

FACULTAD DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGÍA



Universidad de Granada

**BIODIVERSIDAD DEL ZOOPLANCTON DE LAGUNAS CON DISTINTAS
CARACTERÍSTICAS AMBIENTALES: PATRONES Y CONSECUENCIAS
ANTE EL CAMBIO GLOBAL**

PATRICIA GUTIÉRREZ PAREJO

TUTORES: JOSÉ MARÍA CONDE PORCUNA

Y

ELOÍSA RAMOS RODRÍGUEZ

GRANADA, Febrero 2019

APORTACIÓN DEL ESTUDIANTE Y DECLARACIÓN DE ORIGINALIDAD

• Relación del TFM con la temática del máster:

Las actividades realizadas durante el proyecto se han podido relacionar con conceptos adquiridos principalmente en las siguientes asignaturas impartidas en el máster: Biología y conservación de cursos de agua, Cambio Global, Controles ambientales y estrés en ecosistemas, Diseño experimental, muestreo y análisis de datos.

• Enfoque del TFM:

Proyecto de investigación científica.

• Diseño del estudio:

No participó. Este trabajo de Fin de Máster está enmarcado en el proyecto de Tesis Doctoral "Los huevos de resistencia del zooplancton como herramienta para la evaluación de impactos del cambio global sobre la biodiversidad" del doctorando Gerardo Guerrero Jiménez. Universidad de Granada.

• Toma de datos:

No contribuyó en la toma de muestras *in situ* de zooplancton ni de las variables ambientales en las lagunas objeto de estudio. Los datos de las variables ambientales PT y NT de 4 de las lagunas de la Charca Suárez (El Taraje, El Trébol, Aneas y El Lirio) fueron cedidos por el prof. D. Juan Manuel Medina Sánchez (proyecto de investigación: Metabolismo de los ecosistemas acuáticos del sur de la Península Ibérica: nuevos equilibrios frente al cambio global (METAS), Ministerio de Economía y Competitividad. Proyectos RETOS, CGL2015-67682-R).

• Análisis de datos:

Contribuyó al 100%, con correcciones y aclaraciones de los tutores.

• Redacción de la memoria:

Contribuyó al 100% con revisiones por parte de los tutores.

La alumna, D^a Patricia Gutiérrez Parejo, garantiza, al firmar este Trabajo Fin de Máster, que este trabajo de investigación ha sido realizado respetando los derechos de otros autores a ser citados, cuando se han utilizado sus resultados o publicaciones.

Granada, a 19 de Febrero de 2019.

Fdo.:



La alumna, Patricia Gutiérrez Parejo

ABREVIATURAS

ANOVA: Análisis de la varianza

BG: Laguna de Borreguil

Cl- α : Clorofila a

CS: Charca Suárez

NT: Nitrógeno total

PT: Fósforo total

RS: Laguna de Río Seco

RSI: Laguna de Río Seco Inferior

SN: Sierra Nevada

W: Peso seco

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	2
1.1. Características generales del área de estudio.....	3
1.1.1. Lagunas de Sierra Nevada.....	3
1.1.2. Lagunas de Charca Suárez.....	4
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	6
2.1. Metodología de muestreo.....	6
2.2. Datos de campo y muestreo.....	8
2.2.1. Muestreo de variables ambientales.....	9
2.2.2. Muestreo de zooplancton.....	9
2.3. Medidas ex situ.....	10
2.3.1. Análisis de muestras de zooplancton.....	10
2.3.2. Identificación taxonómica.....	10
2.3.3. Estimación de la biomasa del zooplancton.....	11
2.3.4. Tratamiento de los datos.....	11
2.3.4.1. Cálculo de riqueza y diversidad.....	12
2.3.4.2. Análisis estadístico de los datos.....	12
3. RESULTADOS.....	13
3.1. Generalidades de especies.....	13
3.2. Riqueza y diversidad local.....	14
3.3. Variabilidad inter-regional.....	15
3.3.1. Diferencias ambientales entre lagunas.....	15
3.3.1.1. Estado trófico.....	21
3.3.2. Abundancia y biomasa del zooplancton.....	22
3.3.3. Riqueza y diversidad interregional.....	25
3.4. Relaciones entre los parámetros biológicos y ambientales.....	26
4. DISCUSIÓN.....	29
5. CONCLUSIONES.....	33
6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	34

ANEXOS

ANEXO I. TABLAS

Tabla 1. Especies presentes en la laguna Rio Seco Inferior (Sierra Nevada).

Tabla 2. Especies presentes en la laguna Rio Seco (Sierra Nevada).

Tabla 3. Especies presentes en la laguna de Borreguil (Sierra Nevada).

Tabla 4. Especies presentes en las lagunas de Álamo, Taraje, Trébol, Aneas, Lirio (Charca Suárez).

Tabla 5. ANOVA.

ANEXO II. IMÁGENES DE LAS ESPECIES DE ZOOPLANCTON RECOGIDAS EN EL LABORATORIO

RESUMEN

En el presente trabajo experimental se llevó a cabo un estudio de las comunidades de zooplancton (rotíferos y cladóceros), de los cambios poblacionales y su composición, abundancia y número de especies como uno de los indicadores biológicos del cambio trófico de lagunas con diferentes características ambientales; lagunas de alta montaña procedentes de Sierra Nevada y lagunas costeras someras del complejo lagunar Charca Suárez (Motril). Para ello, se efectuaron cuatro muestreos repartidos entre los meses de julio y octubre para las lagunas de Sierra Nevada y un único muestreo puntual en agosto para las lagunas de Charca Suárez. En estos muestreos, se procedió a la determinación "in situ" de variables fisicoquímicas como la alcalinidad, conductividad, pH y temperatura, así como a la estimación de las concentraciones de nitrógeno y fósforo total y clorofila a. Además, se procedió a la recogida de muestras de zooplancton en cada laguna objeto de estudio. Las lagunas de Sierra Nevada presentan aguas más ácidas (6,8-7,7) de menor temperatura (10,17-10,76°C), baja alcalinidad (0,23-0,36 meq/L), conductividad (16,3-58,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y generalmente oligotróficas con bajas concentraciones de *Cl-a* (0,66-23,07 $\mu\text{g}/\text{L}$), mientras que en las lagunas de Charca Suárez las aguas son más básicas (8-9,2), con valores altos de alcalinidad (3-5,15 meq/L), de conductividad (800-4400 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y eutróficas con altas concentraciones de *Cl-a* (6-46 $\mu\text{g}/\text{L}$) y de nutrientes (> 900 $\mu\text{g}/\text{L NT}$). La distinta composición zooplanctónica de las dos regiones pone de manifiesto el diferente origen que poseen, con diferencias en la diversidad y riqueza de cladóceros, en la abundancia total, con mayores individuos por litro de rotíferos y mayor biomasa de rotíferos en Charca Suárez y presencia de cladóceros en Sierra Nevada, siendo estos factores un excelente criterio para la caracterización del estado trófico en las lagunas de cada región.

Palabras clave: zooplancton, lagunas, diversidad, estado trófico.

ABSTRACT

In the present experimental work, a study of the zooplankton communities of the population changes and their composition, abundance and number of species as one of the biological indicators of the trophic change of lagoons with different environmental characteristics was studied. The high mountain lagoons from Sierra Nevada and shallow coastal lagoons from Charca Suárez (Motril). For this, four samplings were carried out between the months of July and October for Sierra Nevada lagoons and a single sampling in August for Charca Suárez lagoons. In these samplings, we proceeded to the determination "in situ" of physicochemical variables such as alkalinity, conductivity, pH and temperature, as well as total nitrogen and total phosphorus and chlorophyll a concentrations. In addition, zooplankton samples were collected in each lagoon under study. The collected data, in general, denote more acidic waters (6,8-7,7) lower temperatures (10,17-10,76°C), low alkalinity (0,23-0,36 meq / L), conductivity (16.3-58.2 $\mu\text{S} / \text{cm}$) and oligotrophic with low concentrations of *Cl-a* (0,66-23,07 $\mu\text{g}/\text{L}$) in the Sierra Nevada lagoons, while in the lagoons of Charca Suárez the waters are more basic (8-9.2), with high values of alkalinity (3-5,15 meq / L) conductivity (800-4400 $\mu\text{S} / \text{cm}$) and eutrophic waters, with high concentrations of *Cl-a* (6-46 $\mu\text{g} / \text{L}$) and nutrients (> 900 $\mu\text{g} / \text{L NT}$) . The different zooplanktonic composition of the two regions shows the different origin they have, with differences in the diversity and richness of cladocerans, in the total abundance, with more individuals per liter of rotifers in Charca Suárez and presence of cladoceros in Sierra Nevada, these factors being an excellent criterion for the characterization of trophic status in the lagoons of each region.

Key words: zooplankton, lagoons, diversity, trophic state.

1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas hemos podido observar cambios en los patrones de temperatura y precipitación global drásticos como consecuencia del cambio climático, causados principalmente por la actividad humana (Meehl et al., 2007), los cuales producen múltiples alteraciones en los ecosistemas, en su funcionamiento, su estructura ecológica y en su biodiversidad.

Las zonas y ecosistemas que podemos considerar como más vulnerables al cambio climático son todos los sistemas que se encuentren aislados, considerando isla en el sentido más amplio (sistemas acuáticos continentales, islas edáficas y los sistemas de alta montaña entre otros) e incluyendo del mismo modo a los ecotonos y zonas de transición entre sistemas. Por tanto, los ecosistemas que se verán más afectados serán los sistemas endorreicos, lagos, ríos, humedales, todo sistema que necesite de aportes subterráneos y lagunas, tanto costeras como de alta montaña (Moreno et al., 2005). Pasando muchos de estos de ser sistemas permanentes a estacionales e incluso pudiendo llegar a desaparecer.

Debido a las características propias de las lagunas, que no se encuentran en otros cuerpos de agua, se consideran centinelas del cambio global. Tamaños de cuenca menores con poca profundidad, mayor aislamiento donde se producen fuertes oscilaciones de la lámina de agua y ausencia de determinados grupos tróficos son peculiaridades distintivas de estos sistemas (Rodríguez et al., 2004). En particular, las lagunas de alta montaña, por su carácter remoto (encontrándose alejadas de la influencia antrópica) y oligotrófico (valores de producción primaria muy bajos), son muy sensibles al impacto del cambio global, convirtiéndolas en sensores óptimos (Zamora et al., 2015). Son sistemas que se encuentran en condiciones prístinas, por tanto, cualquier alteración que se produzca se verán reflejados los efectos y además, adquieren gran importancia en los sistemas análogos de más baja altitud (Morales et al., 1985).

Para poder cuantificar los cambios o alteraciones que se producen en estos sistemas, se evalúa su estado ecológico, el cual se define como una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos a partir de la evaluación de una serie de elementos de calidad biológica (art.3.18 RD 817/2015). Según la Directiva Marco del Agua (DMA), entre estos se encuentran los macroinvertebrados, peces, fitoplancton, macrófitos y fitobentos, además de datos de calidad químicos y e hidromorfológicos que lo sustentan (Anexo V, 2000/60/CE). Sin embargo, uno de los elementos biológicos que no está incluido en esta lista, a pesar de ser un componente clave en la red trófica pelágica (Jeppesen et al., 2011), es el zooplancton. Este es la parte del plancton animal que constituye un eslabón entre el fitoplancton y los consumidores secundarios (Conde-Porcuna et al., 2004). Las comunidades de zooplancton dulceacuícolas están constituidas normalmente por rotíferos y crustáceos (cladóceros y copépodos).

Su ausencia en esta serie de elementos de calidad biológica genera controversia entre diferentes autores. Muchos estudios han examinado cambios en la composición de las poblaciones del zooplancton con los cambios en el estado trófico de lagos, por tanto, muchos investigadores ecólogos apoyan su utilización como elemento indicador biológico de la calidad de las aguas (Caroni & Irvine, 2010; Davidson et al., 2011; Jeppesen et al., 2011; Ejsmont-Karabin, 2012). Estos mismos autores

sugieren argumentos para dar explicación a la exclusión del zooplancton como bioindicador en la Directiva Marco del Agua (DMA), entre ellos estaría la difícil interpretación de su respuesta ante los efectos antropogénicos ya que ocupa un espacio intermedio en la red trófica donde su actividad toma importancia entre la producción primaria (fitoplancton) y niveles tróficos superiores, además, añaden la poca información existente en el estudio de estas comunidades (García-Chicote, 2015) a la hora de redactar la Directiva. Sin embargo, existen otros argumentos, también apoyados por los autores citados anteriormente, a favor de la utilización de las comunidades del zooplancton como bioindicador, tales como la sensibilidad que tienen estos organismos al cambio de estado trófico de las aguas debido a su tamaño corporal y sus elevadas tasas metabólicas (Park & Marshall, 2000), por lo que mostrarán una rápida respuesta a las alteraciones que se produzcan en su hábitat; su importante papel en la transferencia de energía en la red trófica y en el ciclo de nutrientes (Caroni & Irvine, 2010), y además, por la distribución que tienen estos organismos que están en los ecosistemas acuáticos de todo el mundo. Por tanto, la composición específica del zooplancton puede ser un excelente criterio para caracterizar el estado trófico de los sistemas acuáticos (Conde-Porcuna et al., 2004).

En el presente trabajo, centraremos nuestro estudio en el análisis de las comunidades de zooplancton (cladóceros y rotíferos), en los cambios poblacionales y en su composición (abundancia y número de especies) como uno de los indicadores biológicos del cambio trófico de las aguas presentes en las lagunas de alta montaña de Sierra Nevada y las lagunas costeras de Charca Suárez, donde se encuentran los ecosistemas mencionados anteriormente.

Debido al gran interés ecológico de estos ecosistemas lagunares de alta montaña y costeros, resulta necesario llevar a cabo estudios de seguimiento ambiental para conocer sus características ecológicas y poder desempeñar una adecuada gestión y conservación de los mismos. Por ello, hemos procedido al análisis de ciertas variables que definieran bien los cambios producidos en el agua de estos ecosistemas durante el periodo libre de hielo en las lagunas de Sierra Nevada. Con respecto a las lagunas de Charca Suárez, tenemos un muestreo puntual en agosto que ayudará al mejor conocimiento de esta zona y a la elaboración por primera vez de un listado de especies de zooplancton.

- **Objetivo del trabajo:** Analizar el zooplancton como indicador del estado ecológico de diferentes ecosistemas acuáticos con distinto grado de antropización.

Para alcanzar este objetivo es necesario desarrollar los siguientes objetivos específicos:

- I. Analizar la riqueza y diversidad de especies del zooplancton en las lagunas objeto de estudio.
- II. Relacionar la riqueza y diversidad de especies del zooplancton con los caracteres ambientales.
- III. Elaborar el primer listado de especies de zooplancton del complejo lagunar "Charca Suárez".
- IV. Establecer la respuesta específica de distintos grupos taxonómicos del zooplancton ante variables fisicoquímicas.

- **Hipótesis:** Cabe esperar que la diversidad y riqueza del zooplancton sea mayor en lagunas con un menor grado de antropización que en lagunas con influencia antrópica.

1.1 Características generales del área de estudio

Este estudio se ha realizado en dos zonas diferentes de Granada. Por un lado, se han analizado algunas lagunas de alta montaña situadas en Sierra Nevada y por otro lado, se han analizado lagunas costeras localizadas en el municipio de Motril, más concretamente en el complejo lagunar de Charca Suárez (Figura 1), lagunas situadas a nivel del mar y con alta influencia antrópica. Por tanto, nos encontramos con lagunas de diferentes características ambientales, que serán objeto de nuestro estudio.

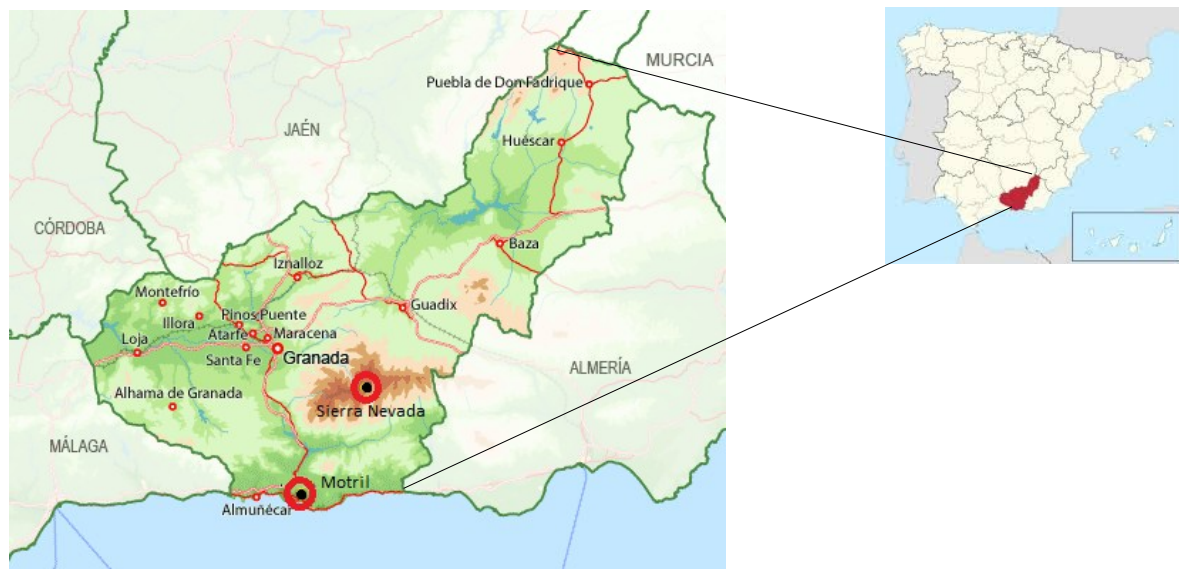


Figura 1. Localización de las dos zonas de estudio (Sierra Nevada y Motril) en la provincia de Granada.

