 65% en Palmar en el primer eje (Tabla 4). El análisis RDA indicó que la temperatura fue un parámetro importante en el biovolumen de los organismos. En Baygorria y Palmar, los mayores biovolúmenes se asociaron a temperaturas elevadas y altos niveles de Clo-a, y en Bonete a altas temperaturas y bajos niveles de Clo-a, no se observaron diferencias entre grupos de zooplancton. En Rincón del Bonete y Baygorria, las muestras se congregaron en tres grupos, dos correspondientes a verano (asociados a mayor concentración de Clo-a y mayor temperatura) y un grupo con todos los muestreos de invierno (asociado a mayor turbidez y mayor

tiempo de residencia). En Palmar, se generó una agrupación correspondiente a los muestreos de verano y dos grupos de invierno (Figura 12).

Tabla 4- Valores propios y correlaciones organismos-ambiente de la ordenación RDA, primeros dos ejes.

	Eje	Valores propios	Correlación biomasa-ambiente	Varianza porcentual acumulada	
				Biomasa	Biomasa-ambiente
Rincón del Bonete	Eje 1	0,74	0,93	73,50	96,30
	Eje 2	0,03	0,58	76,10	99,80
Baygorria	Eje 1	0,51	0,86	51,00	95,80
	Eje 2	0,02	0,36	52,80	99,20
Palmar	Eje 1	0,65	0,91	64,90	95,10
	Eje 2	0,02	0,50	67,30	98,60



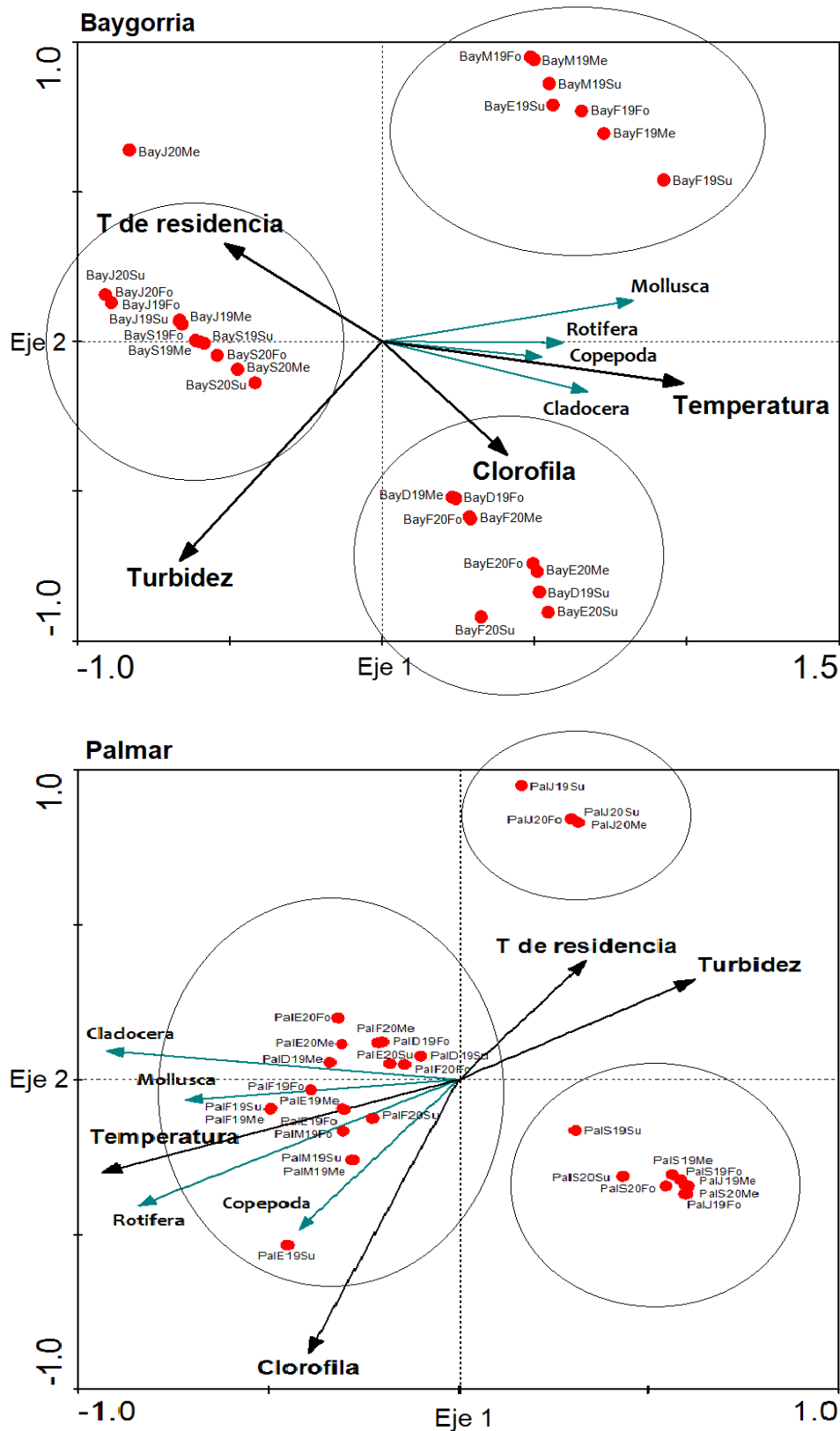


Figura 12- Análisis de redundancia (RDA) en Rincón del Bonete, Baygorria y Palmar para los cuatro grandes grupos de zooplancton Rotifera, Cladocera, Copepoda y Mollusca y su relación con las cuatro variables ambientales temperatura, tiempo de residencia del agua, Clo-a y turbidez del agua.

DISCUSIÓN

Diversidad zooplanctónica

La composición de la comunidad zooplanctónica de los embalses del Río Negro (Rincón del Bonete, Baygorria y Palmar) se caracterizó por la presencia de organismos ya registrados anteriormente en estos embalses (Chalar et al., 2009, 2014, 2015; Ferrer, 2018, Conde et al., 2002). También se registró la presencia de larvas de moluscos de la especie invasora *L. fortunei*, su presencia y abundancia conduce a continuar considerando estos sistemas como invadidos por la especie (Brugnoli et al., 2011; Fabián et al., 2021).