Fuente: wikipedia.org.

1.1.2. Lagunas de Sierra Nevada

Se analizaron tres lagunas de alta montaña del Parque Nacional de Sierra Nevada, situado mayoritariamente en la provincia de Granada y en Almería en su parte más oriental. Entre estas lagunas se encuentran las denominadas Río Seco, Río Seco Inferior y Borreguil.

Por un lado, tenemos las lagunas del circo glaciar de Río Seco, situadas en el Valle de Poqueira, el cual está delimitado por los crestones y raspones de Río Seco y Loma Pelada, donde podemos encontrar un total de cuatro lagunas de las cuales se han muestreado dos de ellas (Río Seco y Río Seco Inferior). Estas tienen una altitud de 2987 m y 2964 m y unas coordenadas de 37°03'07,45"N, 3°20'44,31" O y 37°03'06,04"N, 3°20'31,10" O respectivamente.

Por otro lado, tenemos la laguna de Borreguil que está situada en el Valle de Trevélez en la zona noreste del Mulhacén, donde forma parte de un complejo lagunar de siete lagunas. Tiene una altitud de 2968 m y unas coordenadas de 37°03'09,71"N, 3°17'59,11"O.

Estas lagunas objeto de estudio se sitúan dentro del macizo montañoso de Sierra Nevada, perteneciente al conjunto de cordilleras penibéticas, con unas coordenadas que van de los 36°55' y 37°15' de latitud Norte y los 2°37' y 3°40' de longitud Oeste. Este macizo representa el refugio glacial más meridional de Europa, donde se conforman circos, valles glaciares y nichos de nivación que, tras la retirada de los hielos, dieron lugar a las lagunas de aguas dulces y baja mineralización que actualmente se establecen sobre estas formaciones (Morales-Baquero, 1985).

En Sierra Nevada, la morfogénesis glacial ha formado unas cincuenta de estas cubetas localizadas entre los 2800 y 3040 m de altitud donde su área de distribución abarca desde el cerro del Caballo, en la parte más occidental, hasta el picón de Jeréz, en la parte más oriental. La localización de estas lagunas (punto más meridional de Europa hasta donde llegaron las glaciaciones) determina que tengan largos periodos libre de hielo que oscila entre unos cinco o seis meses desde mayo-junio hasta octubre-noviembre (Sánchez-Castillo, 1988).

Estas cubetas son alimentadas por aportes superficiales de escorrentía y deshielo (Consejería de Medio Ambiente, 2006) y aunque la mayoría de ellas son permanentes, hay muchas de ellas que están sujetas a las fluctuaciones sobretodo en periodo estival ya que dependerá de su localización y características morfométricas (lagunas de baja altitud con un tamaño de cubeta reducido y poco profundo, tendrá más posibilidades de desecación).

Otra de las características de estas lagunas de alta montaña es la baja concentración de clorofila a, que confiere a la mayoría de estos medios acuáticos el carácter de oligotrófico. Las bajas concentraciones de clorofila a (frecuentemente inferiores a los 3 mg/m³) (Consejería de Medio Ambiente, 2006) responden a un reducido aporte de materia orgánica y, por consiguiente, de nutrientes. Sin embargo, en un reciente estudio llevado a cabo por investigadores de la Universidad de Granada (Villar-Argaiz et al.,2015), se demuestra que las crecientes entradas de polvo sahariano rico en nutrientes, sumado al incremento de temperaturas que se han registrado del año 2005 al 2015 en Sierra Nevada, están provocando aumentos en la producción primaria que crean afecciones en la red trófica de estos ecosistemas acuáticos.

Respecto a la vegetación litoral, en general, no hay mucha abundancia en las lagunas. Se distinguen briófitos, algas verdes filamentosas (cignematáceas) y agrupaciones filamentosas de diatomeas. En la laguna de Río Seco nos encontramos con una vegetación formada por algas verdes principalmente; en Río Seco Inferior además de algas verdes podemos encontrarnos con vegetación briofítica y por último en Borreguil lo que más abunda son las algas verdes y las cianófitas (Morales-Baquero, 1985).

1.1.3 Lagunas de Charca Suárez

Se analizaron lagunas costeras pertenecientes al complejo lagunar “Charca Suárez”, declarada como Reserva Natural Concertada mediante Acuerdo de 17 de febrero de 2009, del Consejo de Gobierno (BOJA núm. 49, de 12/03/2009), que corresponden con los Humedales del flanco izquierdo del río Guadalfeo (Motril) situados en la parte central de la comarca de la costa granadina a 150 metros de la playa del Poniente.

Las lagunas que se establecen en este complejo ocupan 13,78 ha de superficie de cubeta, tienen una altitud de 2,5 m y unas coordenadas de 36°43'28,66"N, 3°32'27,34 "O.

El origen de la formación de estos humedales viene de los aportes detríticos de la extensa llanura aluvial procedente del sistema fluvial del río Guadalfeo. El cauce del río ha ido variando su punto de desembocadura de forma natural hasta su encauzamiento definitivo más reciente. Las lagunas de este complejo se alimentan a través del acuífero Motril-Salobreña, el cual es alimentado a través de la infiltración del aporte de los ríos, por escorrentía y alimentación lateral a través del acuífero alpujárride y tiene descargas por bombeo para abastecimiento, salida de manantiales y descarga subterránea hacia el mar (Consejería de Medio Ambiente, J.A. 2009).

En consecuencia, aunque las lagunas estén cerca de la costa, no se observa una salinidad alta en ellas, ya que no se aprecian atisbos de intrusión marina en la zona de los humedales. Por tanto, nos encontramos con humedales freáticos costeros de aguas dulces.

Por otro lado, estos humedales constituyen un ecosistema de gran variabilidad ambiental que a su vez se traduce en sistemas muy productivos con gran biodiversidad y variedad de escenarios ambientales que sirven de asentamiento y crianza de muchas especies (Odum et al,1979).

Con respecto a la vegetación, podemos encontrar gran variedad de comunidades vegetales acuáticas de hidrófitos, heliófitos y freatófitos; además de amplias comunidades subacuáticas, las cuales están formadas por las especies *Chara vulgaris longibracteata*, *Potamogeton pectinatus* y *Ceratophyllum demersum*, siendo la especie más importante por su grado de amenaza *Zannichelia contorta*, catalogada como “vulnerable” en el Libro Rojo de la Flora Vasculosa Española, ya que es en el único punto donde se puede encontrar de toda la costa granadina (Ortega et al., 2004).

En relación a la fauna, se encuentra una variada presencia de especies de anfibios y reptiles que colonizan estos humedales. Por un lado, especies como *Hyla meridionalis*, *Bufo bufo*, *Mauremys leprosa*, *Natrix maura* y *Natrix natrix*, que requieren de aguas permanentes y por otro lado, especies que se relacionan con un encharcamiento temporal de la zona, tales como *Bufo calamita*, *Pelobates cultripes*, *Rana perezi* y *Pleurodeles walt* (Consejería de Medio Ambiente, J.A. 2009).

Es muy importante destacar las especies de aves, ya que la Charca Suárez constituye un entorno de reproducción, descanso y alimentación durante los pasos migratorios. Existen especies de aves como *Oxyura leucocephala* (malvasía cabeciblanca), *Marmaronetta angustirostris* (Cerceta pardilla) y *Aythya nyroca* (Porrón pardo) y *Fulica cristata* (focha moruna) que se encuentran en peligro de extinción y realizan su nidificación en esta zona de humedales; y otras muchas especies que utilizan este hábitat como zona de reproducción, *Circus aeuruginosus* (Aguilucho lagunero), *Himantopus himantopus* (Cigüeñuela), *Charadrius dubius* (Chorlito chico), *Anas platyrhynchos* (Ánade real), *Anas strepera* (Anas strepera), *Gallinula chloropus* (Polla de agua), *Fulica atra* (Focha común), *Tachybaptus ruficollis* (Zampullín chico), *Porphyrio porphyro* (Calamón), *Aythya ferina* (Porrón común), *Ardea purpurea* (Garza imperial) y *Ixobrychus minutus* (Avetorillo) (Consejería de Medio Ambiente, J.A. 2009).

Por todo esto es importante destacar el gran valor paisajístico de este tipo de ecosistemas que lo hacen valioso para su estudio. Además, hasta la fecha, no existen estudios relacionados con las poblaciones de zooplancton en esta zona, por lo que el TFM contribuirá en este sentido.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Metodología de muestreo

La recogida de muestras para este estudio se realizó entre los meses de julio y octubre del 2017, donde se analizaron algunas lagunas de alta montaña de Sierra Nevada (Granada) y las lagunas de la Charca Suárez (Motril).

El muestreo de zooplancton y variables ambientales de las lagunas de Sierra Nevada (Río Seco, Río Seco Inferior y Borreguil) se realizó en 4 días que corresponden con los meses de julio, septiembre y octubre del año 2017.

Se realizó un muestreo en el mes de julio, dos muestreos en el mes de septiembre (a principios y finales del mes) y otro muestreo en el mes de octubre en las lagunas de Río Seco (Figura 3) y Borreguil (Figura 4). En la laguna de Río Seco Inferior (Figura 5) se realizaron tres muestreos que corresponden con los meses anteriores, menos el muestreo que tuvo lugar a finales del mes de septiembre por encontrarse seca. La localización de las lagunas objeto de estudio en Sierra Nevada se muestra en la Figura 2.

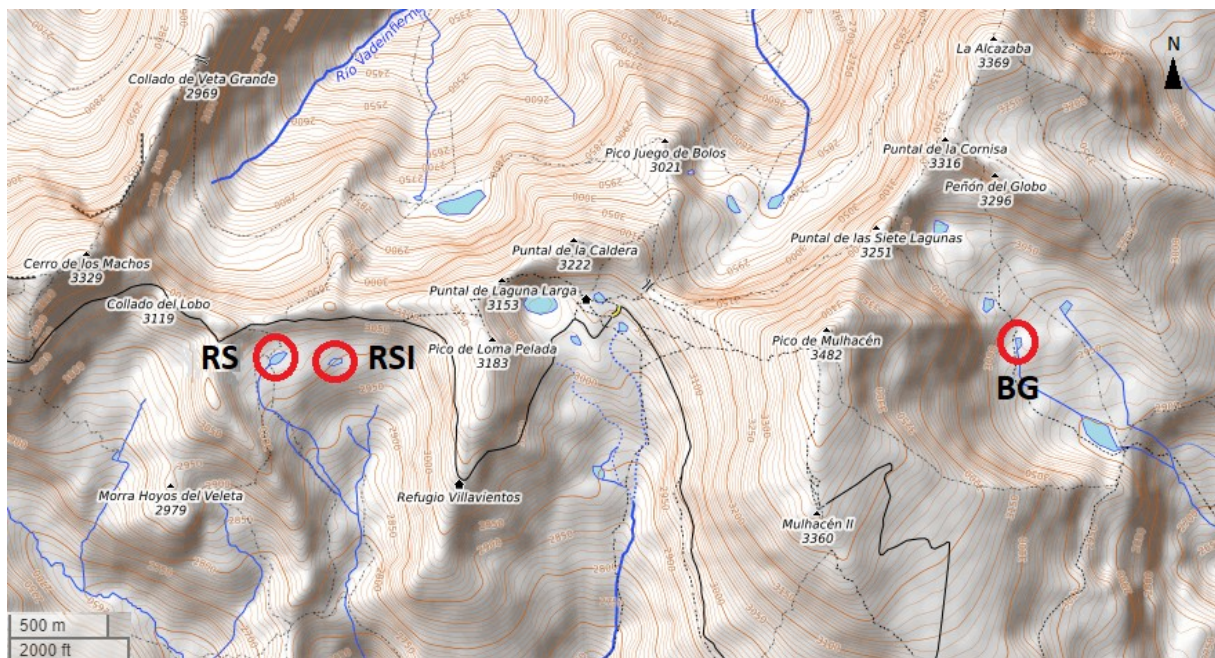


Figura 2. Fotografía aérea de algunas de las lagunas de Sierra Nevada con las estaciones seleccionadas para el estudio (Río Seco; Río Seco Inferior; Borreguil). Fuente: lagunasdesierranevada.es.



Figura 3. Lagunda de Río Seco (7/9/17).
Autor: Gerardo Guerrero.



Figura 4. Laguna de Borreguil (13/7/17).
Autor: Gerardo Guerrero.



Figura 5. Laguna de Río Seco Inferior seca (27/9/17).
Autor: Gerardo Guerrero.

Por otro lado, en dos días de agosto de 2017 se procedió con el análisis extensivo de cinco lagunas procedentes de la zona húmeda “Charca Suárez”, entre las que se encuentran: El Álamo, El Taraje, Trébol, Aneas y Lirio (Figura 6). El 3 de agosto del 2017 se tomaron muestras de las lagunas Álamo (Figura 7), Taraje (Figura 8) y Lirio (Figura 11) situadas en un gradiente Norte-Sur en lado izquierdo del complejo lagunar y la toma de muestras del resto de lagunas que corresponden con Trébol (Figura 9) y Aneas (Figura 10) se realizaron el 7 de agosto del mismo año.



Figura 6. Fotografía aérea de la zona húmeda “Charca Suárez” con la disposición de las estaciones seleccionadas para el estudio. Fuente: Google Earth.



Figura 7. Laguna el Álamo (3/8/14).
 Autor: Gerardo Guerrero.



Figura 8. Laguna el Taraje (3/8/17).
 Autor: Gerardo Guerrero.



Figura 9. Laguna el Trébol (7/8/17).
 Autor: Gerardo Guerrero.



Figura 10. Laguna Aneas (7/8/17).
 Autor: Gerardo Guerrero.



Figura 11. Laguna Lirio (3/8/17).

Autor: Gerardo Guerrero.

2.2. Datos de campo y muestreo

2.2.1. Muestreo de las variables ambientales

En cada uno de los puntos de muestreo se hicieron medidas de toda la columna de agua, donde se midieron las diferentes variables físicoquímicas como temperatura, pH, conductividad, turbidez del agua con una sonda paramétrica, así como la transparencia del agua de las mismas con un disco de visión Secchi. El resto de variables se analizaron a partir de una muestra tomada con una botella hidrográfica tipo Ruttner de 2 litros de capacidad para su posterior análisis en el laboratorio.

2.2.2. Muestreo de zooplancton

La recogida de zooplancton se llevó a cabo a través de dos tipos de muestreo: cualitativo y cuantitativo. El método cualitativo consiste en la recogida de muestras de zooplancton mediante una red estándar tronco-cónica de arrastre vertical de 45 μm de malla y 30 cm de diámetro, haciendo un barrido horizontal y vertical por la laguna, consiguiendo una muestra integrada de toda la columna de agua. La muestra obtenida se deposita en el vértice del cono que es donde quedan retenidos los organismos de zooplancton filtrados. Al ser una muestra cualitativa, no se conocen los litros filtrados por cada muestreo a diferencia de la muestra cuantitativa. Para poder cuantificar la abundancia de las especies de zooplancton, se procedió al muestreo cuantitativo en cada laguna donde se tomó una muestra integrada de 2-5 L (véase Tabla 3.1 y Tabla 4.1 en Anexo I) de la columna de agua a partir de varias muestras discretas de 1 L de capacidad cada una tomadas en diferentes puntos de las lagunas. Para ello se usó una botella hidrográfica (Figura 12) y el agua se filtró a través de un filtro de malla de nylon de 30-40 micras. Las muestras se fijaron con etanol al 70%.

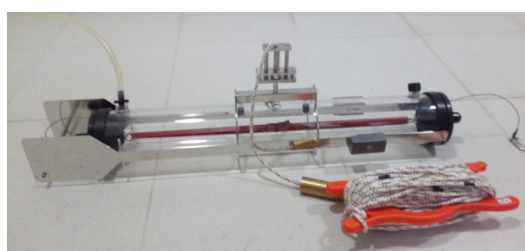


Figura 12. Botella hidrográfica utilizada para el muestreo cuantitativo de zooplancton.

2.3. Medidas ex situ

Una vez en el laboratorio, se midieron la concentración de nitrógeno, fósforo total y clorofila a, a partir de las muestras recogidas sin filtrar mediante espectroscopía UV-VIS, según los métodos APHA (1995). Se filtraron las submuestras para la determinación volumétrica de la alcalinidad total (Metrohm 716 DMS).

2.3.1. Análisis de muestras de zooplancton

Con respecto a las muestras de zooplancton, primero se analizaron las cualitativas de todas las lagunas para tener un mejor criterio de identificación, poder hacer la determinación taxonómica para elaborar un listado con las especies encontradas y tomar las medidas corporales necesarias para el cálculo de la biomasa. Una vez analizadas todas las muestras cualitativas se procedió al análisis de las muestras cuantitativas para realizar recuento de zooplancton y así poder determinar la densidad de cada uno de los taxones encontrados.

Para la identificación taxonómica, se extraían 3 ml de las muestras con pipetas Pasteur y a continuación se observaban con un microscopio óptico invertido modelo Motic AE2000 (Figura 6.izq.). Para el análisis de la muestra cuantitativa, se utilizaron cámaras Utermöhl tubulares de plexiglás de sedimentación de plancton (Figura 6.der.) y se esperó un mínimo de 2 horas para que los organismos de todas las medidas sedimentaran en el fondo de la columna (Utermöhl, 1958). El recuento se realizó contando un total de 100-150 individuos de cada grupo; en general a 200 aumentos. La identificación taxonómica de muchas especies, sobretodo rotíferos, requirió la utilización de aumentos mayores de 400 aumentos para la determinación de caracteres morfológicos específicos.

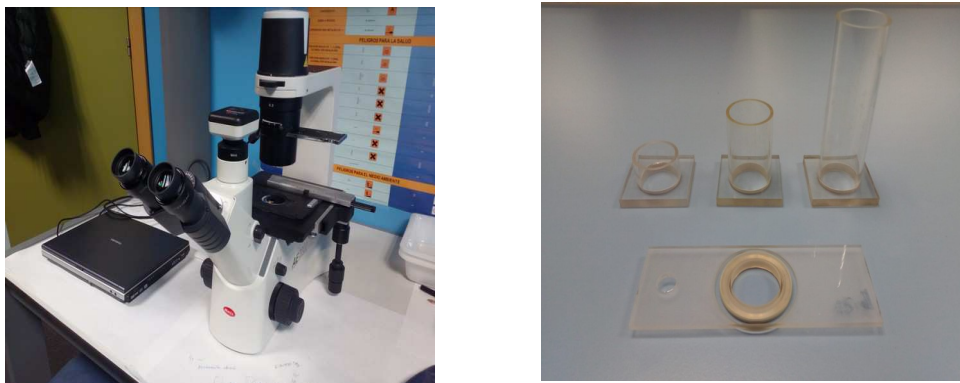


Figura 13. Material para la observación del zooplancton. Microscopio óptico invertido modelo Motic AE2000 (izq) y cámaras Utermöhl tubular de sedimentación de zooplancton (der).

2.3.2. Identificación taxonómica

Se utilizaron manuales específicos para la identificación de cada grupo taxonómico (Koste, 1978; Alonso, 1996), así como tesis doctorales de apoyo (Morales-Baquero, 1985; Cruz-Pizarro, L. 1981; Hernández, V.F., 1986) (Tabla 1). Tanto en rotíferos como en cladóceros, se clasificó a nivel de especie.

En cambio, en copépodos solo se pudo clasificar a nivel de orden, por lo que los resultados de los taxones no se han analizado en este estudio.

Tabla 1. Principales guías utilizadas para el estudio taxonómico del zooplancton.

Guías principales		
Rotíferos	Koste, W.1978.	Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Ein Bestimmungswerk, begründet von MaxVoigt, vol. 1, 2. Überordnung Monogononta (Germany)
Cladóceros	Alonso, M.1996.	Crustacea, Branchiopoda. Fauna Ibérica, vol 57. Ed.: Ramos M.A. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, Madrid.
Documentos de apoyo		
Rotíferos	Morales-Baquero, R.1985.	Estudio de la comunidad de rotíferos monogonontes de las lagunas de alta montaña de Sierra Nevada. Tesis doctoral. Granada.
Cladóceros	Cruz-Pizarro, L.1981.	Estudio de la comunidad zooplanctónica de un lago de alta montaña (La Caldera, Sierra Nevada, Granada).
Cladóceros	Hernández, V.F.1986	Crustáceos Plantónicos y Béntico-Litorales de las lagunas de Sierra Nevada: Taxonomía, Distribución y Ecología. Granada.

Para el análisis taxonómico de las especies de organismos de zooplancton fue necesario el conocimiento de las estructuras corporales de cada grupo, para poder observar las partes que tuvieran morfología discrepante.

2.3.3. Estimación de la biomasa de zooplancton

Para obtener la biomasa de cladóceros se midieron un mínimo de 10 individuos por especie, y en el caso de no encontrar este número, se medían los organismos que estuvieran presentes en la muestra para posteriormente hacer la media.

La biomasa de cada especie se calculó siguiendo las ecuaciones propuestas por Bottrell et al.(1976) para cladóceros:

$$\ln W = 1,7512 + 2,653 * \ln L,$$

siendo W el peso seco (μg) y L la longitud (mm). En el caso de los rotíferos se siguieron los valores de peso seco recogidos en Bottrell et al.(1976). Para calcular la biomasa ($\mu\text{g/L}$), este peso seco se multiplicó por la abundancia ind/L de cada especie (Tabla 3).

2.3.4. Tratamiento de los datos

Los cálculos relacionados con la diversidad de especies y los análisis estadísticos se realizaron mediante el programa R.3.5.2 (R Foundation for Statistical Computing).

Con los datos de abundancia de zooplancton se calcularon la riqueza de especies y la diversidad para posteriormente relacionarlos con las variables ambientales medidas. Para las estimas de riqueza y

diversidad los datos del cuarto día de muestreo se desestimaron ya que al ser demasiado escasos en abundancia y en composición de especies disminuía la fiabilidad de dichas estimas de riqueza y diversidad.

2.3.4.1. Cálculo de riqueza y diversidad

Por un lado, se calculó la riqueza específica de las diferentes especies de zooplancton en base a los individuos de especies contados. Para ello, se utilizó la función *rarefy* del paquete *R vegan*; con este método se calculó la riqueza de especies del zooplancton teniendo en cuenta el esfuerzo de muestreo a través del método de rarefacción (Gotelli & Colwell, 2011):

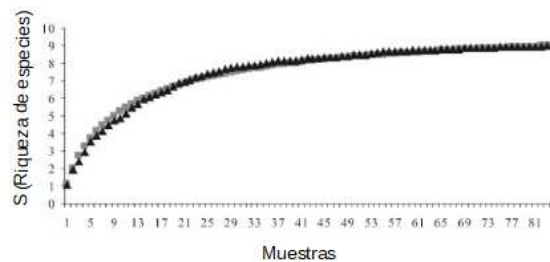


Figura 14 . Ejemplo de curva de rarefacción de la diversidad de especies contenidas en las muestras.

En definitiva, este método calcula el número esperado de especies de cada muestra si todas las muestras estuvieran estandarizadas al mismo tamaño (Moreno,2001).

Por otro lado, la diversidad se calculó en base a los individuos de cada especie por litro, con la función *diversity* del paquete de *R vegan*, utilizando el Índice de Shannon-Wiener (Shannon & Weaver, 1949):

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i \times \log_2 p_i)$$

Este Índice de diversidad mide la información que está contenida en cada individuo (N) perteneciente a muestras que están obtenidas al azar proveniente de una comunidad de la que se conoce el número de especies (S) (García-Chicote, 2015). Por lo tanto, será $H' = 0$ cuando la muestras contengan solo una especie y H' será máxima cuando exista equidad de individuos dentro de una comunidad de S especies, es decir, la misma distribución de abundancias (Moreno,2001).

2.2.4.2. Análisis estadístico de los datos

Una vez obtenidos los valores de riqueza y diversidad, con el mismo programa, utilizando el paquete *R commander*, se hicieron ANOVA de un factor para ver diferencias entre regiones (Sierra Nevada y Charca Suárez) para los parámetros antes mencionados. En concreto, se utilizaron como variables respuesta las diferentes variables de diversidad total (cladóceros más rotíferos) y diversidad de

rotíferos, así como con la riqueza total y la riqueza de rotíferos. Como factor se consideró la región de estudio. En todos los casos el nivel de significación fue $\alpha = 0.05$.

Se comprobaron las asunciones de normalidad para los residuales utilizando el test de *Shapiro-Wilk*, y homocedasticidad de variables ($p > 0.05$) con el test de *Levene*. En el caso de que los datos no presentaran una distribución normal u homogeneidad de varianzas, se convertían a logaritmos las variables ($x = \log x$). Para las variables con valores < 1 se convertían en logaritmos de la siguiente forma: $x = \log(x + 1)$.

En total se hicieron nueve ANOVA de un factor, con los datos de diversidad total, riqueza total, diversidad de rotíferos y riqueza de rotíferos incluyendo la laguna de Río Seco Inferior (RSI) y sin incluirla, ya que debido a la escasez de datos presente en esta laguna, variaban de forma considerable los valores de riqueza de especies en el resto de lagunas. Además se hicieron ANOVA's con la abundancia y biomasa total, de rotíferos y de cladóceros y por otro lado de las variables ambientales con las dos regiones.

A continuación, se realizaron correlaciones simples (coeficiente de correlación de Pearson) utilizando las diversidades y riquezas, además de la abundancia y biomasa de especies con todas las variables ambientales. Luego, se realizaron regresiones lineales utilizando las variables respuesta antes comentadas para, posteriormente, seleccionar mediante regresión por pasos aquellas variables ambientales que mayor relación pudieran tener. La normalidad de las variables fue igualmente comprobada. Con las variables seleccionadas por pasos, se hicieron correlaciones parciales con los parámetros de diversidad y riqueza, con el fin de controlar el efecto de las otras variables. La significación de las correlaciones (tanto simples como parciales) se corrigió mediante el test secuencial de Bonferroni para correlaciones múltiples (Rice, 1989).

3. RESULTADOS

3.1. Generalidades de las especies

En las lagunas de Sierra Nevada, se hallaron un total de 14 especies de rotíferos de 11 géneros diferentes y la mayoría de las especies pertenecientes al género *Lecane*, además de 4 especies de cladóceros, cada una de un género diferente (Tabla 1, 2 y 3. Anexo I). Con respecto a los rotíferos, se obtuvo una abundancia en RSI, RS y BG de 35,74 ind/L, 38,1 ind/L y 18,61 ind/L respectivamente y una biomasa de 7,77 $\mu\text{g/L}$, 20,37 $\mu\text{g/L}$ y 5,57 $\mu\text{g/L}$. En relación a los cladóceros, se obtuvo una abundancia en RS y BG de 49,6 ind/L y de 28,89 ind/L y una biomasa de 455,23 $\mu\text{g/L}$ y 27,3 $\mu\text{g/L}$. Hallándose las máximas de abundancia y biomasa tanto de rotíferos como de cladóceros en la laguna de Río Seco (Tabla 3). Por otro lado, en las lagunas de Charca Suárez se hallaron un total de 20 especies de rotíferos, con 11 géneros y la mayoría de las especies correspondientes al género *Lecane* (Tabla 4. Anexo I) al igual que en las lagunas de Sierra Nevada. Se obtuvo una abundancia en las lagunas Álamo, Taraje, Trébol, Aneas y Lirio de 359,98 ind/L, 292,5 ind/L, 7070 ind/L, 785,98 ind/L y 2685 ind/L respectivamente. Con respecto a la biomasa se hallaron 98,34 $\mu\text{g/L}$, 18,41 $\mu\text{g/L}$, 1457,7 $\mu\text{g/L}$, 186,9 $\mu\text{g/L}$ y 542,6 $\mu\text{g/L}$ respectivamente. La laguna con mayor individuos por litro y mayor biomasa de rotíferos fue la laguna Trébol (Tabla 3). En el Anexo II se encuentran las imágenes correspondientes a todas las especies identificadas en las diferentes lagunas de estudio.

3.2. Riqueza y diversidad local

En la Figura 15 se muestra los valores de riqueza de especies, tras rarefaccionar a la mayor densidad posible, tanto de rotíferos como de cladóceros de las diferentes lagunas de estudio. Los datos de riqueza de las lagunas de Sierra Nevada (RSI, RS Y BG) corresponden con la media de los diferentes días de muestreo y los datos de las lagunas de Charca Suárez (Álamo, Taraje, Trébol, Aneas y Lirio) corresponden con los datos de riqueza de su único muestreo puntual. En la Figura 15. a) la mayor riqueza de especies se encontró en la laguna de Aneas con un valor de 12,105 especies, seguidas de Borreguil (BG) y Río Seco (RS) con unos valores de 11,33 y 10,98 respectivamente. Por el contrario, la laguna con una menor riqueza de especies fue Río Seco Inferior (RSI) con un valor de 5 especies (Tabla 2. a). Por otro lado, en la Figura 15. b) se muestran los datos de riqueza de especies en las diferentes lagunas sin contar con la laguna RSI, donde la mayor riqueza de especies se encontró de nuevo en la laguna Aneas con un valor de 12,49 especies, seguidas por Borreguil (BG) y Río Seco (RS) con unos valores de 12 y 11,37 respectivamente, en cambio, las lagunas que presentaron menos riqueza fueron Taraje con 6,43 especies y Lirio con 6,64. En general, como se puede observar en la Figura 15, la riqueza de rotíferos es mayor a la de cladóceros, sobretudo en las lagunas de Charca Suárez donde no hay presencia de este grupo.

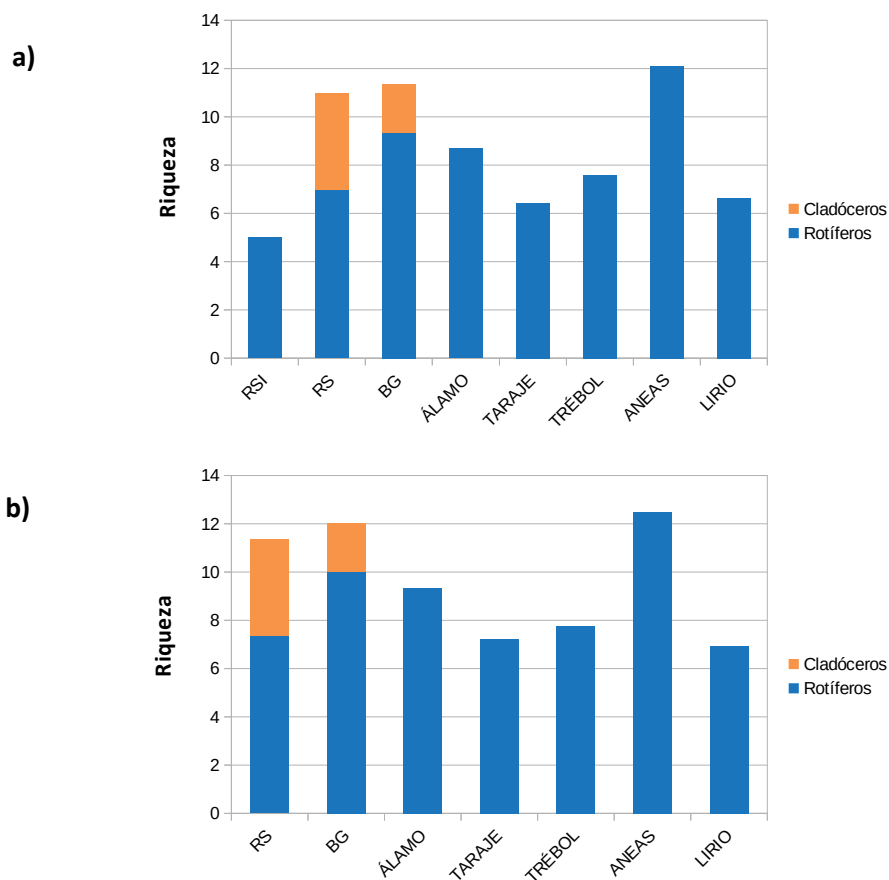


Figura 15. Riquezas de especies de zooplancton (cladóceros y rotíferos) de las diferentes lagunas estudiadas. (a) contando con RSI. (b) sin contar con RSI.

En la Figura 16 se muestra los valores correspondientes con la diversidad obtenida mediante el Índice de Shannon-Wiener. La laguna Aneas fue la que alcanzó mayor diversidad con un valor de 2,05, seguida de Trébol y Borreguil (BG) con unos valores de 1,43 y 1,21 respectivamente. En cambio, en laguna del Taraje es donde se obtuvo una diversidad menor con 0,44. Al igual que la riqueza, como se puede observar en la gráfica, la diversidad de rotíferos es mayor a la de cladóceros (Tabla 2. a).

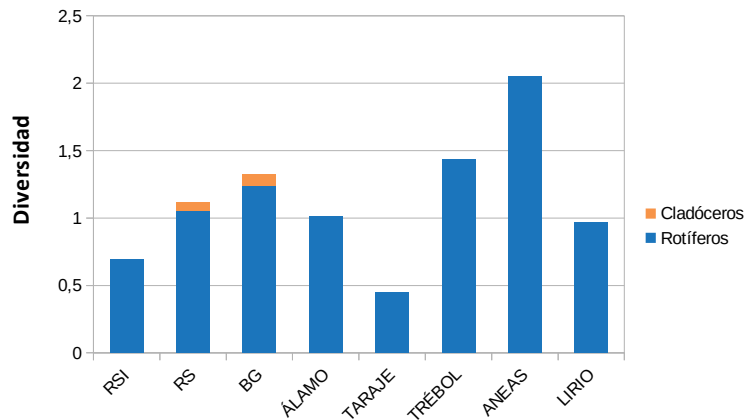


Figura 16. Diversidad del zooplancton (cladóceros y rotíferos) de las diferentes lagunas estudiadas.

3.3. Variabilidad interregional

3.3.1. Diferencias ambientales entre lagunas

Para comprobar las diferencias entre regiones de las variables fisicoquímicas, se realizaron ANOVA de un factor (tabla 5. Anexo I). En general, en el análisis, se observaron diferencias significativas con diferente grado de significación, siendo de más a menos significativas las siguientes variables: Conductividad > Alcalinidad > T° > pH > NT > PT > Cl- α > Profundidad. La única variable que no obtuvo un mínimo de significación fue el área superficial, debido a la pequeña cuenca que poseen todas las lagunas, excepto la laguna Aneas que es la más grande.

En la tabla 2. b) se muestran los valores correspondientes con las diferentes variables ambientales recogidas en Sierra Nevada y Charca Suárez. En general, los valores de todas las variables ambientales son menores en Sierra Nevada que en Charca Suárez.