Las poblaciones de Rotifera de los embalses del Río Negro, así como en otras represas, sufren constantes cambios tanto en su composición como en su dominancia por ser especies oportunistas, desarrollando grandes poblaciones transitorias (Villabona-González et al., 2014). Sin embargo, las especies *S. stylata*, *F. longiseta*, *K. cochlearis* y *Polyarthra* sp. estuvieron presentes en el 100% de los muestreos en los tres embalses. *K. cochlearis* en particular, es la especie de menor tamaño de su género y la que tiene mayor abundancia. De acuerdo con García-Chicote (2015) esta especie se asocia positivamente con condiciones eutróficas del cuerpo de agua. Por otro lado, dentro de los cladóceros, *D. fluviatile* fue una de las especies con mayor presencia en los muestreos realizados durante épocas cálidas. También se colectaron ejemplares de *B. deitersi* y *Bosmina* sp., cladóceros de tamaño pequeño o mediano, que pueden llegar a ser abundantes en muchos lagos (Jiang et al., 2013). Éstos suelen verse menos afectados por las cianobacterias tóxicas que otros cladóceros, como el género *Daphnia* (Hansson et al., 2007). De acuerdo con Acharya et al. (2004), *Bosmina* puede diferenciar la calidad alimenticia de las partículas, lo que le confiere una ventaja particular cuando una alta turbidez interfiere con el pastoreo de especies menos selectivas.

Biomasa zooplanctónica

En el presente trabajo se observó, que Baygorria siendo el embalse más pequeño y con menor tiempo de residencia del agua, sostiene menor biomasa de zooplancton en comparación con Rincón del Bonete y Palmar. La estructuración de zooplancton basada en biomasa presenta una distribución

temporal heterogénea, con mayores biovolúmenes durante las épocas cálidas, pero también se observaron diferencias entre ambas épocas estivales. Previo al periodo que abarca esta investigación y hasta marzo de 2019 existió un periodo de lluvias extraordinarias sumadas a altas temperaturas (Inumet, s.a). Este periodo correspondió a un evento El Niño según el índice ONI (Climate Prediction Center). Estas condiciones implicaron que los cursos de agua adoptaran características fisicoquímicas y biológicas particulares, como son entrada atípica de nutrientes e importantes floraciones de cianobacterias tóxicas (Aubriot et al., 2020). El aporte hidrológico es un factor condicionante para la estructura y biovolumen de la comunidad de zooplancton (De Domitrovic, 2013). En el presente estudio, los biovolúmenes máximos de Cladóceros y Rotíferos coincidieron temporalmente con la época de lluvias extraordinarias registradas entre setiembre de 2018 y marzo de 2019, no ocurrió lo mismo con Copépodos, que alcanzaron máximos biovolúmenes durante el verano de 2020. Resultados similares se obtuvieron en Brugnoli et al. (2019), observaron que la abundancia de copépodos y cladóceros mostraron diferencias significativas entre ambas fases de ENOS, con mayor abundancia de cladóceros y no de copépodos durante El Niño. Los organismos del zooplancton son constantemente arrastrados en ambientes fluviales, sobre todo en épocas lluviosas cuando aumentan los caudales. Los embalses reciben estos aportes y se acumulan en la zona lacustre, que es similar a un lago principalmente en la parte cercana a la represa (Ríos, 2015). En esta zona, las fuerzas de flotación dominan el flujo y los organismos planctónicos pueden establecer sus poblaciones.

Estructura vertical de la comunidad zooplanctónica

Tanto los organismos pertenecientes a Cladóceros y Copépodos se hallaron principalmente en zonas medias y profundas en la gran mayoría de los muestreos. Según Wissel y Ramacharan (2003) a los organismos del zooplancton de gran porte le son ventajosas las temperaturas más bajas y tienden a concentrarse en aguas profundas durante el día para evitar tanto depredadores visuales en la zona eufótica como capas de agua más turbulentas provocadas por el viento. Durante las horas de ausencia de luz migran a zonas superficiales en búsqueda de alimento y luego del amanecer comienzan a

descender lentamente (Ferrer, 2018). Estos resultados encontrados por Ferrer (2018), corresponde a estudios realizados en el embalse de Rincón del Bonete, siendo coincidentes con los encontrados en el presente trabajo. Por otro lado, los rotíferos se registraron homogéneamente distribuidos en la columna de agua en la mayoría de los muestreos. Dado que es un ambiente donde la estructura térmica se rompe constantemente, es esperable una distribución aleatoria de organismos de pequeño tamaño con poca capacidad de desplazamiento. La aparente ausencia de relación entre otras variables fisicoquímicas y la posición de los microcrustáceos concuerda con observaciones de Huntley (1985). El autor encontró que las variables fisicoquímicas no serían importantes en la migración vertical diaria del zooplancton, las cuales si bien pueden actuar como influencias modificadoras, no ejercen control en el proceso.

Zooplancton y variables ambientales

Los tres embalses estudiados no presentaron un amplio rango de variación entre sí en cuanto a características físicas y geográficas. Al igual que otros cuerpos de agua subtropicales, presentan estabilidad térmica temporaria, produciéndose estratos multicapa durante el día y mezclándose durante la noche, desarrollando gradientes que caracterizan la formación de capas más o menos definidas en épocas estivales y una constante homogeneidad térmica vertical en invierno (Chalar et al., 2015). En el presente estudio, la columna de agua en la época estival 2019 se presentó más estratificada y menos oxigenada que en el siguiente año, estos resultados coinciden con lo mencionado en Benjumea y Wills (2007) donde se indica que la ocurrencia de estratificación térmica, aunque sea pasajera, promueve una disminución de oxígeno disuelto en las zonas más profundas. En Palmar, se da un escenario diferente a los descriptos anteriormente, dado que se registraron altas concentraciones de oxígeno disuelto en superficie durante los primeros muestreos (correspondientes a enero y febrero de 2019), las cuales podrían encontrarse relacionadas a una alta producción primaria proveniente de floraciones algales de verano. Las elevadas concentraciones de Clo-a registradas en las mismas fechas apoyan la anterior hipótesis (ver Anexo 1). Los resultados concuerdan con lo reportado en Bonilla et al., (2021); tanto en los embalses como en los tramos lóticos (entre embalses

o aguas abajo de los mismos), se han reportado floraciones de cianobacterias, éstas presentan niveles de peligrosidad altos para usos del agua de categorías 3 y 4. En el mismo trabajo mencionan que en los tramos lóticos posteriores a los embalses, el biovolumen y las células de cianobacterias son generalmente un orden de magnitud más bajos que en los embalses.