Tabla 2. Valores de diversidad y riqueza, abundancia (ind/L) y biomasa total ($\mu\text{g/L}$), de rotíferos y cladóceros (a); y variables ambientales y morfométricas de cada laguna estudiada (b).

a)

LAGUNA	Diversidad	Diversidad rotíferos	Diversidad cladóceros	Riqueza	Riqueza rotíferos	Riqueza cladóceros	Abundancia	Abundancia rotíferos	Abundancia cladóceros	Biomasa	Biomasa rotíferos	Biomasa cladóceros
RSI	0,692	0,692	0	5	5	0	35,74	35,74	0	7,77	7,77	0
RS	1,180	1,054	0,0649	8,339	6,982	4	87,56	38,1	49,46	475,59	20,37	455,23
BG	1,206	1,242	0,0852	9,558	9,332	1,999	47,499	18,61	28,89	32,51	5,57	27,23
ÁLAMO	1,009	1,009	0	8,700	8,7	0	359,98	359,98	0	98,34	98,34	0
TARAJE	0,445	0,445	0	6,435	6,435	0	292,5	292,5	0	18,41	18,41	0
TRÉBOL	1,433	1,433	0	7,594	7,594	0	7070	7070	0	1457,7	1457,7	0
ANEAS	2,054	2,054	0	12,105	12,105	0	785,98	785,98	0	186,9	186,9	0
LIRIO	0,966	0,966	0	6,641	6,641	0	2685	2685	0	542,6	542,6	0

b)

LAGUNA	Alcal (meq/L)	Conduct ($\mu\text{S/cm}$)	pH	T° (°C)	Cl a ($\mu\text{g/L}$)	NT ($\mu\text{g-N/l}$)	PT ($\mu\text{g-P/l}$)	Área sup. (ha)	Prof.máx. (cm)	Disco Secchi (%)
RSI	0,23	58.23	6.83	10.76	23,07	NA	NA	0.12	50	100
RS	0,215	25.55	6.97	10,41	0,66	277,52	20,17	0.46	290	100
BG	0,36	16.29	7.65	10.17	0,85	180	26,57	0.18	245	100
ÁLAMO	NA	903	8	37.9	34,03	NA	NA	0.33	30	100
TARAJE	5,15	1573	8,47	20,34	40,65	1904,89	302,85	0.44	50	40
TRÉBOL	3,06	836	8,75	23,42	28,36	1651,30	489,09	0.35	35	14,28
ANEAS	3,94	1004	8,64	23,35	6,61	940,79	988,78	1.12	100	100
LIRIO	3,53	4379	9,18	19,74	45,64	2933,38	533,71	0.19	80	12,5

Datos del Área superficial (ha) tomados del programa Google Earth Pro.

En relación a la temperatura (°C) (Figura 17. a) tomada de la columna de agua de las lagunas, los valores de Sierra Nevada son significativamente menores (10-10,76) que los de Charca Suárez (19,5-38), con una diferencia en las temperaturas mínimas de 9 grados aproximadamente y una diferencia en las máximas de más de 20 grados, alcanzándose estas máximas en la laguna Álamo. Con respecto al pH (Figura 17. b), se muestran valores más ácidos en Sierra Nevada (6,5-7,7) en comparación con las lagunas de Charca Suárez que denotan aguas más básicas (8-9,2), correspondiendo los valores mínimos de los rangos con la laguna de RSI y los valores máximos con la laguna Lirio.

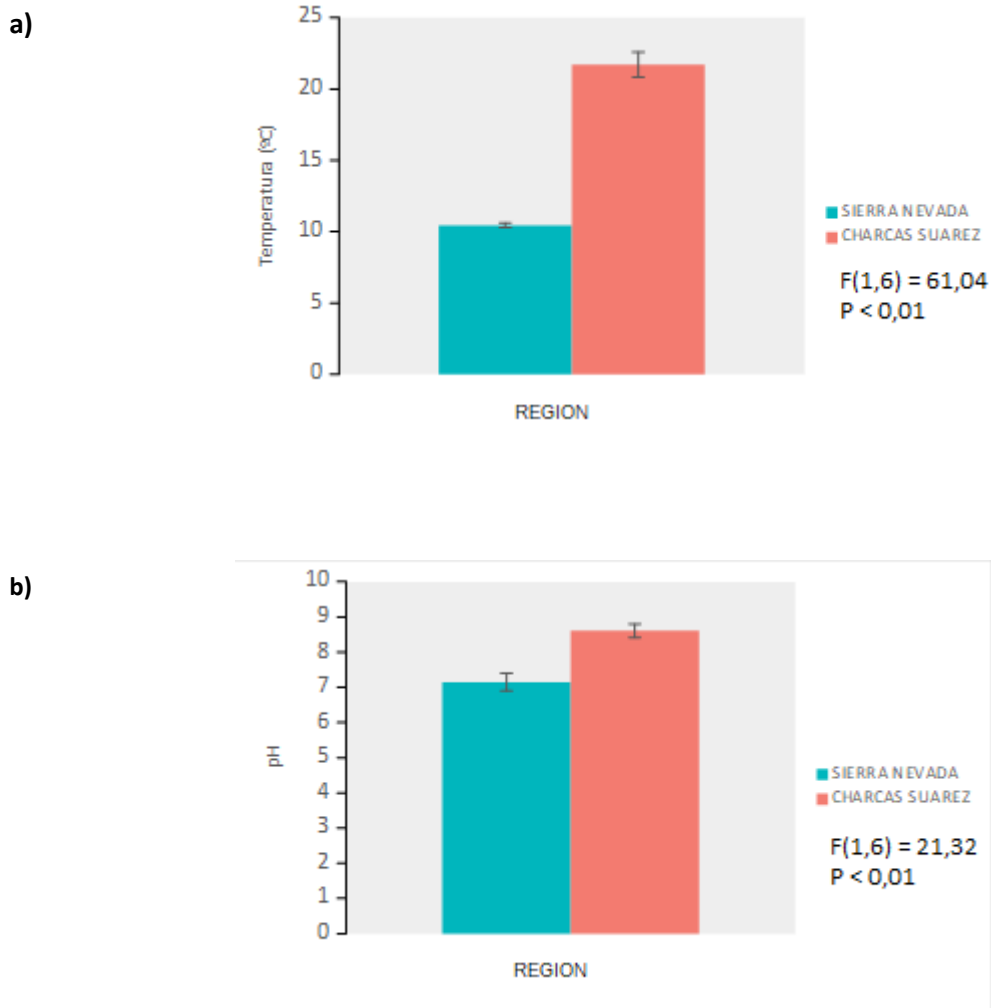
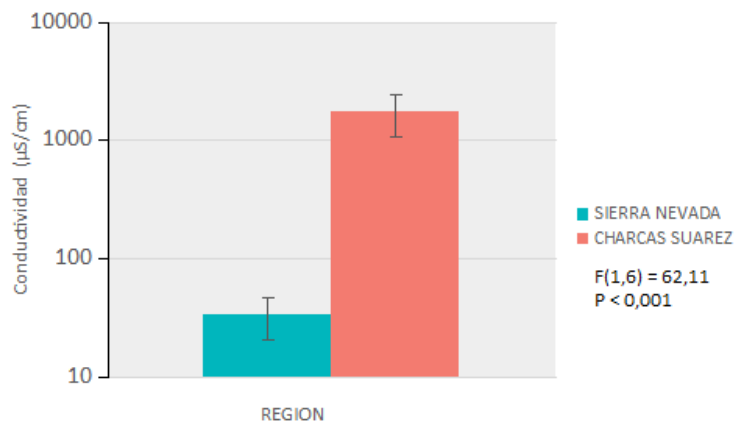


Figura 17. Variación de las medias de (a) Temperatura (°C) y (b) pH entre las diferentes regiones de estudio (Charca Suárez y Sierra Nevada). Desviación de las medias: error típico. Se incluyen los resultados ANOVA para analizar las diferencias entre las dos regiones para cada variable ambiental.

En los valores de conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) (Figura 18. c) de las aguas, los valores de Sierra Nevada son significativamente menores (16-58.5), por tanto menos salinos, que los de Charca Suárez (800-4400), correspondiendo los valores máximos con la laguna Lirio al igual que con el pH y los valores mínimos con la laguna BG. Lo mismo ocurre con la alcalinidad (meq/L) (Figura 18. d) encontrándose valores

significativamente más bajos en Sierra Nevada (0.2-0.4) en comparación con Charca Suárez (3-5.2), correspondiendo estos valores mínimos con la laguna de Río Seco (0,21) y los máximos con la laguna Taraje (5,15).

c)



d)

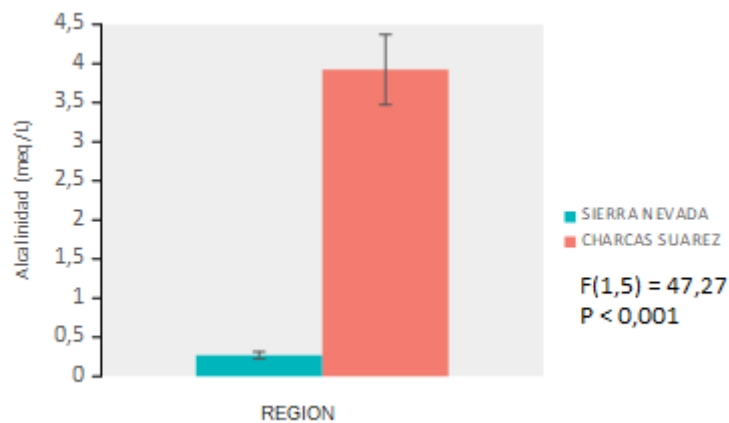
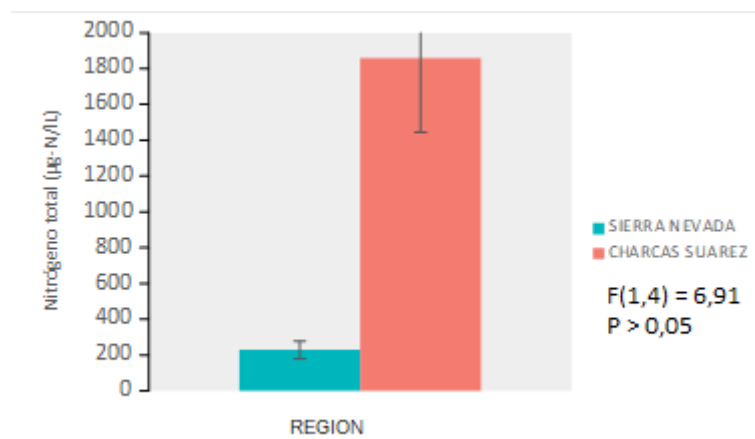


Figura 18. Variación de las medias de (c) Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) y (d) Alcalinidad (meq/L) entre las diferentes regiones de estudio (Charca Suárez y Sierra Nevada). Desviación de las medias: error típico. Se incluyen los resultados ANOVA para analizar las diferencias entre las dos regiones para cada variable ambiental.

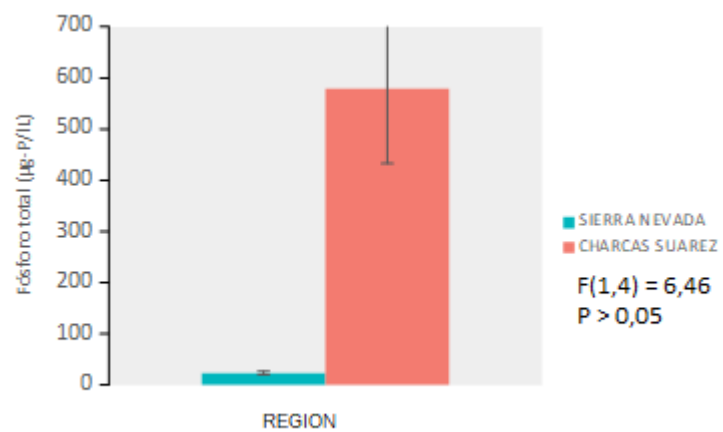
Con respecto a las concentraciones de nutrientes, se pueden observar unos valores menores de nitrógeno ($\mu\text{g-N}/\text{L}$) (Figura 19. e) y fósforo total ($\mu\text{g-P}/\text{L}$) (Figura 19. f) de (180-278) y (20-27) respectivamente en Sierra Nevada, en comparación con los valores que presentan las lagunas de Charca Suárez con un total de nitrógeno de (940-2934) y un total de fósforo (300-989). En los datos de la variable biológica de $\text{Cl-}a$ ($\mu\text{g}/\text{L}$) (Figura 19. g) se observan unos valores en las lagunas de Sierra Nevada de (0.6-23), encontrándose la mínimas concentraciones en la laguna de RS y las máximas de esta región en RSI, por otro lado, en las lagunas de Charca Suárez encontramos unos valores de (6.5-46), correspondiendo la concentración mínima con la laguna Aneas y la máxima con Lirio. Generalmente en los resultados se observa una relación directamente proporcional entre las variables de $\text{Cl-}a$ y NT. En las lagunas donde se observan valores más bajos de estas dos variables (RS

y BG) hay presencia de cladóceros sobretodo de la especie *Daphnia pulex-pulicaria* (Imagen 33 y 34. Anexo II).

e)



f)



g)

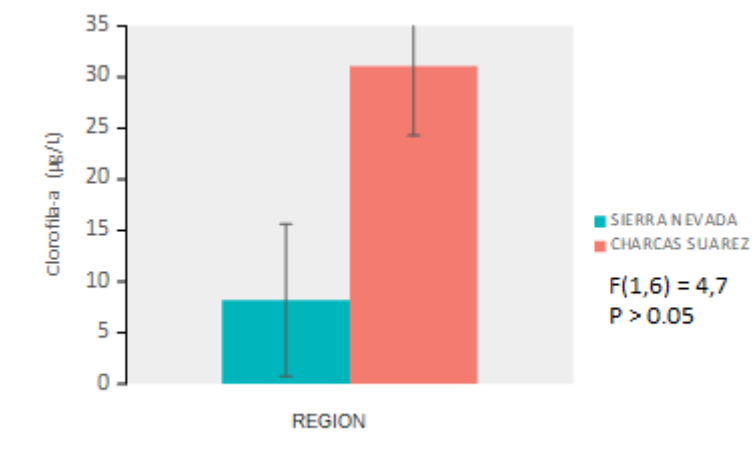
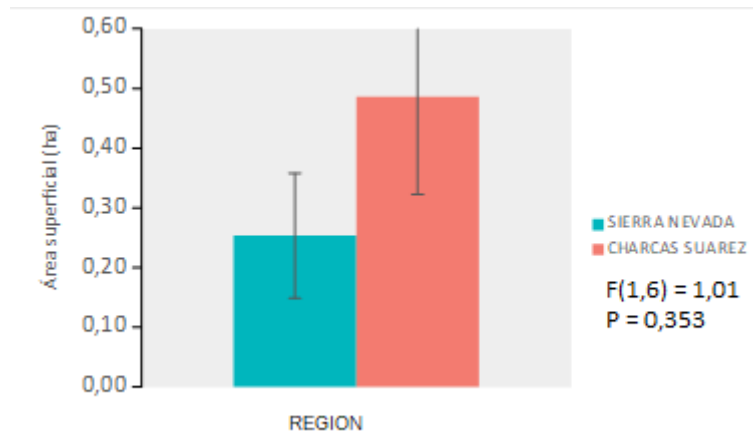


Figura 19. Variación de las medias de (e) Nitrógeno total ($\mu\text{g-N/L}$); (f) Fósforo total ($\mu\text{g-P/L}$) y (g) Cl-a ($\mu\text{g/L}$) entre las diferentes regiones de estudio (Charca Suárez y Sierra Nevada). Desviación de las medias: error típico. Se incluyen los resultados ANOVA para analizar las diferencias entre las dos regiones para cada variable ambiental.

Con respecto a el Área superficial (ha) (Figura 20. h), las lagunas procedentes de Charca Suárez tienden a tener un área mayor que las lagunas de Sierra Nevada, aunque no exista diferencias significativas. La laguna que mostró un área mayor fue la laguna Aneas (1,12 ha) y la laguna que presentó un menor área fue la laguna de RSI (0,12 ha). Al contrario pasa con la profundidad (cm) (Figura 20. i), dándose las lagunas más profundas en Sierra Nevada, con máximas en RS (290 cm) y mínimas en Álamo (30 cm), siendo la menos profunda de todas, seguida de Trébol con 35 cm pero sin diferencias significativas.

h)



i)

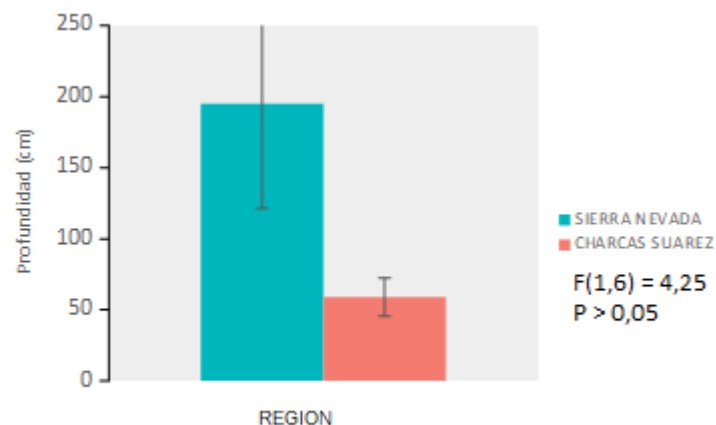


Figura 20. Variación de las medias de (h) Área superficial (ha) e (i) Profundidad (cm) entre las diferentes regiones de estudio (Charca Suárez y Sierra Nevada). Desviación de las medias: error típico. Se incluyen los resultados ANOVA para analizar las diferencias entre las dos regiones para cada variable ambiental.