Los resultados de este estudio indican que la temperatura fue la variable ambiental que mejor explicó los cambios observados en la biomasa total de la comunidad zooplanctónica. El zooplancton total se correlacionó positivamente con la temperatura de los embalses y negativamente con el K_d . De acuerdo con Melão (1999), el aumento de la temperatura afecta directamente el metabolismo de los organismos, disminuye los tiempos de desarrollo e incrementa las tasas de crecimiento poblacional. Además, la relación encontrada podría estar relacionada a la disponibilidad de alimento, ya que temperaturas elevadas y buena penetración de luz al cuerpo de agua generan condiciones adecuadas para el crecimiento del fitoplancton. En conjunto con bacterias, detritos y ciliados, son el alimento principal de parte de los organismos que componen el zooplancton (Conde-Porcuna et al., 2004). Al respecto, se ha afirmado que el éxito de algunas especies de crustáceos planctónicos está limitado por la baja concentración de alimentos disponibles, mientras que otras especies, se encuentran limitadas por las altas concentraciones de fitoplancton poco palatables (ej. colonias de cianobacteria, algas filamentosas) (Ghilarov, 1985, Infante & Edmondson, 1985). Estudios de Mc Cauley y Murdoch (1990) han concluido que las densidades poblacionales del zooplancton son afectadas por la disponibilidad de alimento adecuado para cada especie.

La comunidad de zooplancton, además, mostró estar relacionada con la concentración de Clo-*a*. Algunas especies parecen verse más favorecidas que otras con el aumento de Clo-*a*, como es el caso de *Keratella cochlearis*. En el presente trabajo esta especie presentó elevadas abundancias en los mismos lugares y periodos donde hubo altas concentraciones de Clo-*a*. Resultados semejantes fueron verificados por Hofmann y Hofle (1993), quienes encontraron de una alternancia entre los géneros *Keratella* y *Conochilus*. Según los autores

el aumento de la concentración de nutrientes y Clo-a favoreció el aumento de las poblaciones de *Keratella* y el descenso de las poblaciones de *Conochilus*. Esto se podría estar manifestando en el presente trabajo ya que en las condiciones antes mencionadas las poblaciones de *Conochilus* fueron muy escasas o nulas.

CONSIDERACIONES FINALES Y PERSPECTIVAS

Los resultados muestran que la estructura de zooplancton es similar en los tres embalses del Río Negro, se observó una heterogeneidad temporal en cuanto a la cantidad de especies encontradas, la comunidad se presentó más diversa en épocas cálidas y más equitativa en épocas frías.

Los resultados apoyaron la hipótesis planteada de que el embalse con mayor tiempo de residencia del agua tiene mayor biomasa de zooplancton que los demás. Los resultados muestran que los embalses de Rincón del Bonete y Palmar sostienen mayores biovolúmenes de zooplancton que el embalse de Baygorria, de menor tamaño. El tiempo de residencia del agua es un factor importante en la variación de biomasa de zooplancton en los embalses del Río Negro. En próximos trabajos considerar datos de un número mayor de embalses permitiría lograr un gran avance en el estudio de la existencia de una relación significativa entre tiempo de residencia y biomasa, entre área del embalse y biomasa o entre área del embalse y riqueza de especies.

Se cumple también la predicción de que los organismos del zooplancton de gran porte se encontraron asociados a zonas profundas. Los cladóceros y copépodos se encontraron principalmente en zonas medias y profundas en la gran mayoría de los muestreos debido a su capacidad de desplazamiento. Por otro lado, los rotíferos se registraron distribuidos sin un patrón definido en la columna de agua. Dado que es un ambiente donde la estructura térmica se rompe constantemente, es esperable una distribución aleatoria de organismos de pequeño tamaño, con poca capacidad de desplazamiento. Un estudio de ciclos diarios de cortos intervalos de tiempo, incluyendo horas nocturnas, podría aportar al conocimiento sobre la dinámica de migraciones verticales en estos cuerpos de agua.

La temperatura fue la variable ambiental que mejor explicó los cambios observados en la biomasa total de la comunidad zooplanctónica, sin observarse diferencias entre los grandes grupos. Rotíferos, cladóceros y copépodos reportaron mayores biovolúmenes durante los muestreos correspondiente a la

época estival que durante los muestreos de julio y setiembre. Los resultados se relacionaron fuertemente con la estacionalidad, mantener temperaturas constantes y modificar otras variables podría ser un experimento interesante para entender el efecto de éstas sobre la estructura de la comunidad de zooplancton.

El número de embalses en el país continúa en aumento, se debe seguir generando esfuerzos en la comprensión de estos sistemas y los organismos que lo habitan.

BIBLIOGRAFÍA

Acharya, K., Kyle, M., & Elser, J. (2004) Biological stoichiometry of Daphnia growth: an ecophysiological test of the growth rate hypothesis. *Limnology and Oceanography*, 49(3), 656-665.

Aubriot, L. E., Delbene, L., Haakonsson, S., Somma, A., Hirsch, F., & Bonilla, S. (2017). Evolución de la eutrofización en el Río Santa Lucía: influencia de la intensificación productiva y perspectivas. *INNOTEC*, (14 jul-dic), 07–16.

Aubriot, L., Zabaleta, B., Bordet, F., Sienna, D., Risso, J., Achkar, M. & Somma, A (2020). Assessing the origin of a massive cyanobacterial bloom in the Río de la Plata (2019): Towards an early warning system. *Water Research*. 181, 115944.
Arocena, R (2016) Principios y metodologías de Limnología; ejemplos de Uruguay. 12: 225.

Armengol, J. & Prat, N. (1979) El embalsament. *Quaderns D'Ecologia Aplicada*, 4: 69-85.

Arocena, R (2016) Principios y metodologías de Limnología; ejemplos de Uruguay. 12: 225.

Bates, B., Kundzewicz, Z., Wu, S. & Palutikof, J (ed) (2008) El Cambio Climático y el Agua. Documento técnico del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático. Secretaría del IPCC, Ginebra, 224 pp.

Benjumea, C & Wills, Á (2007) Evaluación de la estratificación térmica y su relación con el oxígeno disuelto del agua en la ciénaga Cachimbero, municipio de Cimitarra, Santander. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*. n.41, pp.48-65. ISSN 0120-6230.

Bonecker, C. C., Nagae, M. Y., Bletler, M. C., Machado, L. F. & Lansac-Tôha, F. A. (2007) Zooplankton biomass in tropical reservoirs in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 579 (1): 115-123.

Bonilla, S., Haakonsson, S., Somma, A., Gravier, A., Britos, A., Vidal, L., De León, L., Brena, B., Pírez, M., Piccini, C., Martínez de la Escalera, G., Chalar, G., González-Piana, M., Martigani, F. & Aubriot, L. (2015) Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay. *IN*, 10: 9-22.