Por último, en la transparencia de agua tomados con el Disco Secchi (Figura 21. j), podemos observar que en todas las lagunas de Sierra Nevada había una transparencia del agua del 100%, en cambio, en las lagunas de Charca Suárez solo dos lagunas tuvieron una visibilidad del 100% (Álamo y Aneas) el

resto de lagunas obtuvieron unos valores de 40% de visibilidad (Taraje), Trébol un 14,28% y Lirio un 12,5%.

j)

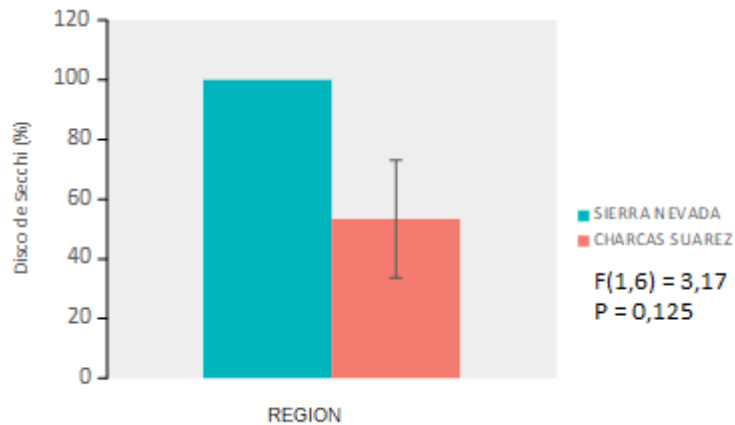


Figura 21. Variación de las medias de (j) el Disco Secchi (%) entre las diferentes regiones de estudio (Charca Suárez y Sierra Nevada). Desviación de las medias: error típico. Se incluyen los resultados ANOVA para analizar las diferencias entre las dos regiones para cada variable ambiental.

3.3.1.1. Estado trófico

Como hemos podido observar en los resultados de las variables ambientales (Tabla 2. b), para cada laguna de estudio existen determinados valores según la región de la que proceda (Charca Suárez o Sierra Nevada).

Según el índice OCDE del estado trófico de las aguas (OCDE, 1982), para los valores de clorofila a ($\mu\text{g/L}$) y fósforo total ($\mu\text{g-P/L}$) existen ciertos rangos que determinan el estado trófico del sistema:

Categoría trófica	Clorofila a ($\mu\text{g/L}$)	Fósforo total ($\mu\text{g-P/L}$)
Ultraoligotrófico	< 1	< 4
Oligotrófico	1-2,5	4-10
Mesotrófico	2,5-7,9	10-35
Eutrófico	8-25	35-100
Hipertrófico	> 25	> 100

Por tanto según los rangos de clorofila a, tenemos las lagunas RS y BG en estado ultraoligotrofico, coincidiendo con la visibilidad total del Disco Secchi y la laguna de Aneas ($6,61 \mu\text{g/L}$) en estado mesotrófico para este parámetro; las lagunas de Álamo, Taraje, Trébol y Lirio en estado hipertrófico coincidiendo con la poca visibilidad del Disco Secchi, menos Álamo que tuvo una visibilidad del 100 %. En relación a la laguna RSI la consideramos eutrófica ($23,07 \mu\text{g/L Cl-a}$). Con respecto al fósforo

total, las lagunas de RS y BG se consideran mesotróficas según las concentraciones de fósforo total y las lagunas de Charca Suárez todas hipertróficas por tener valores > 100 µg/L PT.

Por tanto, según los valores de clorofila a y de fósforo total, para cada laguna quedaría asignado el siguiente nivel trófico:

LAGUNA	Categoría trófica
RÍO SECO INFERIOR	Eutrófica
RÍO SECO	Oligo-mesotrófica
BORREGUIL	Oligo-mesotrófica
ÁLAMO	Hipertrófica
TARAJE	Hipertrófica
TRÉBOL	Hipertrófica
ANEAS	Eutrófica
LIRIO	Hipertrófica

Estos valores para Charca Suárez hay que tomarlos con precaución ya que provienen de un único muestreo puntual y no de una media anual. Por lo que se tendrá en cuenta para el análisis de el estudio.

3.3.2. Abundancia y Biomasa del zooplancton

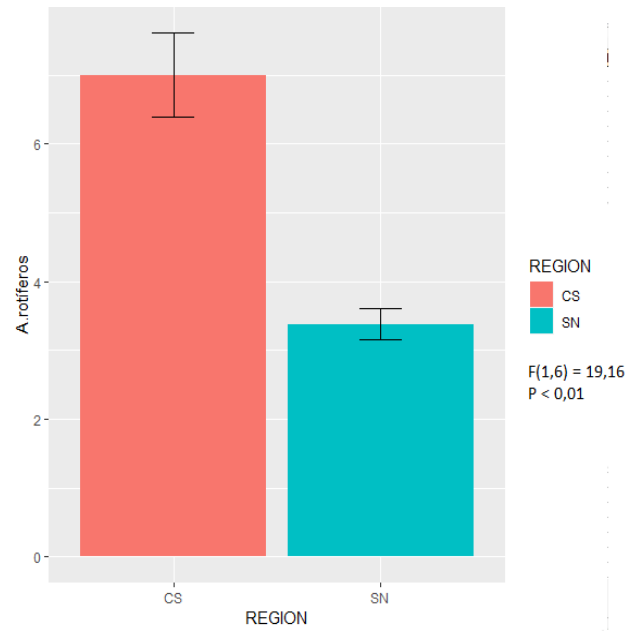
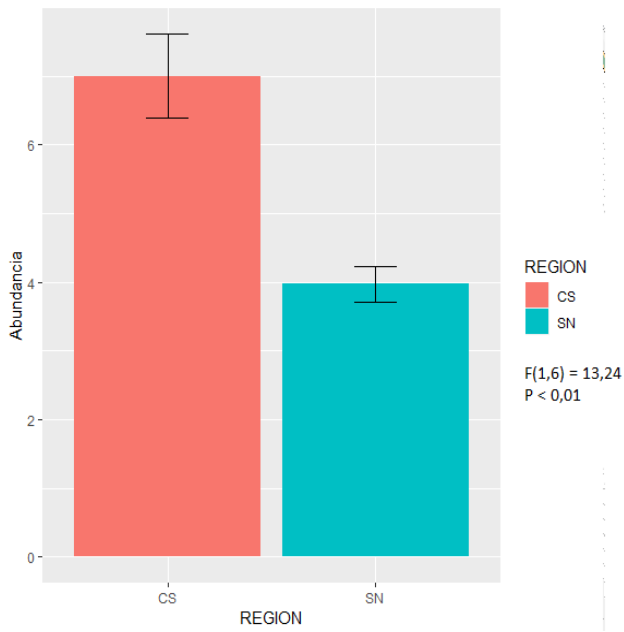
Se realizaron ANOVA de un factor (tabla 6. Anexo I) para comprobar las diferencias entre regiones de la abundancia y la biomasa de las diferentes especies identificadas de cada laguna estudiada. En el análisis con la Biomasa total (µg/L) no se observaron diferencias significativas entre ambas regiones. En cambio, si existieron diferencias significativas en la abundancia total de especies (ind/L) entre ambas regiones y en la abundancia y biomasa de rotíferos (Tabla 6. Anexo I, Figura 22). En general, las lagunas de Charca Suárez presentaron una mayor abundancia de individuos por litro. En cambio, solo en las lagunas de Sierra Nevada había presencia de cladóceros además de rotíferos, mientras que en las de Charca Suárez solo de rotíferos, con la mayoría de los individuos pertenecientes al género *Lecane* (Tabla 3). Por esto, no hay diferencias significativas en la biomasa total ya que la presencia de cladóceros en las lagunas de Sierra Nevada aporta la mayoría del peso en el sistema aunque haya menos abundancia de individuos que en las lagunas de Charca Suárez (Tabla 3). La laguna que presentó una mayor abundancia fue Trébol con 7070 ind/L, siendo la especie *Lecane bulla* dominante de ese total con 3820 ind/L (Tabla 3). La laguna Lirio fue la segunda con más individuos por litro y al igual que en la laguna Trébol, la especie dominante fue *Lecane Bulla*. En la laguna el Taraje casi el total de su abundancia de individuos está ocupada por la especie *Brachionus angularis*.

La abundancia (Figura 22. a) y la biomasa (Figura 22. b) de la región Charca Suárez tiende a ser más alta que la de Sierra Nevada, como se ha comentado antes, con diferencias significativas menos en la biomasa total de especies.

Tabla 3. Listado de las especies de zooplancton encontradas en las diferentes lagunas estudiadas con sus datos de abundancia (ind/L) y biomasa (µg/L).

Especies	ABUNDANCIA Y BIOMASA DE LAS ESPECIES DE ZOOPLANCTON DE LAS DIFERENTES LAGUNAS ESTUDIADAS															
	RSI		RS		BG		ÁLAMO		TARAJE		TRÉBOL		ANEAS		LIRIO	
	ind/L	µg/L	ind/L	µg/L	ind/L	µg/L	ind/L	µg/L	ind/L	µg/L	ind/L	µg/L	ind/L	µg/L	ind/L	µg/L
Rotíferos																
<i>Anuraeopsis</i> sp.									1,25	0,0875						
<i>Bdelloideo</i> spp.	0,375	0,112	1,67	0,501	11,84	3,55	261,18	78,36	6,25	1,875	100	30	153,33	45,99		
<i>Brachionus angularis</i>							3,53	0,176	267,5	13,37						
<i>Brachionus quadridentatus</i>					0,0833	0,0391	3,53	1,659			310	145,7	5,11	2,4	5	2,35
<i>Cephalodella</i> sp.	0,321	0,192	0,277	0,166											5	3
<i>Colurella</i> sp.																
<i>Euchlanis dilatata</i>	0,642	0,321	1,64	0,82	1,625	0,812	5,3	2,62			80	40	20,44	10,22		
<i>Hexarthra</i> sp.	0,642	0,41	27,5	17,6			1,76	1,126								
<i>Keratella cochlearis</i>			0,833	0,0583	0,611	0,043	1,76	0,123	1,25	0,0875						
<i>Lecane bulla</i>							8,82	1,76	6,25	1,25	3820	764	184	36,8	2005	401
<i>Lecane closterocerca</i>											1250	250	126,67	25,33		
<i>Lecane flexilis</i>			2,22	0,444	0,0833	0,0166										
<i>Lecane furcata</i>	30,55	6,1	3,69	0,738	2,833	0,566					230	46	20,44	4,088	35	7
<i>Lecane inopinata</i>															85	17
<i>Lecane luna</i>							8,82	2,205	1,25	0,312	680	170	7,67	1,917	230	57,5
<i>Lecane luanaris</i>	3,21	0,642														
<i>Lecane</i> sp.															10	2
<i>Lecane quadridentata</i>					0,833	0,166			1,25	0,25	600	12	56,22	11,24	125	25
<i>Lepadella patella</i>			0,272	0,0408	0,0833	0,0124	54,7	8,2	6,25	0,937			140,55	21,08	185	27,75
<i>Lepadella</i> sp1							10,58	2,116	1,25	0,25			23	4,6		
<i>Lepadella</i> sp2													15,33	2,29		
<i>Trichocerca</i> sp.					0,153	0,0153										
<i>Trichotria tetractis</i>					0,458	0,0549										
<i>Mytilina mucronata</i>													7,67	3,068		
<i>Platyas quadricornis</i>													25,55	17,88		
Cladóceros																
<i>Alona</i> sp.			0,33	0,168												
<i>Daphnia pulex-pulicaria</i>			48,97	454,93	0,486	4,515										
<i>Chydorus sphaericus</i>			0,0833	0,0666	28,41	22,72										
<i>Macrothrix groenlandica</i>			0,0833	0,0583												
Total	35,74	7,77	87,5686	475,591	47,4989	32,5103	359,98	98,345	292,5	18,419	7070	1457,7	785,98	186,903	2685	542,6

a)



b)

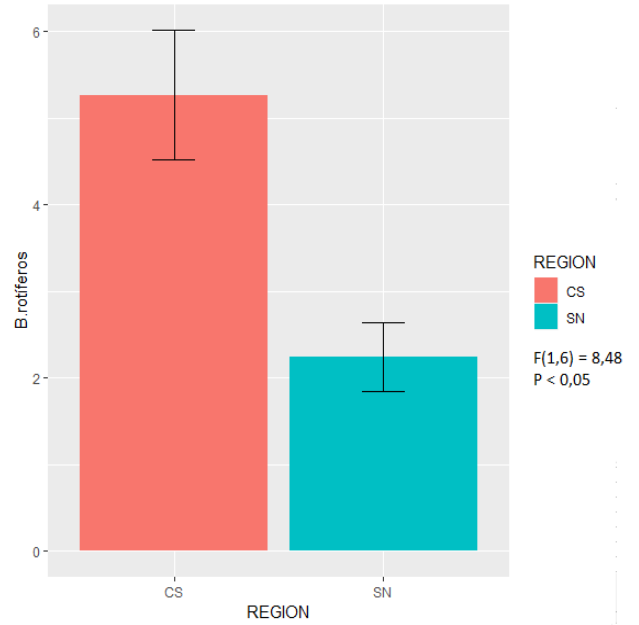
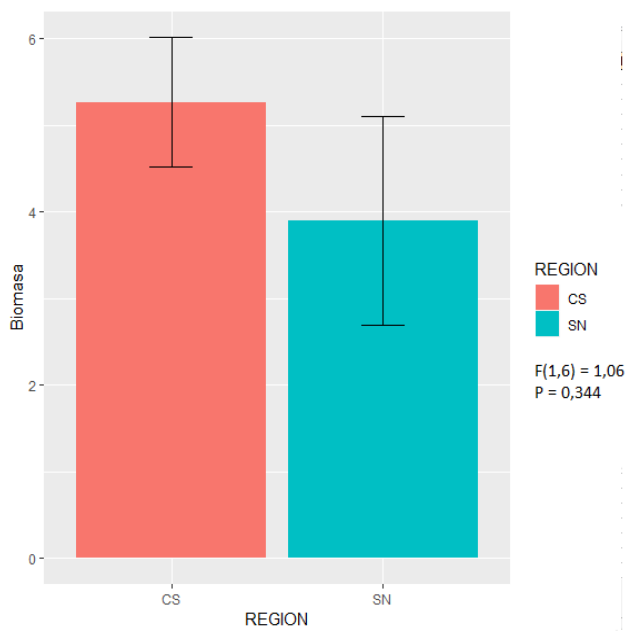
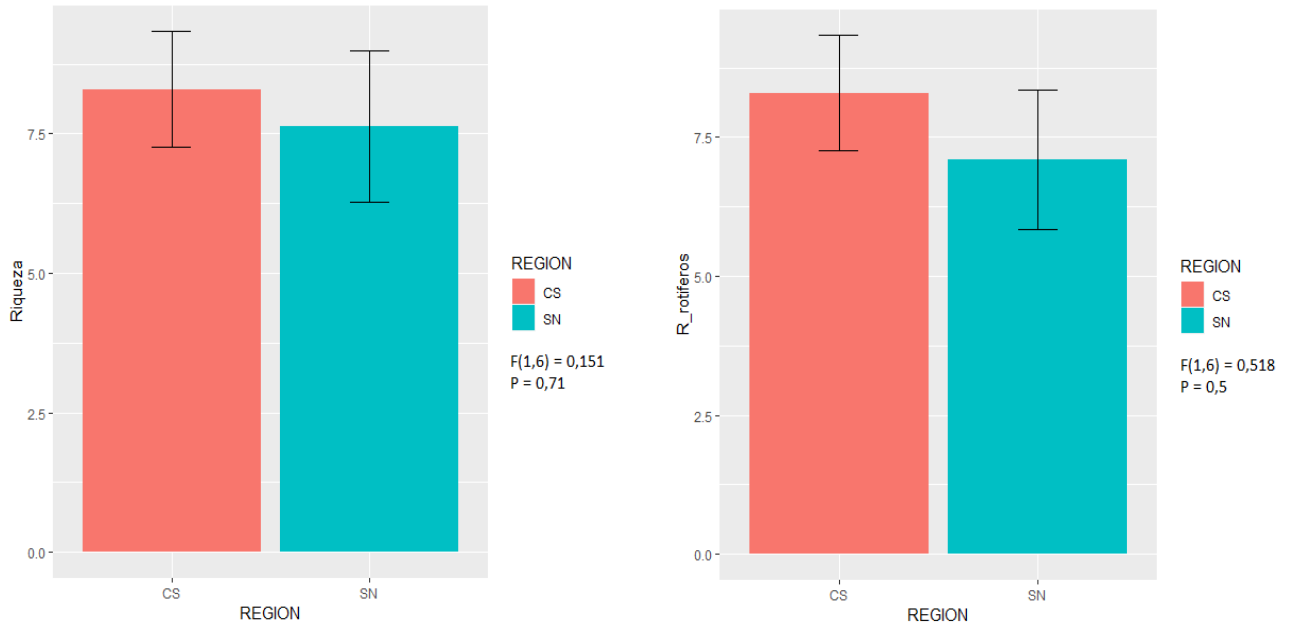


Figura 22. Variación de las medias de (a) Abundancia total de zooplancton (izq.) y de rotíferos (der.) y (b) Biomasa total de zooplancton (izq.) y de rotíferos (der.) entre las diferentes regiones de estudio CS (Charca Suárez) y SN (Sierra Nevada). Desviación de las medias: error típico. Se incluye los resultados ANOVA para analizar las diferencias entre las dos regiones.

3.3.3. Riqueza y diversidad interregional

Para comprobar las diferencias entre regiones de las comunidades de zooplancton, se realizaron ANOVA de un factor (tabla 7. a Anexo I) utilizando como variables dependientes la diversidad y riqueza tanto total como de rotíferos; En ambos análisis no se observaron diferencias significativas entre las medias de los niveles de la región (Sierra Nevada y Charca Suárez) y las diferentes variables dependientes, en todos los casos el nivel de significación fue $p > 0,05$ (tabla 7. a Anexo I, Figura 23).

a)



b)

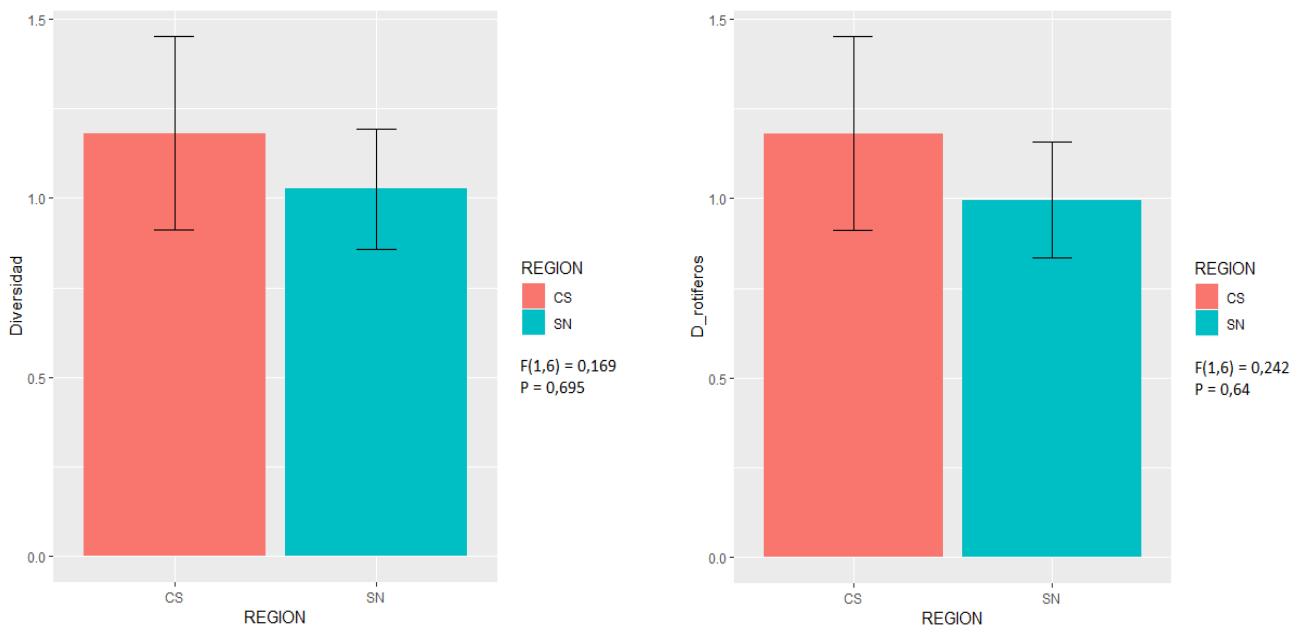


Figura 23. Variación de las medias de (a) Riqueza total de zooplancton (izq.) y de rotíferos (der.) y (b) Diversidad total de zooplancton (izq.) y de rotíferos (der.) entre las regiones de estudio CS (Charca Suárez) y SN (Sierra Nevada). Desviación de las medias: error típico. Se incluyen resultados de ANOVA para calcular las diferencias.

La diversidad (Figura 23.a) y riqueza (Figura 23.b) de la región Charca Suárez tiende a ser más alta que la de Sierra Nevada, aunque como antes se ha comentado, las diferencias no son significativas.

3.4. Relaciones entre los parámetros biológicos y ambientales.

En la tabla 4 se muestran los valores de las correlaciones simples y parciales de la diversidad, riqueza, abundancia y biomasa del zooplancton de las diferentes regiones con las variables ambientales.

En la correlación simple (Tabla 4. a), no se observaron diferencias significativas con las variables ambientales. En el caso de la diversidad y riqueza, abundancia y biomasa de cladóceros no se hicieron correlaciones, ya que no hubo presencia de este grupo en las lagunas de Charca Suárez, por tanto, no se pueden hacer comparaciones entre regiones con estas variables al igual que en los ANOVA.

Con respecto a las correlaciones parciales (Tabla 4. b) se observó que en el caso de la diversidad total, tuvo correlación con las variables de fósforo total (PT ($\mu\text{g/L}$)), alcalinidad (meq/L) y conductividad ($\mu\text{S/cm}$), en orden de mayor a menor significancia, cuando se correlacionaban a su vez con la profundidad. Tanto para la alcalinidad como para la conductividad, la relación fue fuertemente negativa, al contrario que con el fósforo total que fue positiva. Lo mismo ocurrió con la diversidad de rotíferos, pero esta vez, cuando se correlacionaba además con el área superficial de las lagunas, con la que obtuvo una relación fuertemente negativa, aunque dentro de Charca Suárez la más rica y diversa es la laguna más grande Aneas.

Por otro lado, con la riqueza total de especies salieron altamente significativas las variables de clorofila a con una relación negativa y concentración de fósforo total, con una relación positiva. En la riqueza de rotíferos hubo una relación fuertemente positiva con las variables de alcalinidad, pH y fuertemente negativa con la temperatura y clorofila a.

En relación a las correlaciones simples de la abundancia y la biomasa total y de rotíferos con las variables ambientales ninguna fue significativa (Tabla 5. a). Con respecto a las correlaciones parciales de la abundancia (Tabla 5. b), las variables seleccionadas en la regresión por pasos fueron la alcalinidad, conductividad, clorofila a, área y temperatura, pero ninguna fue significativa en las correlaciones. Con respecto a la biomasa total, ninguna de las variables ambientales salió en la regresión por pasos, por lo tanto no se hicieron correlaciones parciales con esta variable. Para la biomasa de rotíferos, las variables seleccionadas en la regresión por pasos fueron la alcalinidad, temperatura, clorofila a, nitrógeno total y área superficial, pero al igual que la abundancia, ninguna de estas variables fue significativa en las correlaciones.

Tabla 4. Correlaciones simples (a) y correlaciones parciales (b) de las variables ambientales con los valores de diversidad y riqueza total y de rotíferos en las lagunas estudiadas. En negrita se señalan las correlaciones que han sido significativas. Para las correlaciones parciales sólo se han considerado las variables seleccionadas mediante la regresión por pasos (ver métodos).

a)

	Alcalinidad (meq/L)	Ph	Conductividad (µS/cm)	T° (°C)	Cla (µg/L)	NT (µg-N/l)	PT(µg-P/l)	Área superficial (ha)	Prof.máx. (cm)
Diversidad	-0,1631	0,0397	-0,2954	0,2335	-0,5709	-0,3748	0,5905	0,5306	0,0755
Diversidad rotíferos	-0,1190	0,1044	-0,2666	0,2722	-0,5335	-0,3401	0,6201	0,4971	0,0204
Riqueza	-0,2127	-0,1905	-0,4686	-0,0120	-0,7527	-0,6145	0,4269	0,5758	0,2915
Riqueza rotíferos	-0,0281	0,0297	-0,3417	0,1672	-0,5921	-0,4542	0,5632	0,5444	0,0811

b)

	Alcalinidad (meq/L)	Ph	Conductividad (µS/cm)	T° (°C)	Cla (µg/L)	NT (µg-N/l)	PT(µg-P/l)	Área superficial (ha)	Prof.máx. (cm)
Diversidad	-0,9961		-0,9881		0,9115		0,9989		
	-0,7257		0,9297		-0,9782				-0,9524
	-0,9998 **		-0,9991*				0,9999 ***		-0,9945
			0,5562		-0,71		-0,0403		-0,556
	-0,9906				-0,9861		0,9961		-0,9713
Diversidad rotíferos	-0,9996 ***		-0,9999 ***				0,9999 ***	-0,9997 *	
	-0,935		-0,842		0,503		0,9815		
	-0,4884				-0,6589		0,9575	-0,3902	
			-0,5731		-0,9		0,9566	-0,8234	
	0,3144		0,4706		-0,5706			0,0216	
Riqueza					-0,9719 ***		0,9464 ***		
Riqueza rotíferos	0,9999 ***	1 ***		-0,9999 ***	-1 ***				
	0,3147	0,2142	0,6598		0,1057				
		0,7238	0,03566	0,1889	-0,9416				
	0,5351		0,6794	0,5476	-0,9163				
	-0,1812	0,749	-0,4502	0,0222					

Los valores de probabilidad se ajustaron mediante el test secuencial de Bonferroni, y en negrita se señalan las correlaciones significativas (*) P < 0,05; (**) P < 0,01; (***) P < 0,001. En el caso de las correlaciones parciales, cuando se seleccionaron 5 variables mediante regresión por pasos, se hicieron grupos de correlaciones múltiples parciales en grupos de 4 variables debido a que la escasez de datos no permitía hacer las 5 correlaciones parciales. En la tabla se indican los valores de correlación parcial para cada uno de ellos.

Tabla 5. Correlaciones simples (a) y parciales (b) de las variables ambientales con los valores de abundancia total y abundancia y biomasa de rotíferos en las lagunas estudiadas. En negrita se señalan las correlaciones que han sido significativas. Para las correlaciones parciales sólo se han considerado las variables seleccionadas mediante la regresión por pasos (ver métodos).

	Alcalinidad (meq/L)	Ph	Conductividad (µS/cm)	T° (°C)	Cla (µg/L)	NT (µg-N/l)	PT(µg-P/l)	Área superficial (ha)	Prof.máx. (cm)
Abundancia (ind/L)	0,5878	0,8324	0,5653	0,8466	0,6407	0,7401	0,6544	0,0696	0,8207
Biomasa (µg/L)	-0,1333	0,1956	0,1983	0,2718	0,0693	0,2282	0,2718	0,0412	-0,1248
Abundancia rotíferos (ind/L)	0,6715	0,868	0,59	0,8932	0,679	0,7711	0,6974	0,1226	-0,8695
Biomasa rotíferos (µg/L)	0,4473	0,7391	0,5118	0,7737	0,4915	0,6358	0,6706	0,1226	0,6869

	Alcalinidad (meq/L)	Ph	Conductividad (µS/cm)	T° (°C)	Cla (µg/L)	NT (µg-N/l)	PT(µg-P/l)	Área superficial (ha)	Prof.máx. (cm)
Abundancia (ind/L)	-0,9882			0,9961	0,9733			0,6391	
	-0,8657		0,6385	0,9605				-0,5982	
			0,2227	0,8295	-0,3045			-0,5725	
	-0,9937		0,7425	0,9973	0,9781				
	-0,1585		0,1521		0,3536			0,3151	
Abundancia rotíferos (ind/L)	-0,9807			0,9948	0,9651			0,6435	
	-0,8268		0,6641	0,9612				-0,5577	
			0,2649	0,8621	-0,2341			-0,5402	
	-0,9886		0,7386	0,9963	0,9666				
	-0,9776		0,1662		0,3513			0,3271	
Biomasa rotíferos (µg/L)	-0,9978			0,998		0,994		0,9539	
	-0,9674			0,9807	-0,2632	0,8174			
	-0,9518			0,9765	0,8753			0,6173	
				0,6918	-0,6544	0,6055		-0,431	
	-0,2728				-0,2798	0,6665		0,3725	

Los valores de probabilidad se ajustaron mediante el test secuencial de Bonferroni, y ninguna correlación fue significativa. En el caso de las correlaciones parciales, cuando se seleccionaron 5 variables mediante regresión por pasos, se hicieron grupos de correlaciones múltiples parciales en grupos de 4 variables debido a que la escasez de datos no permitía hacer las 5 correlaciones parciales. En la tabla se indican los valores de correlación parcial para cada uno de ellos.

4. DISCUSIÓN

Este es el primer estudio en el que se analizan las comunidades de zooplancton de la Charca Suárez (Motril). Los estudios realizados hasta la fecha han estado fundamentalmente enfocados al estudio de vertebrados presentes en la zona, a la corología de especies de flora, así como a la importancia de su valor paisajístico (Ortega et al., 2004; Pérez-Contreras et al., 2003-2012; Serrano.F, 2008). La carencia de estudios sobre el zooplancton destacan la aportación del TFM sobre este tema.

Nuestro estudio pone de manifiesto diferencias en la estructura de las comunidades de zooplancton entre estas dos regiones (Charca Suárez y Sierra Nevada) que podrían estar relacionadas con sus diferentes características ambientales. Cambios en la concentración de nutrientes y en la abundancia y composición del zooplancton pueden ser buenos indicadores biológicos del estado trófico del sistema.

En general, en las lagunas pertenecientes al complejo de Charca Suárez, con los resultados obtenidos en los valores de diversidad y riqueza de especies y en las diferentes variables, podemos decir que pertenece a un medio muy heterogéneo. Se puede observar que en los datos de las aguas de las lagunas, que forman parte de la misma cuenca fluvial, se refleja en la mayor variabilidad de diversidad en las lagunas de esta región.

Sin embargo, no se ha observado la presencia de cladóceros plantónicos en las lagunas de este complejo, a diferencia de las lagunas de Sierra Nevada donde los cladóceros aportan la mayor parte de la biomasa total en el sistema, como podemos ver en los resultados (tabla 5. Anexo I). Charca Suárez, es la región donde hay una mayor abundancia de individuos por litro, existiendo entre regiones diferencias significativas en la abundancia, pero en cambio, no existieron diferencias significativas en la biomasa y esto se debe a la presencia de cladóceros en las lagunas de Sierra Nevada.

Según algunos autores, en los sistemas acuáticos continentales, las altas poblaciones de rotíferos zooplanctónicos, coinciden con reducidas abundancias de crustáceos zooplanctónicos (cladóceros y copépodos) (Angeler et al.1999; Seda & Devetter, 2000; Riofrío *et al.*2003) y también a su vez, en sistemas con una mayor abundancia de cladóceros (especialmente las especies de mayor tamaño de *Daphnia*) nos encontramos con una menor cantidad de individuos por litro de rotíferos. Esto puede ser debido a la competencia de ambos grupos por los mismos recursos fitoplanctónicos (Conde-Porcuna et al.,2004) o también por requerir diferentes características ambientales.

En muchos estudios se han observado una mayor abundancia de cladóceros en ambientes más ácidos y oligotróficos (Caroni & Irvine, 2010; Uimonen-Simola & Tolonen, 1987), al igual que en el presente estudio, donde las lagunas con valores de pH más bajos y menores concentraciones de $Cl-a$ ($\mu\text{g/L}$), NT ($\mu\text{g/L}$) y PT ($\mu\text{g/L}$) se observaron presencia de cladóceros, sobretodo de la especie *Daphnia pullex-pulicaria*. Además de esto, hay que tener en cuenta que los valores de las lagunas de Sierra Nevada corresponden con la media de tres días de muestreo y los valores de las lagunas de Charca Suárez pertenecen a un único muestreo puntual en época estival. La realización de un muestreo puntual puede haber limitado la detección de cladóceros en estas lagunas. Por consiguiente, la ausencia de

cladóceros de las mismas debe ser considerada con precaución, y futuros estudios deberían corroborar dicha ausencia.

Otros factores a añadir al alto número de rotíferos presentes en las lagunas en comparación con otros grupos, son los hábitos de alimentación menos especializados, la alta fecundidad y sus tasas de crecimiento cortas (Allan, 1976). Estos factores hacen que sean capaces de colonizar un mayor número de sistemas acuáticos, sobretodo, de agua dulce en comparación con otros grupos de zooplancton.

Con respecto a otras variables ambientales, como podemos observar en los resultados de las correlaciones, la variables más explicativas tanto para las diversidades como para las riquezas, fueron la alcalinidad, la conductividad y la $Cl-a$ (Tabla 4). Los valores de conductividad muestran una correlación negativa generalmente. Las lagunas de Charca Suárez, aunque se traten de lagunas costeras, no muestran valores muy altos de conductividad (830-4400 $\mu S/cm$), ya que el agua procedente de las lagunas no proviene de la infiltración marina sino de acuíferos e infiltraciones de riegos y del Río Guadalfeo. Sin embargo, como es de esperar, muestran unos valores mayores a las lagunas de alta montaña de Sierra Nevada (16-60 $\mu S/cm$).

Estos valores ponen de manifiesto una serie de características fisicoquímicas comunes a los ecosistemas de alta montaña como son las aguas con baja temperatura, valores bajos de conductividad, débilmente mineralizadas y de moderada o baja alcalinidad (Margalef et al., 1975; Malueg et al., 1978; Sánchez et al., 1989).

Por otro lado, la concentración de clorofila *a*, se considera como un estimador de la biomasa fitoplanctónica y, por tanto, sus resultados pueden dar una idea de la producción primaria del ecosistema y de su estado trófico junto a la concentración de otros nutrientes como el nitrógeno y el fósforo (Parejo, 2017). Sistemas acuáticos con concentraciones altas de clorofila *a* tienden a ser sistemas eutrofizados. Las lagunas donde se registraron los valores más altos de este pigmento fueron Lirio y Taraje y los valores más bajos pertenecieron a las lagunas de alta montaña, Río Seco y Borreguil (Tabla 2. b). Sin embargo, en la laguna de Río Seco Inferior, pese a formar parte del complejo de lagunas de alta montaña, tuvo unos valores bastante altos de clorofila *a* (23,07 $\mu g/L$) en comparación con las lagunas de Borreguil y Río Seco, posiblemente debido a la presencia de algas verdes filamentosas en la columna de agua que pueden distorsionar la medida de clorofila.