Bonilla, S., Aubriot, L., Haakonsson, S., Illarze, M., Díaz Isasa, I., & Brena, B. M. (2021). Las floraciones de cianobacterias tóxicas comprometen el uso del agua del Río Negro, Uruguay. *INNOTEC*, e577.

Braak, C & Smilauer, P (1998) *CANOCO Reference manual and user's guide to Canoco for Windows: Software for canonical Community Ordination (version 4)*. Microcomputer Power. New York.

Brugnoli, E., Dabezies, M., Clemente, J. & Muniz, P (2011) *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) en el sistema de embalses del Río Negro, Uruguay. *Oecologia Australis* 15(3): 576-592.

Brugnoli, E., Sans, K., Muniz P., Venturini, N., Gómez, N. & García-Rodríguez, F. (2019) Mesozooplankton y variación ambiental durante el evento ENOS 2009-2010 en la costa norte del Estuario del Río de la Plata. *CICIMAR Océánides* 34(1): 1-16

Caroni, R., & Kenneth, I. (2010) The potential of zooplankton communities for ecological assessment of lakes: redundant concept or political oversight? *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 110B: 35-53

Casaravilla, G. & Chaer, R. (2020) Energía hidroeléctrica en Uruguay: país lluvioso con sequías. Grupo Energía Eléctrica del Departamento de Potencia-IIE-FIng-UdelaR p.1-3.

Chalar, G., & Conde, D. (2000) Antecedentes y estado actual del conocimiento científico de los embalses de Uruguay En: FernandezCirelli (Ed) Memorias del Taller “El agua en Iberoamerica: acuíferos lagos y embalses” CYTED-XVIIpp 145-147

Chalar G., Fabián D., González M. & Delbene L. (2009) Limnología de los embalses del Río Negro: noviembre 2000 - marzo 2009. Convenio UTE – Facultad de Ciencias.

Chalar, G., Gerhard, M., González Piana, M. & Fabián, D. (2014) Hidroquímica y eutrofización en tres embalses subtropicales en cadena (Uruguay). In: Marcovecchio, J.E., Botté, S.E. & Freije, R.H. (Eds.), Procesos Geoquímicos Superficiales En Iberoamérica. Red Iberoamericana de Física y Química Ambiental, pp. 121–149.

Chalar, G., Gerhard, M., González-Piana, M. & Fabián, D. (2014) Hidroquímica y eutrofización en tres embalses subtropicales en cadena. EN: Procesos geoquímicos superficiales en Sudamérica. (Eds) Marcovecchio JE, Botté SE y Freije RH. Red Iberoamericana de Física y Química Ambiental, Salamanca.

Chalar G., Fabián D., González-Piana M. & Piccardo A. (2015) Estado y evolución de la calidad de agua de los tres embalses del Río Negro: Periodo setiembre 2011 – marzo 2015. Convenio UTE – Facultad de Ciencias.

Climate Prediction Center (ONI). Cold & Warm Episodes by Season. https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php

Colina, M., Calliari, D., Carballo, C. & Kruk, C. (2015) A trait - based approach to summarize zooplankton – phytoplankton interactions in freshwaters. *Hydrobiologia* 767:221–233.

Conde, D., Paradiso, M., Gorga, J., Brugnoli, E., De León, L. & Mandiá, M. (2002) Problemática de la calidad de agua en el sistema de grandes embalses del Río Negro (Uruguay) *CIER* 39:51-68

Conde-Porcuna, J., Ramos-Rodriguez, E. & Baquero, R. (2004) El zooplancton como integrante de la estructura trófica de los ecosistemas lénticos. *Ecosistemas*. *Ecosistemas*13: 23-29.

De Domitrovic, Y (2013) Effect of fluctuations in water level on phytoplankton development in three lakes of the Paraná River floodplain (Argentina). *Hydrobiologia*. 510: 175-193.

DINAMA (2011). Monitoreo y Evaluación de la calidad del agua. Plan para la Definición de una Línea de Base del Río Negro.

Esteves, K. & Sendacz, S. (1988) Relações entre a biomassa do zooplâncton e o estado trófico de reservatórios do estado de São Paulo. *Acta Limnol. Bras.*, 11:587-604.

Elmoor-Laureiro, L. (1997) Manual de identificação de Cladóceros Límnicos do Brasil. Universa – UCB. 155pp.

Fabián, J. D., Ferrer, C., Pereira, J., Muniz, P., Capurro, L., Mandiá, M., Failache, G., & Brugnoli, E. (2021). Variación anual de larvas del mejillón dorado (*Limnoperna fortunei*) en sistemas de refrigeración de centrales hidroeléctricas en embalses del Río Negro, Uruguay. *INNOTEC*, e572.

Ferrer, C. (2018) Distribución vertical del zooplancton durante ciclos diarios en el embalse Rincón del Bonete (Río Negro, Uruguay). Tesis de grado. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias.

Finaly, B. & Esteban, G (1998) Freshwater protozoa: biodiversity and ecological function. *Biodiversity and Conservation* 7, 1163-1186.

Gannon, J. & Stemberger, R. (1978) Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Trans. Am. Microsc. Soc.*, 97:16-35.

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.

Ghilarov, A. (1985) Dynamics and structure of cladoceran populations under conditions of food limitation. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol*, 21, 323-332.

Gilabert J. (2001) Seasonal plankton dynamics in a Mediterranean hypersaline coastal lagoon: the Mar Menor. *Journal of Plankton Research*, 23:201-217.

González-Madina, L., Pacheco, J.P., Yema, L., Tezanos, P.D., Levrini, P., Clemente, J., Crisci, C., Lagomarsino, J.J., Méndez, G., Fosalba, C., Goyenola, G. & Mazzeo, N. (2018) Drivers of cyanobacteria dominance, composition and nitrogen fixing behavior in a shallow lake with alternative regimes in time and space, Laguna del Sauce (Maldonado, Uruguay).

Guerrini, D (2017) Balance de nutrientes y eutrofización en ríos y embalses de la cuenca del Río Negro (Uruguay). Universidad de la República. Tesina de grado Facultad de Ciencias, sección Limnología.

Hansson, L., Gustafsson, S., Rengefors, K., & Bomark, L. (2007) Cyanobacterial chemical warfare affects zooplankton community composition. *Freshwater Biology*, 52(7), 1290-1301.

Hill, M. & Gauch, H. (1980) Detrended correspondence analysis, an improvised ordination technique. *Vegetation*, 42: 47-58

Hofmann, W., Höfle, M. (1993) Rotifer population dynamics in response to increased bacterial biomass and nutrients: a mesocosm experiment. In: Gilbert, J.J., Lubzens, E., Miracle, M.R. (eds) *Rotifer Symposium VI. Developments in Hydrobiology*, vol 83. Springer, Dordrecht.

Huntley, M (1985) Experimental approaches to the study of vertical migration of zooplankton. 71-90 pp. En: Torres Orozco B., Roberto E., Estrada Hernández, M. (1997) Patrones de migración vertical en el plancton de un lago tropical. *Hidrobiológica*, 7 (1): 33-40

Iglesias, C., Mazzeo, N., Goyenola, G., Fosalba, C., Texeira de Mello, F., García, S. & Jeppesen, E. (2008) Field and experimental evidence of the effect of *Jenynsia multidentata*, a small omnivorous-planktivorous fish, on the size distribution of zooplankton in subtropical lakes. *Freshwater biology*. 53, 1797-1807.

Infante, A., & Edmondson, W. (1985) Edible phytoplankton and herbivorous zooplankton in Lake Washington. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol*, 21, 161-171.

Infante, A. (1988) El plancton de las aguas continentales. Monografía N° 33. Serie de Biología. Organización de los Estados Americanos. Washington DC. 130 pp.

Inumet (s.a) Instituto uruguayo de meteorología. Recuperado el 20 de setiembre, 2021 de <https://www.inumet.gub.uy/>

Jeppesen, E., Nøges, P., Davidson, T., Haberman, J., Nøges, T., Blank, K., Lauridsen, T., Søndergaard, M., Sayer, C., Laugaste, R., Johansson, L., Bjerring,

R., Amsinck, S (2011) Zooplankton as indicators in lakes: A scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia*, 676.

Jiang, X., Liang, H., Yang, W., Zhang, J., Zhao, Y., Chen, L., & Jing, X. (2013) Fitness benefits and costs of induced defenses in *Daphnia carinata* (Cladocera: Daphnidae) exposed to cyanobacteria. *Hydrobiologia*, 702(1), 105-113.

José de Paggi, S & Paggi, J (2014) El zooplancton de los grandes ríos sudamericanos con planicie de inundación. *FABICIB*, 18:166-194.

Kruk, C., Martínez, A., Martínez De La Escalera, G., Trinchin, R., Manta, G., Segura, Á.M., Piccini, C., Brena, B., Fabiano, G., Pérez, M., Gabito, L., Alcántara, I. & Yannicelli, B. (2019) Exceptional bloom of toxic cyanobacteria on the Uruguayan coast, summer.

Lacerot, G., Kruk, C., Lurling, M., & Scheffer, M. (2013). The role of subtropical zooplankton as grazers of phytoplankton under different predation levels. *Freshwater Biology*, 58(3), 494–503.

Magadza, C (1980) The distribution of zooplankton in the Sanyati Bay, Lake Kariba; a multivariate analysis. *Hydrobiologia*, 70: 57-67.

Margalef, R (1951) Diversidad de especies en las comunidades naturales. *Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada* 9: 5-27

Matsumura-Tundisi, T & Tundisi, J (1976) Plankton studies in a lacustrine environment. *Oecologia* 25: 265–270.

McCauley, E., & Murdoch, W (1990) Predator–prey dynamics in environments rich and poor in nutrients. *Nature*, 343(6257), 455-457.

Melão, M (1999) Desenvolvimento e aspectos reprodutivos de cladóceros e copépodos de águas continentais brasileiras. Perspectivas na limnologia do Brasil. 1:45-57

Merayo, S. & González, E.J. (2010) Variaciones de abundancia y biomasa del zooplancton en un embalse tropical oligo-mesotrófico del norte de Venezuela. Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744) Vol. 58 (2): 603-619, June 2010.

MVOTMA (2017) Calidad ambiental de la cuenca del Río Negro 2009 – 2017. 139 pp.

MVOTMA (2017) Plan Nacional de Aguas. 325p.

Nogarady, T. & Segers, H (2002) Guides to the identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. Rotifera. Backhuys Publishers. 264pp.

Rice, J. (2000) Evaluating fishery impacts using metrics of community structure. ICES Journal of Marine Science, 57: 682– 688.

Rodríguez-Gallego, L., Achkar, M., Defeo, O., Vidal, L., Meerhoff, E. & Conde, D. (2017) Effects of land use changes on eutrophication indicators in five coastal lagoons of the Southwestern Atlantic Ocean, Estuarine, Coastal and Shelf Science. 188, 116-126.

Lind, O., Terrell, T & Kimmel, B. (1993) Problems in reservoir trophic-state classification and implications for reservoir management. En: Comparative reservoir limnology and water quality management. Springer, Dordrecht. p. 57-67.

Rodríguez, M & Matsumara-Tundisi, T (2000) Variation of density, species composition and dominance of Rotifers at a shallow tropical reservoir (Broa reservoir, SP, Brazil) in a short scale time. *Revista Brasileira de Biologia*. 60:1-9

Sendacz, S., Kubo, E. & Cestaroli, M. (1986) Limnología de reservatórios do sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. VIII Zooplâncton. B. *Inst. Pesca*, 12(1): 187-2079.

Segers, H (2008) Global diversity of rotifers (Phylum Rotifera) in freshwater *Hydrobiologia*, 595: 49-59.

Stebniki, S., González, I., D'Anatro, A. & Teixeira de Mello, F (2016) Relaciones entre variables ambientales y la comunidad de peces en el Río Uruguay bajo (Uruguay). *Aqua-LAC* 8 (1), 62- 67.

Testai, E., Scardala, S., Vichi, S., Buratti, F.M. & Funari, E. (2016) Risk to human health associated with the environmental occurrence of cyanobacterial neurotoxic alkaloids, anatoxins and saxitoxins. En: *Critical Reviews in Toxicology*, 46, 385-419

Villabona-González, S., Buitrago-Amariles, R., Ramírez-Restrepo, J. & Palacio-Baena, J. (2014) Biomasa de rotíferos de dos embalses con diferentes estados tróficos (Antioquia, Colombia) y su relación con algunas variables limnológicas. *Actualidades biológicas*. 36 (101).

Villabona-González, S., Ramírez-Restrepo, J., Palacio-Baena, J., & Bonecker, C. (2015). Respuesta de la biomasa zooplanctónica a los gradientes de estado trófico y precipitación de un embalse tropical. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 39(152), 374-388.

Voigt, M (1978) *Rotatoria: Die Rädertiere Mitteleuropas*. Gebruder Borntraeger. 234pp.

Wissel, B. & Ramacharan, C. (2003) Plasticity of vertical distribution of crustacean zooplankton in lakes with varying levels of water colour. *Journal of Plankton Research*, 25 (9): 1047-1057.