En un estudio realizado en las lagunas de Sierra Nevada (Sanchez-Castillo, 1988), se promedió una concentración de clorofila *a* entre 0,5-2 $\mu g/L$ en todas las lagunas, con máximos puntuales en Río Seco Inferior de 5 $\mu g/L$ coincidiendo con el desarrollo de poblaciones de clorofíceas. No obstante, no se acerca al valor tan alto obtenido en clorofila *a* en la laguna de Río Seco Inferior de este muestreo. Otra explicación, al posible aumento de clorofila en la laguna de RSI, sería los cambios en la distribución del polvo sahariano rico en fósforo durante los últimos 50 años, fenómeno que se ha demostrado en las lagunas de Sierra Nevada (Morales-Baquero et al., 2006; Jiménez et al., 2018). Por tanto, es probable que la combinación de temperaturas más cálidas, temporadas de crecimiento más largas y un mayor suministro de polvo cargado en fósforo haya dado lugar a aumentos notables de la clorofila *a* y a cambios en el estado trófico de las lagunas (Jiménez et al., 2018). Serían necesarios más muestreos en la laguna RSI para poder demostrar a qué se deben estos cambios en los valores de $Cl-a$.

Viendo estos resultados, podemos ver como cada región estudiada tiene unas características ambientales significativamente diferentes, con diferencias en la riqueza y diversidad de cladóceros planctónicos (ya que no había en Charca Suárez)(Tabla 7. a Anexo I) y en las abundancias de individuos por litro de las especies registradas en las muestras de ambas regiones y biomasa de rotíferos (Tabla 6. Anexo I). En el complejo de Charca Suárez la abundancia de rotíferos es significativamente más alta, lo que es característico de cuerpos de agua eutrofizados con poco peso de individuos de zooplancton (Haberman & Haldna, 2014). Al igual que en otros estudios (Park & Marshall, 2000; Caroni & Irvine, 2010), se observó una mayor abundancia y biomasa de rotíferos con el aumento del estado trófico de las lagunas. De acuerdo con Karabin (1985), una laguna es meso o meso-oligotrófica con una abundancia de rotíferos de < 400 ind/L; eutrófica de 400-2000 ind/L e hipertrófica con valores > 2000 ind/L. Las lagunas de Trébol (7070 ind/L) y Lirio (2685 ind/L) son las que presentaron una mayor abundancia de rotíferos con una especie dominante (*Lecane bulla*), catalogándolas en estado hipertrófico según este índice.

Por tanto, nos encontramos con dos tipos de lagunas someras, las provenientes de Charca Suárez que tienen un carácter eutrófico en sus valores de abundancia y composición zooplanctónica con altas concentraciones de nutrientes y de clorofila a y las lagunas de Sierra Nevada con carácter generalmente oligotrófico propio de los sistemas de alta montaña.

La interpretación de los patrones de diversidad que se observan en sistemas naturales como estos, es complicada, ya que diferentes procesos pueden estar teniendo lugar a la vez (Conde-Porcuna et., al.2004) y no podemos inferir de forma segura a qué se deben estos valores.

Lo que si podemos inferir, son las consecuencias del cambio climático en estos sistemas acuáticos lénticos, y las alteraciones en sus variables fisicoquímicas y por tanto, en las comunidades zooplanctónicas. El calentamiento global, tiene unas mayores repercusiones en los ecosistemas acuáticos que en los terrestres, porque la temperatura influye en la estabilidad de la columna de agua, la concentración de nutrientes y en el grado de producción fitoplanctónica, y todo esto altera la abundancia, composición, estructura y diversidad del zooplancton. El desajuste en su estructura podría desencadenar problemas en toda la red trófica, ya que actúan como los intermediarios entre el fitoplancton y los productores secundarios (Richardson, 2008).

En las lagunas de alta montaña, al ser sistemas relictos, con condiciones muy características extremas, cualquier cambio producido por un aumento en la temperatura, aumento en la concentración de nutrientes, disminución en la profundidad de la columna de agua, cambiaría la composición de las comunidades zooplanctónicas, por su alta capacidad de respuesta, creando grandes consecuencias en dichos ecosistemas (García et al., 2007). Estos cambios los podemos observar en la laguna RSI, que destaca por su baja diversidad, por ser la laguna menos profunda (tabla 2) y temporal muy sensible a los años de sequía extrema estival.

Se pueden esperar futuros cambios importantes en el estado ecológico de los lagos debido al cambio climático (Blenckner et al., 2007; Jeppesen et al., 2009). Los cladóceros pueden ser indicadores útiles para los efectos directos e indirectos del cambio climático (Jeppesen et al., 2011), ya que la composición de este grupo puede variar con los cambios en las variables fisicoquímicas, cambiando la proporción de especies pelágicas y bentónicas que están más asociadas a ambientes eutróficos u oligotróficos.

Con un aumento en el estado trófico de un sistema acuático, las especies grandes de la abundancia de zooplancton total son reemplazadas por especies más pequeñas como los rotíferos (Gliwicz, 1969). Es decir, en sistemas que tienden a la eutrofización, la estructura de las comunidades zooplanctónicas se desplaza hacia un aumento en la biomasa relativa del microzooplancton sobre la biomasa del macrozooplancton. En los resultados podemos observar la diferencia de biomasa de rotíferos entre las lagunas de Charca Suárez que tienen unos valores entre 18-1460 µg/L y las lagunas de Sierra Nevada de 7,5-20,4 µg/L (Tabla 3).

Al no tener datos de otros años de composición de zooplancton en las lagunas de Charca Suárez, no podemos hacer comparativas. En cambio, en las lagunas de Sierra Nevada existen datos registrados desde hace 40 años, de este modo, podemos ver especies que han colonizado lagunas donde antes estaban ausentes. Con los datos recogidos de otros estudios (Morales-Baquero, 1985; Hernández, 1986), podemos ver las variaciones en composición en las diferentes comunidades zooplanctónicas. En relación a los rotíferos, existe un aumento en la riqueza de especies, ya que Morales-Baquero (1985) observó en las lagunas de Río Seco Inferior, Río Seco y Borreguil, 10 especies de rotíferos, mientras que en este TFM se han observado un total de 14 especies, siendo nuevas en estas lagunas especies del género *Lecane* como *L. furcata*, *L. lunaris*, *L. flexilis*, *L. quadridentata* y otras como *Keratella cochlearis* y *Brachionus quadridentatus*. Con respecto a las especies de cladóceros observamos una disminución en la riqueza en comparación con los datos recogidos en 1986 (Hernández, 1986), pasando de un total de 9 especies registradas en ese año a un total de 4 especies en los muestreos de 2017. Las especies de cladóceros de este muestreo también se encontraban presentes en las lagunas de estudio en el año 1986, siendo *Alona sp.*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia pulex-pulicaria* y *Macrothrix groenlandica*. Las especies que no aparecieron en este muestreo fueron 4 especies del género *Alona* y *Bosmina longirostris*, siendo esta última indicadora de sistemas eutróficos junto a *Chydorus sphaericus* (22,72 µg/L en BG) (Godeanu, 1978; Jeppesen et al., 1999; Marcé et al., 2005).

La sustitución de cladóceros de gran tamaño por formas más pequeñas son un fenómeno esencial en el proceso de eutrofización (Haberman & Haldna, 2014). La comunidad de cladóceros ha demostrado ser un buen indicador del estado trófico de los cuerpos de agua y de la eficiencia en la red trófica (Davidson et al., 2011). Su posición en el centro de la red trófica los hace sensibles tanto a los cambios *bottom-up* de los recursos como a los cambios *top-down* de depredación o alteración de la red trófica (Brooks y Dodson, 1965; Vanni, 1987; Schriver et al., 1995; Jeppesen et al., 2003a).

Un aumento en la clorofila a y la aparición y desaparición de especies lacustres significan cambios profundos en el funcionamiento del ecosistema, ya que tanto la biomasa del productor primario como la red trófica del lago son componentes principales de la estructura del ecosistema (Jiménez et al., 2018).

En resumen, como en otros estudios vistos (Jiménez et al., 2015; Pérez-Martínez, 2016; Jiménez et al., 2018), índices biológicos como composición de cladóceros y rotíferos, concentración de clorofila a y otros nutrientes pueden demostrar una respuesta significativa a los efectos directos e indirectos de los aumentos de temperatura especialmente en los últimos 50 años. Por tanto, este posible descenso de cladóceros en las lagunas de Sierra Nevada puede ser un buen indicador de las alteraciones sufridas en la estructura ecológica de las lagunas, producidas por el cambio climático.

Como hemos podido comprobar, los parámetros biológicos del zooplancton tales como abundancia, biomasa y estructura de las comunidades nos dan una idea del estado ecológico en el que se encuentran las lagunas. Por tanto, se apoya la inclusión del zooplancton como indicador del estado ecológico de las aguas en la Directiva Marco del Agua (DMA), al igual que los autores citados anteriormente.

Debido al poco espectro muestral, no se puede hacer una mayor inferencia en relación al cambio climático ni patrones de comportamiento. Pero sí se ha podido hacer una buena identificación taxonómica (Anexo II) que nos ayuda a conocer mejor las características ecológicas de cada zona. Para poder hacer una mayor inferencia de por qué se producen estos cambios y de las implicaciones que tendría el cambio climático en estos ecosistemas, habría que tomar un mayor espectro de muestras a lo largo del tiempo y en número de lagunas para poder ver las diferencias en las variables ambientales y en la composición del zooplancton entre unas y otras.

5. CONCLUSIONES

1. Las lagunas de Sierra Nevada son generalmente oligotróficas, mientras que las lagunas de Charca Suárez son hipertróficas.
2. En sistemas eutrofizados la estructura de las comunidades zooplanctónicas se desplaza hacia un aumento en la biomasa relativa de rotíferos sobre la biomasa de cladóceros. La ausencia de cladóceros planctónicos en el complejo lagunar Charca Suárez puede ser indicativa de la menor calidad de dichas aguas.
3. La laguna Aneas es la menos eutrofizada de todo el complejo lagunar de Charca Suárez, ya que presenta una mayor diversidad de especies y unas concentraciones más bajas de nitrógeno y fósforo total y de clorofila a. Por tanto, los esfuerzos de gestión de la conservación de este complejo, deberían priorizarse en esta laguna.
4. La estructura actual de la comunidad zooplanctónica de las lagunas de Río Seco Inferior, Río Seco y Borreguil de Sierra Nevada, es distinta a hace 30 años, apreciándose un incremento de especies de rotíferos y una disminución de especies de cladóceros planctónicos.
5. Aunque las métricas de riqueza y diversidad de taxones de zooplancton no han mostrado variación con el estado trófico de las lagunas analizadas en este estudio, por su parte, las métricas de abundancia y biomasa relativa de rotíferos sí se han ajustado a los indicadores de eutrofia. Por tanto, con este trabajo fin de máster aconsejamos el estudio de estas últimas para el estudio del estado ecológico de lagunas.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allan, J.D., 1976. "Life history patterns in zooplankton," *American Naturalist.*, vol. 110, pp. 165–176.
- Angeler D.C., Alvarez M.C., Rojo C. & Sánchez S.M. 1999. The significance of water inputs to plankton biomass and trophic relationships in a semi-arid freshwater wetland (central Spain). *Journal of Plankton Research.* 22: 2075-2093.
- Apha, A. (1995). WPCF, Standard methods for the examination of water and wastewater. *American Public Health Association, Washington, DC.*
- Bottrell, H.H., Duncan, A., Gliwicz, Z.M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P. & Weglenska, T. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norw.J.Zool.* 24, 419-456.
- Brooks, J. & S. Dodson, 1965. Predation, body size, and composition of plankton. *Science* 150: 28–35.
- Caroni, R. & K. Irvine. 2010. The potential of zooplankton communities for ecological assessment of lakes: redundant concept or political oversight?. *Biology and Environment: Proceeding of the Royal Irish Academy*, 110(1): 35-53.
- CIS, 2003. Monitoring under the Water Framework Directive. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No 7. Working Group 2.7 – Monitoring. European Communities, Luxembourg.
- Conde-Porcuna, J. M., Ramos-Rodríguez, E., & Morales-Baquero, R. (2004). El zooplancton como integrante de la estructura trófica de los ecosistemas lénticos., 7.
- Davidson, T., A. H. Bennion, E. Jeppensen, G. H. Clarke, C. Sayer, D. Morley, B. V. Odgaard, P. Rasmussen, R. Rawcliffe, J. Salgado, G. L. Simpson & S. L. Amsinck. 2011. The role of cladocerans in tracking long-term change in shallow lake trophic status. *Hydrobiologia*, 676: 299-315.
- Ejsmont-Karabin, J. 2012. The usefulness of zooplankton as lakeecosystem indicators: rotifer trophic state index. *Polish Journal of Ecology*, 60:339-350.
- Ferrari, I., C. Bellavere, L. Camurri & M. Castellani, 1975. Limnologia física e química e conteúdos de clorofila-a nel fitoplankton di un lago di montagna, il lago Sant Parmense. *Riv. Biol.* 14: 13-49.
- García-Jurado, F., Guerrero, F., Galotti, A., Parra, G., Cruz-Pizarro, L., de Vicente, I., ... & León, P. (2007). El plancton de las lagunas de Sierra Nevada: Necesidad de estudios transdisciplinarios/Plankton community in Sierra Nevada Lakes: The need for transdisciplinary study. *M+ A: Revista Electrónica de Medioambiente*, (4), 1.
- Gliwicz, Z.M. (1969) Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophic status. *Ecol. Pol.* , 17, 663–708.
- Godeanu SP, 1978. Specificity of the zooplankton in several lakes from northern Germany with different degree of eutrophication. *Verh. Int. Verein Limnol.* 20:963-968.
- Gotelli, N. J. & R. K. Colwell. 2011. Estimating species richness. In: *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. Magurran, A. E. & B. J. McGill (Eds.). Oxford University Press: EUA.

Gyung Soo Park, Harold G. Marshall; Estuarine relationships between zooplankton community structure and trophic gradients, *Journal of Plankton Research*, Volume 22, Issue 1, 1 January 2000, Pages 121–136.

Haberman, J., & Haldna, M. (2014). Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: long term study of Lake Vörtsjärv. *Journal of Limnology*, 73(2).

Iannacone J., Alvarino L.. Diversidad del zooplancton en la Reserva Nacional de Junin, Perú, *Ecología Aplicada*, 2006, vol. 5 (pg. 175-181)

Jara García-Chicote, 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. *Institut Cavanilles de Biodiversitat i Biología Evolutiva*. Universitat de València. 384 pp.

Jeppesen E, Jensen JP, Søndergaard M, Lauridsen T, 1999. Trophic dynamics in turbid and cleanwater lakes with special emphasis on the role of zooplankton for water clarity. *Hydrobiologia* 408/409:217-231.

Jeppesen, E., J. Jensen, C. Jensen, B. Faafeng, D. Hessen, M. Søndergaard, T. Lauridsen, P. Brettum & K. Christoffersen, 2003a. The impact of nutrient state and lake depth on top-down control in the pelagic zone of lakes: a study of 466 lakes from the temperate zone to the arctic. *Ecosystems* 6: 313–325.

Jeppesen, E., Meerhoff, M., Holmgren, K., González-Bergonzoni, I., Teixeira-de Mello, F., Declerck, S. A., ... & Conde-Porcuna, J. M. (2010). Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function. *Hydrobiologia*, 646(1), 73-90.

Jeppesen, E., Nöges, P., Davidson, T. A., Haberman, J., Nöges, T., Blank, K., ... & Johansson, L. 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(1), 279.

Jiménez L, Romero-Viana L, Conde-Porcuna JM, Perez-Martinez C. 2015. Sedimentary photosynthetic pigments as indicators of climate and watershed perturbations in an alpine lake in southern Spain. *Limnetica* 34:439–54.

Jiménez, L., Conde-Porcuna, J.M., García-Alix, A., Toney, J.L., Heiri, O., Pérez-Martínez, C. 2018. Ecosystem Responses to Climate-Related Changes in a Mediterranean Alpine Environment Over the Last ~ 180 Years. *Ecosystems*, 1-15 pp.

Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente (2006). Datos climáticos básicos de Sierra Nevada.

Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente (2009). Inventario de Humedales de Andalucía (I.H.A). Charca Suárez. T.M. Motril (Granada).

Malueg, K.W., J.R. Tilstra, D.W. Schults & C.F. Powers, 1978. Limnological observation on an ultra-oligotrophic lake in Oregon, USA. *Verh. Internat. Verein Limnol.* 20: 292-302.

Marcé R, Comerma M, Garcia JC, Gomé J, Armengol J, 2005. The zooplankton community in a small, hypertrophic mediterranean reservoir (Foix reservoir, NE Spain). *Limnetica* 24:275-294.