ANEXO

Anexo 1- Variables físico-químicas registradas entre enero de 2019 y setiembre de 2020; temperatura (T), oxígeno disuelto (OD), pH, Clo-a y tiempo de residencia del agua en los tres embalses del Río Negro;

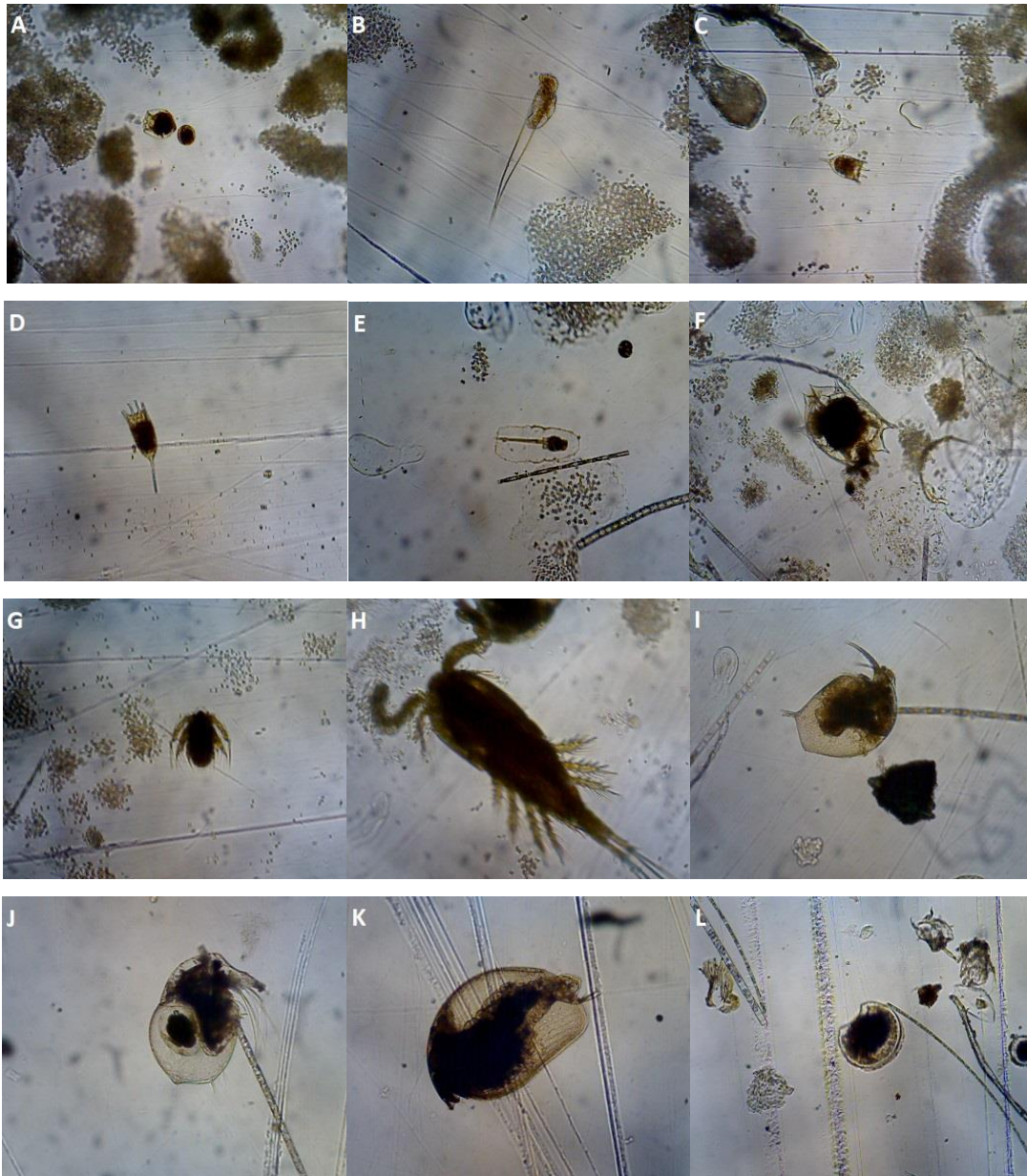
Embalse	Fecha	Prof	T (°C)	OD (mg/l)	pH	Turbidez (NTU)	Clo-a (µg/l-1)	Tiempo de residencia (días)
R. Bonete	Ene-19	Sup	10,8	9,8	10,9		9,9	9,6
R. Bonete	Feb-19	Sup	11,1		11,3		11,5	10,1
R. Bonete	Feb-19	Med	10,9		9,8		9,9	10,1
R. Bonete	Feb-19	Fond	10,8		9,4		9,7	10,1
R. Bonete	Mar-19	Sup	10,5	9,3	11,6		10,1	14,5
R. Bonete	Mar-19	Med	10,5	8,9	11,2		10,0	14,5
R. Bonete	Mar-19	Fond	10,5	8,8	11,5		9,6	14,5
R. Bonete	Jul-19	Sup	9,0	10,6	7,9	9,5	9,5	10,0
R. Bonete	Jul-19	Med	9,0	10,6	7,2	9,5	9,4	10,0
R. Bonete	Jul-19	Fond	9,0	10,5	8,6	9,5	9,4	10,0
R. Bonete	set-19	Sup	9,1	12,4	8,8	9,5	9,9	9,6
R. Bonete	set-19	Med	9,0	11,6	9,5	9,4	9,5	9,6
R. Bonete	set-19	Fond	8,9	11,5	9,8	9,5	9,4	9,6
R. Bonete	Dic-19	Sup	11,4	9,5	10,4	9,6	12,2	10,9
R. Bonete	Dic-19	Med	10,5	9,4	9,5	9,4	9,4	10,9
R. Bonete	Dic-19	Fond	10,3	8,9	9,5	9,4	9,5	10,9
R. Bonete	Ene-20	Sup	11,0	9,0	9,7	9,4	10,5	11,3
R. Bonete	Ene-20	Med	10,9	9,2	9,9	9,4	10,0	11,3
R. Bonete	Ene-20	Fond	10,8	8,7	10,0	9,5	9,5	11,3
R. Bonete	Feb-20	Sup	10,8		10,8	9,5		11,5
R. Bonete	Feb-20	Med	10,7		10,5	9,5		11,5
R. Bonete	Feb-20	Fond	10,7		10,5	9,5		11,5
R. Bonete	Jul-20	Sup	8,4	11,5	8,9	13,4	9,5	9,9
R. Bonete	Jul-20	Med	8,4	10,8	8,8	13,7	9,5	9,9
R. Bonete	Jul-20	Fond	8,4	10,7	8,5	13,6	9,4	9,9
R. Bonete	set-20	Sup	9,0	11,1	9,1	12,4	9,4	9,9
R. Bonete	set-20	Med	8,9	10,4	8,9	11,6	9,5	9,9
R. Bonete	set-20	Fond	8,9	10,1	9,4	11,6	9,5	9,9
Baygorria	Ene-19	Sup	10,8	10,0	11,2		10,0	9,5
Baygorria	Ene-19	Med	10,8	9,9	10,5		10,0	9,5
Baygorria	Feb-19	Sup	11,4		11,7		10,3	9,5
Baygorria	Feb-19	Med	11,1		9,8		10,0	9,5
Baygorria	Feb-19	Fond	10,9		10,1		9,5	9,5
Baygorria	Mar-19	Sup	10,6	8,8	9,7		10,4	9,6
Baygorria	Mar-19	Med	10,5	8,8	10,2		9,6	9,6
Baygorria	Mar-19	Fond	10,5	8,6	10,8		9,6	9,6
Baygorria	Jul-19	Sup	8,9	8,5	8,8	9,9	9,4	9,6

Baygorria	Jul-19	Med	8,9	11,4	9,2	9,9	9,4	9,6
Baygorria	Jul-19	Fond	8,9	9,4	10,3	9,9	9,4	9,6
Baygorria	set-19	Sup	9,1	12,9	11,2	9,6	9,4	9,5
Baygorria	set-19	Med	9,1	11,3	11,0	9,6	9,5	9,5
Baygorria	set-19	Fond	9,1	11,4	10,8	9,7	9,4	9,5
Baygorria	Dic-19	Sup	11,0	10,0	10,8	9,4	11,6	9,5
Baygorria	Dic-19	Med	10,5	9,0	10,0	9,4	9,4	9,5
Baygorria	Dic-19	Fond	10,5	8,8	9,9	9,4	9,5	9,5
Baygorria	Ene-20	Sup	11,1	9,9	10,5	9,7	11,6	9,5
Baygorria	Ene-20	Med	11,0	9,6	10,4	9,6	10,1	9,5
Baygorria	Ene-20	Fond	11,0	9,2	10,5	9,6	9,7	9,5
Baygorria	Feb-20	Sup	10,7	11,1	10,8	9,6	15,0	9,5
Baygorria	Feb-20	Med	10,6	8,7	10,2	9,6	9,8	9,5
Baygorria	Feb-20	Fond	10,6	8,9	10,0	9,5	9,8	9,5
Baygorria	Jul-20	Sup	8,4	10,6	9,4	10,8	9,5	9,6
Baygorria	Jul-20	Med	8,4	10,5	8,9	10,8		9,6
Baygorria	Jul-20	Fond	8,3	10,5	8,6	10,7	9,4	9,6
Baygorria	set-20	Sup	9,2	10,1	12,1	10,3	9,6	9,6
Baygorria	set-20	Med	9,1	9,8	10,3	10,3	9,5	9,6
Baygorria	set-20	Fond	9,0	9,5	10,0	10,3	9,5	9,6
Palmar	Ene-19	Sup	11,5	10,2	11,1		14,5	9,5
Palmar	Ene-19	Med	10,7	10,2	10,3		9,7	9,5
Palmar	Ene-19	Fond	10,6	8,5	10,0		9,7	9,5
Palmar	Feb-19	Sup	11,2		12,0		10,6	9,6
Palmar	Feb-19	Med	11,2		11,1		10,6	9,6
Palmar	Feb-19	Fond	10,8		11,2		9,5	9,6
Palmar	Mar-19	Sup	10,7	8,8	11,2		10,7	9,8
Palmar	Mar-19	Med	10,7	8,8	11,5		10,7	9,8
Palmar	Mar-19	Fond	10,7	8,8	11,9		10,0	9,8
Palmar	Jul-19	Sup	8,8	11,2	8,7	9,6		9,6
Palmar	Jul-19	Med	8,9	10,8	9,6	9,6	9,4	9,6
Palmar	Jul-19	Fond	8,9	10,7	9,7	9,6	9,4	9,6
Palmar	set-19	Sup	9,5	11,5	10,6	9,5	9,5	9,5
Palmar	set-19	Med	9,0	11,2	9,6	9,5	9,4	9,5
Palmar	set-19	Fond	8,9	11,0	10,9	9,5	9,5	9,5
Palmar	Dic-19	Sup	10,7	9,3	8,7	9,4	10,1	9,6
Palmar	Dic-19	Med	10,5	10,2	8,8	9,4	9,9	9,6
Palmar	Dic-19	Fond	10,4	10,3	9,1	9,4	9,4	9,6
Palmar	Ene-20	Sup	11,2	9,6	10,8	10,8	11,4	9,6
Palmar	Ene-20	Med	11,0	9,8	10,0	9,6	10,3	9,6
Palmar	Ene-20	Fond	10,9	8,8	10,0	9,7	9,6	9,6
Palmar	Feb-20	Sup	11,0		9,0	9,9	12,1	9,6
Palmar	Feb-20	Med	10,7		9,2	9,5	9,7	9,6
Palmar	Feb-20	Fond	10,7		9,6	9,6	9,6	9,6
Palmar	Jul-20	Sup	8,6	10,3	9,4	10,0		9,9

Palmar	Jul-20	Med	8,6	10,1	8,8	10,0		9,9
Palmar	Jul-20	Fond	8,5	9,9	9,2	10,0		9,9
Palmar	set-20	Sup	9,3	9,6	10,7	10,1	10,0	9,8
Palmar	set-20	Med	9,0	10,0	8,5	9,6	9,5	9,8
Palmar	set-20	Fond	8,9	9,5	9,3	9,6	9,4	9,8

Anexo 2- Indicadores de penetración de luz al cuerpo de agua. Valores correspondientes a Disco de Secchi (DS), zona eufótica (Z_{eu}) y extinción vertical de luz (kd) para cada muestreo y cada embalse trabajado.

DS (m)	Zeuf (m)	Kd (m-1)	Embalse	Fecha
			R. del Bonete	Enero 19
0,6	1,9	2,4	Baygorria	
0,9	1,3	2,9	Palmar	
1,0	2,3	1,9	R. del Bonete	Febrero 19
0,7	2,2	2,2	Baygorria	
0,7	2,0	2,3	Palmar	
1,4	2,1	2,1	R. del Bonete	Marzo 19
0,7	1,9	2,4	Baygorria	
0,7	1,9	2,3	Palmar	
0,8	1,7	2,5	R. del Bonete	Julio 19
0,7	1,4	3,0	Baygorria	
0,6	1,3	3,2	Palmar	
0,7	1,3	3,4	R. del Bonete	Setiembre 19
0,6	1,4	3,3	Baygorria	
0,6	1,4	2,9	Palmar	
0,7	0,9	4,3	R. del Bonete	Diciembre 19
0,7	1,7	2,7	Baygorria	
0,9	1,8	2,5	Palmar	
0,8	1,8	2,4	R. del Bonete	Enero 20
0,7	1,7	2,6	Baygorria	
0,7	1,8	2,6	Palmar	
0,7	1,9	2,4	R. del Bonete	Febrero 20
0,6	1,6	2,8	Baygorria	
0,7	1,6	2,9	Palmar	
0,4	0,9	4,8	R. del Bonete	Julio 20
0,5	1,2	3,6	Baygorria	
0,5	1,5	3,2	Palmar	
0,3	0,9	5,0	R. del Bonete	Setiembre 20
0,6	1,2	3,7	Baygorria	
0,6	1,4	3,0	Palmar	



Anexo 3- Organismos pertenecientes al filo Rotifera **A:** *Pompholyx complanata* (largo 29 μm), **B:** *Filinia* sp. (56 μm), **C:** *Keratella cochlearis* (65 μm), **D:** *Keratella americana* (79 μm), **E:** *Collotheca* sp. (57 μm), **F:** *Brachionus calyciflorus* (240 μm); a la subclase Copepoda **G:** Larva Nauplius (92 μm), **H:** Copepodo cyclopoide (430 μm); al suborden Cladocera **I:** *Bosmina* sp. (161 μm), **J:** *Bosminopsis deitersi* (155 μm), **K:** *Alona* sp. (147 μm) y larva del molusco *Limnoperna fortunei* (**L**) (133 μm).

Anexo 4-Tabla de presencia/ausencia de especies de zooplancton en Rincón del Bonete (X), Baygorria (Y) y Palmar (Z).

	Ene 19	Feb 19	Mar 19	Jul 19	Set 19	Dic 19	Ene 20	Feb 20	Jul 20	Set 20
ROTIFERA										
<i>Ascomorpha ovalis</i>	X									
<i>Ascomorpha</i> sp.	Z	XYZ	Y		XY	YZ	XY			XYZ
<i>Asplanchna</i> sp.	XZ									

<i>Bdelloidea spp.</i>				Z	Z			XZ	YZ	Y
<i>Brachionus angularis</i>		X	XZ							
<i>Brachionus calyciflorus</i>	XZ	XZ		X	XYZ		XY	YZ	Z	X
<i>Brachionus caudatus</i>	XZ	XZ	Z							
<i>Brachionus patulus</i>	Z	X			Z					
<i>Cephalodella sp.</i>	YZ	Y								
<i>Collotheca sp.</i>	Z		X	X	XYZ		XY	XYZ	XZ	XZ
<i>Conochilus coenobasis</i>	XYZ	XYZ	Z							
<i>Euchlanis dilatata</i>	XYZ	XYZ	XYZ				XYZ	XYZ		
<i>Filinia longiseta</i>	Z	Z	Z		Z	Z	YZ	XYZ		
<i>Filinia sp.</i>	Z	XZ				X	Z			
<i>Filinia terminalis</i>					X					
<i>Kellicottia bostoniensis</i>				Z						
<i>Kellicottia sp.</i>							XY		Z	
<i>Keratella americana</i>	YZ	XYZ	YZ			Z	XYZ	YZ	YZ	YZ
<i>Keratella cochlearis</i>	XYZ	XYZ	YZ	XZ	XZ	XYZ	XYZ	XYZ	YZ	YZ
<i>Keratella tropica</i>	XY	XYZ	Y	XZ	XYZ		X	XY	Z	Z
<i>Lecane bulla</i>	Y	Y	Z		Z					
<i>Lecane sp1.</i>	XYZ	XY	Z	X			XYZ	XY		XYZ
<i>Lecane sp2</i>	XZ	XYZ	Z				X			
<i>Lecane sp3</i>	X	YZ			YZ			Z	X	
<i>Lepadella sp.</i>	Z	X	Y	XY	X					
<i>Notholca sp.</i>					XZ		X			
<i>Ploesoma hudsoni</i>	XYZ	XYZ	XYZ	XYZ	XYZ	YZ	XYZ	XYZ	Z	Z
<i>Polyarthra sp.</i>	XZ	XYZ	ZY	XZ	XZ	XYZ	XYZ	XYZ	XZ	XYZ
<i>Pompholyx complanata</i>	XYZ	XYZ	ZY	Z	XZ	XYZ	XYZ	XYZ	XYZ	YZ
<i>Pompholyx sulcata</i>	X	XZ								
<i>Proales sp.</i>	Z	Z								
<i>Synchaeta sp.</i>							XY		Y	
<i>Synchaeta stylata</i>	XYZ	XYZ	XYZ	X	XYZ	YZ	XYZ	XZ	Z	YZ
<i>Trichocerca sp.</i>	YZ	XYZ	ZY		XY	Z	XYZ	XYZ	XZ	YZ
<i>Trichotria sp.</i>									Z	
CLADOCERA										
<i>Alona sp.</i>	Y			Z	XYZ	YZ			Z	
<i>Bosmina sp.</i>	XYZ	XYZ	XYZ	XYZ	Z	XZ	XYZ	XYZ		
<i>Bosminopsis deitersi</i>	XYZ	XYZ	XYZ			XYZ	XYZ	XYZ		
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	XYZ	XZ	Z			XZ				
<i>Daphia sp.</i>			Y	Z						
<i>Diaphanosoma fluviatile</i>	XZ	XZ	XYZ	X	XZ	XYZ	XYZ	XYZ		
<i>Macrothricidae</i>				Z						
<i>Moina sp.</i>		Z			Z	XYZ				
COPEPODA										

Nauplio	XYZ	XYZ	XYZ	XYZ	XYZ	XYZ	XYZ	XYZ	XYZ	XYZ
Copepodito ciclopoide	XYZ	XYZ	XYZ	XYZ	XYZ	XYZ	XYZ	YZ	Z	YZ
Copepodito calanoide	XYZ	XYZ	XYZ	XY	XYZ	XYZ	XZ	XYZ	XYZ	XYZ
Calanoide	X	X		Z		XYZ	XZ	XYZ		XYZ
Cyclopoide	X		Z	Y	X	XZ	XZ	XYZ	Z	YZ
MEROPLANCTON										
<i>Limnoperna fortunei</i>	XYZ	XYZ	XYZ			XYZ	XYZ	XYZ	Z	YZ