- Margalef, R., L. Campas, M.R. Miracle & J.M. Vilaseca, 1975. Introducción al estudio de los lagos pirenaicos. *Naturalia hispanica* 4. Ministerio de Agricultura. ICONA. 47 págs.
- Meehl, G. A., T. F. Stocker, W. D. Collins, P. Friedlingstein, A. T. Gaye, J. M. Gregory, A. Kitoh, R. Knutti, J. M. Murphy, A. Noda, S. C. B. Raper, I. G. Watterson, A. J. Weaver & Z.-C. Zhao, 2007. Global climate projections. In Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor & H. L. Miller (eds), *Climate Change 2007: the Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge: 749–844.
- Moreno, C., 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T Manuales y Tesis. Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA). Zaragoza, España.
- Moss, B., 2007. Shallow lakes, the water framework directive and life. What should it all be about? *Hydrobiologia*, 584:381-394.
- OCDE. 1982. Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. Paris, 164 pp.
- Odum, W. E., Dunn, M. L. Y Smith, T. J. 1979. Habitat value of tidal freshwater wetlands. En, Greeson, P. E., Clark. J. R. y Clark, J. E. (eds): *Wetlands functions and values: The estate American Water Resources Association*. Minneapolis.
- Ortega, F., Paracuellos, M & Guerrero, F. 2004. Corología de macrófitos acuáticos en Andalucía oriental. *Lazaroa* 25: 179-185.
- Ostojic, A. 2000. Effect of eutrophication on changes in the composition of zooplankton in the Grošnica Reservoir (Serbia, Yugoslavia). *Hydrobiologia*, 436: 171-178.
- Parejo, P. G. (2017). Estudio de la fracción orgánica del sedimento de cinco lagunas costeras de la desembocadura del río Guadalquivir. *Encuentros en la Biología*, 10(163), 243-246.
- Pérez-Martínez C. 2016. Analysis of the palaeolimnological indicators in the lakes of Sierra Nevada. In: Zamora R, Pe´rezLuque AJ, Bonet FJ, Barea-Azco´n JM, Aspizua R, Eds. *Global change impacts in Sierra Nevada: challenges for conservation*. Sevilla: Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía.
- Rice, W. R. 1989. Analyzing tables of statistical tests. *Evolution* 43: 223–225.
- Richard L. Whitman, Meredith B. Nevers, Maria L. Goodrich, Paul C. Murphy, Bruce M. Davis (eds) 2004. Characterization of Lake Michigan coastal lakes using zooplankton assemblages. *Ecological Indicators*, volume 4, Issue 4. Pages 277-286.
- RODRÍGUEZ, C., BECARES, E., CONTY, A., BLANCO, S. 2004. Funcionamiento de los lagos someros mediterráneos. *Asociación Española de Ecología Terrestre. Ecosistemas* 13 (2): 2-12.
- Richardson, A. J. 2008. In hot water: zooplankton and climate change. – *ICES Journal of Marine Science*, 65: 279–295.
- Riofrío J., Samanez I., Carrasco F. & Clavo M. 2003. Caracterización limnológica de la laguna de Cashibococha (Ucayali-Perú) durante el año 2001. *Revista peruana de biología*. 10: 183-194.
- Sanchez-Castillo, P.M., 1988. Algas de las lagunas de alta montaña de Sierra Nevada (Granada, España). *Acta Botánica Malacitana* 13: 21-52.

Sánchez-Castillo, P.M., 1989. Caracterización del fitoplancton de las lagunas de alta montaña de Sierra Nevada (Granada, España) en relación con las características físico-químicas del medio. *Limnética*, 5, 37-50.

Seda J. & Devetter M. 2000. Zooplankton community structure along a trophic gradient in a canyon-shaped reservoir. *Journal of Plankton Research*. 22: 1829-1840.

Schriver, P., J. Bogestrand, E. Jeppesen & M. Sondergaard, 1995. Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions: large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. *Freshwater Biology* 33: 255–270.

Serrano, F., Rosúa, J.L. 2008. La Vega de Motril (Granada) como espacio verde periurbano: su valor paisajístico para el desarrollo sostenible. *Observatorio Medioambiental*. Vol.11, 201-207.

Shannon, C. E. (1949). *The Mathematical Theory of Communication*. By CE Shannon and Warren Weaver. Urbana.

Uimonen-Simola, P., Tolonen, K., 1987. Effect of recent acidification on Cladocera in small clear-water lakes studied by means of sedimentary remains. *Hydrobiología*. Volumen 145, Number 1. 343 pp.

Utermöhl, H., 1958. Zur Wervollkommnung der Quantitativen Phytoplankton Methodic. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 9: 1–38.

Villar-Argaiz, Manuel & Bullejos Carrillo, Francisco José. (2015). Centinelas del cambio global (II): Los consumidores herbívoros en la Laguna de La Caldera [Climate change sentinels (II): Herbivorous consumers in Lake La Caldera].

Zamora, R., Pérez-Luque, A.J., Bonet, F.J., Barea-Azcón, J.M. y Aspizua, R. (editores). 2015. La huella del cambio global en Sierra Nevada: Retos para la conservación. *Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio*. Junta de Andalucía. 208 pp.

ANEXO I

Tabla 1. Especies presentes en la laguna de Río Seco Inferior (marcadas con x), la media de longitud de los individuos y el número de individuos contados en cada muestra.

Tabla 1.1. Individuos por litro cuantificados en cada uno de los días de muestreo.

MUESTRAS CUANTITATIVAS RÍO SECO INFERIOR						
Especies	RSI 19/7/17	L x (µm)	Número	RSI 7/9/17	L x (µm)	Número
Rotíferos						
<i>Bdelloideo</i> spp.	X	100,06	3			
<i>Brachionus quadridentatus</i>						
<i>Cephalodella</i> sp.				X	162,88	1
<i>Colurella</i> sp						
<i>Euchlanis dilatata</i>				X	127,18	2
<i>Hexartha</i> spp.				X	219,16	2
<i>Keratella cochlearis</i>						
<i>Lecane flexilis</i>						
<i>Lecane furcata</i>	X	75,3	13	X	71,54	90
<i>Lecane lunaris</i>				X	83,13	10
<i>Lecane quadridentata</i>						
<i>Lepadella patella</i>						
<i>Trichocerca</i> sp.						
<i>Trichotria tetractis</i>						
Cladóceros						
<i>Alona</i> sp.						
<i>Chydorus sphaericus</i>						
<i>Daphnia pulex-pulicaria</i>						
<i>Macrothrix groenlandica</i>						
Total	2		16	5		105

	RSI 19/7/17	RSI 7/9/17	RSI 25/9/17	RSI 31/10/17
ml observados/ ml muestra	49/49	35/45	SECO	40/40
Volumen filtrado	4 L	2 L	SECO	4 L
ind. Muestra obs.	16	105	SECO	0
ind. En total por litro	4	67,5	SECO	0

Tabla 2. Especies presentes en la laguna de Río Seco (marcadas con x), la media de longitud de los individuos y el número de individuos contados en cada muestra.

Tabla 2.1. Individuos por litro cuantificados en cada uno de los días de muestreo.

MUESTRAS CUANTITATIVAS RÍO SECO												
Especies	RSE 19-7-17	L x (µm)	Número	RSE 7-9-17	L x (µm)	Número	RSE 27-9-17	L x (µm)	Número	RSE 31-10-17	L x (µm)	Número
Rotíferos												
<i>Bdelloideo</i> spp.	X	129,49	6									
<i>Braquionus quadridentatus</i>												
<i>Cephalodella</i> sp.	X	125,4	1									
<i>Colurella</i> sp.												
<i>Euchlanis dilatata</i>	X	216,46	5	X	221,36	3						
<i>Hexarthra</i> spp.	X	214,31	66	X	205,5	96	X	201,54	14			
<i>Keratella cochlearis</i>	X	109,9	3									
<i>Lecane flexilis</i>	X	75,69	8									
<i>Lecane furcata</i>	X	70,08	13	X	71,15	1						
<i>Lecane lunaris</i>												
<i>Lecane quadridentata</i>												
<i>Lepadella patella</i>	X	80,38	1									
<i>Trichocerca</i> sp.												
<i>Trichotria tetractis</i>												
Cladóceros												
<i>Alona</i> sp.				X	372,05	4						
<i>Chydorus sphaericus</i>				X	35 div (10x)	1						
<i>Daphnia pulex-pulicaria</i>	X	48,8 div(4x)	176							X	65 div (4x)	1
<i>Macrothrix groenlandica</i>							X	482,04	1			
Total	9		279	5		104	2		15	1		1

	RSE 19-7-17	RSE 7-9-2017	RSE 27-9-17	RSE 31-10-17
ml observados/ ml muestra	18/60	45/45	40/40	55/55
Volumen filtrado	4 L	4 L	4 L	4 L

Tabla 3. Especies presentes en la laguna de Borreguill (marcadas con x), la media de longitud de los individuos y el número de individuos contados en cada muestra.

Tabla 3.1. Individuos por litro cuantificados en cada uno de los días de muestreo.

MUESTRAS CUANTITATIVAS BORREGUIL									
Especies	BG 13/7/17	L x (µm)	Número	BG 5/9/17	L x (µm)	Número	BG 25/9/17	L x (µm)	Número
Rotíferos									
<i>Bdelloideo</i> spp.	X	135,2	77				X	147,19	1
<i>Brachionus quadridentatus</i>				X	134,15	1			
<i>Cephalodella</i> sp.									
<i>Colurella</i> sp.									
<i>Euchlanis dilatata</i>	X	197,63	9				X	266,05	3
<i>Hexarthra</i> spp.									
<i>Keratella cochlearis</i>	X	121,56	4						
<i>Lecane flexilis</i>				X	75,04	1			
<i>Lecane furcata</i>				X	65,19	34			
<i>Lecane lunaris</i>									
<i>Lecane quadridentata</i>				X		10			
<i>Lepadella patella</i>	X	72,11	10	X	68,68	1			
<i>Trichocerca</i> sp.	X	202,58	1						
<i>Trichotria tetractis</i>	X	131,87	3						
Cladóceros									
<i>Alona</i> sp.									
<i>Chydorus sphaericus</i>	X	325,04	174	X	321,24	3	X	269,01	19
<i>Daphnia pulex-pulicaria</i>	X	40 div (4x)	1	X	40 div (10x)	1	X	80 div(10x)	3
<i>Macrothrix groenlandica</i>									
Total	8		202	7		51	4		26

	BG 13/7/17	BG 5/9/17	BG 25/9/17	BG 24/10/17
ml observados/ ml muestra	30/55	60/60	55/55	60/60
Volumen filtrado	4 L	4 L	4 L	4 L
ind. Muestra obs.	279	51	26	0
ind. En total por litro	153,45	12,75	6,5	0

Tabla 4. Especies presentes en las lagunas de Charca Suárez (marcadas con x), la media de longitud de los individuos y el número de individuos contados en cada muestra.

Tabla 4.1. Individuos por litro cuantificados en el día de muestreo.

MUESTRAS CUANTITATIVAS CHARCA SUÁREZ															
Especies	ÁLAMO	L x (µm)	Número	TARAJE	L x (µm)	Número	TRÉBOL	L x (µm)	Número	ANEAS	L x (µm)	Número	LIRIO	L x (µm)	Número
Rotíferos															
<i>Anuraeopsis</i> sp.				X		1									
<i>Bdelloideo</i> spp.	X	137,52	148	X	120,95	5	X	122,48	10	X	121,85	65			
<i>Brachionus angularis</i>	X	97,34	2	X	85,14	214									
<i>Brachionus quadridentatus</i>	X	140,09	2				X	138,61	31	X	150,73	2	X	148,08	1
<i>Cephalodella</i> sp.													X	124,97	1
<i>Euchlanis dilatata</i>	X	125,62	3				X	160,04	8	X	150,31	8			
<i>Hexarthra</i> spp.	X	133,07	1												
<i>Keratella cochlearis</i>	X	100,36	1	X	93,38	1									
<i>Lecane bulla</i>	X	111,38	5	X	108,35	5	X	112,94	382	X	114,52	72	X	109,92	401
<i>Lecane closteroerca</i>							X	63,46	125	X	64,83	38			
<i>Lecane furcata</i>							X	66,02	23	X	65,71	8	X	68,21	7
<i>Lecane inopinata</i>													X	60,64	17
<i>Lecane luna</i>	X	117,14	5	X	108,37	1	X	104,2	68	X	108,32	3	X	112,9	46
<i>Lecane quadridentata</i>				X	131,27	1	X	121,12	60	X	109,65	22	X	110,88	25
<i>Lecane</i> sp.													X	74,56	2
<i>Lepadella patella</i>	X	80,97	31	X	77,82	5				X	77,21	55	X	75,07	37
<i>Lepadella</i> sp1	X	96,51	6	X	94,15	1				X	93,83	9			
<i>Lepadella</i> sp2										X	66,92	6			
<i>Mytilina mucronata</i>										X	130,31	3			
<i>Platyas quadricornis</i>										X	137,8	10			
Total	10		204	9		234	8		707	13		301	9		537

	ÁLAMO	TARAJE	TRÉBOL	ANEAS	LIRIO
ml observados/ ml muestra	17/60	20/50	3/60	6/46	6/60
Volumen filtrado	2 L	2 L	2 L	3 L	2 L
ind. Muestra obs.	204	234	707	301	537
ind. En total por litro	360	292,5	7070	1003,33	2685

TABLAS ANOVA

Tabla 5. Resumen de los ANOVA de un factor realizados en función de las variables fisicoquímicas. Las diferencias significativas se indican con los valores de P en negrita.

Alcalinidad (meq/L)	gl	MS	F value	P value
Region	1	22,859	47,27	< 0,001
Residuals	5	0,484		
Área superficial (ha)				
Region	1	0,1015	1,014	0,353
Residuals	6	0,1001		
Cl a (µg/L)				
Region	1	980,2	4,703	0,073
Residuals	6	208,4		
Conductividad (µS/cm)				
Region	1	28,126	62,11	< 0,001
Residuals	6	0,453		
NT (µg/L)				
Region	1	3537459	6,911	0,058
Residuals	4	511848		
pH				
Region	1	3,986	21,32	0,004
Residuals	6	0,187		
Profundidad (cm)				
Region	1	2,0931	4,252	0,085
Residuals	6	0,4922		
PT (µg/L)				
Region	1	411055	6,465	0,064
Residuals	4	63584		
T (°C)				
Region	1	173,96	61,04	0,001
Residuals	6	2,85		
Disco Secchi				
Region	1	4079	3,168	0,125
Residuals	6	7726		

Tabla 6. Resumen ANOVA de un factor realizados en función de la Abundancia y de la Biomasa total y de rotíferos. Las diferencias significativas se indican con los valores de P en negrita.

Abundancia (ind/L)	gl	MS	F value	P value
Region	1	17,195	13,24	0,011
Residuals	6	1,299		
Biomasa (µg/L)				
Region	1	3,487	1,054	0,344
Residuals	6	3,31		
Abundancia rotíferos (ind/L)				
Region	1	24,544	19,16	0,005
Residuals	6	1,281		
Biomasa rotíferos (µg/L)				
Region	1	17,106	8,48	0,027
Residuals	6	2,017		

Tabla 7. Resumen de los ANOVA de un factor realizados en función de la región y la diversidad y riqueza total y de rotíferos. (a) Con la laguna RSI incluida y (b) sin la laguna RSI.

a)	Diversidad	gl	MS	F value	P value
	Región	1	0,0454	0,169	0,695
	Residuals	6	0,26847		
	Diversidad rotíferos				
	Región	1	0,0645	0,242	0,640
	Residuals	6	0,26658		
	Riqueza				
	Región	1	0,824	0,151	0,710
	Residuals	6	5,417		
	Riqueza rotíferos				
	Región	1	2,657	0,518	0,499
	Residuals	6	5,129		
b)	Diversidad	gl	MS	F value	P value
	Región	1	0,0013	0,004	0,954
	Residuals	6			
	Diversidad rotíferos				
	Región	1	0,0078	0,022	0,890
	Residuals	6	0,3559		
	Riqueza				
	Región	1	0,759	0,139	0,729
	Residuals	6	5,476		
	Riqueza rotíferos				
	Región	1	0,002	0	0,987
	Residuals	6	5,981		

ANEXO II



IMÁGENES DE LAS ESPECIES DE ROTÍFEROS Y CLADÓCEROS TOMADAS EN LABORATORIO CON EL PROGRAMA MOTIC IMAGES PLUS 2.0.

Se tomaron un total de 671 imágenes, de las cuáles fueron escogidas las fotos de las siguientes especies que aparecen por orden alfabético:



Imagen 1. *Anuraeopsis sp* con huevo.



Imagen 2. *Bdelloide spp.*

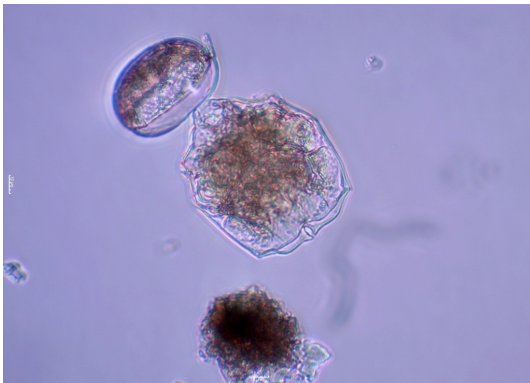


Imagen 3. *Brachionus angularis* con huevo.

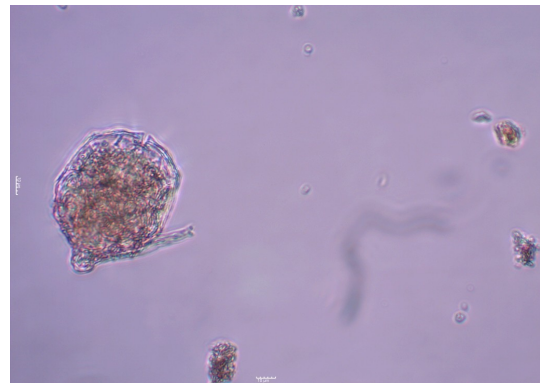


Imagen 4. *Brachionus angularis* con pie visible.

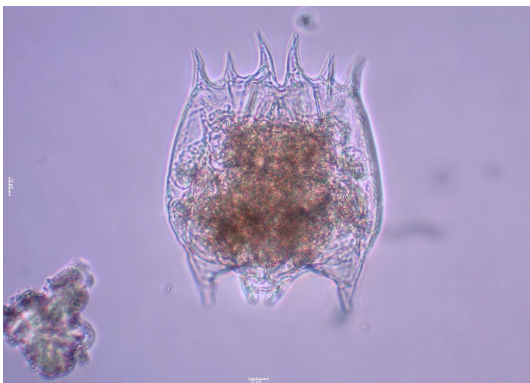


Imagen 5. *Brachionus quadridentatus.*



Imagen 6. *Brachionus quadridentatus* con huevo.



Imagen 7. *Cephalodella* sp.



Imagen 8. *Colurella* sp.

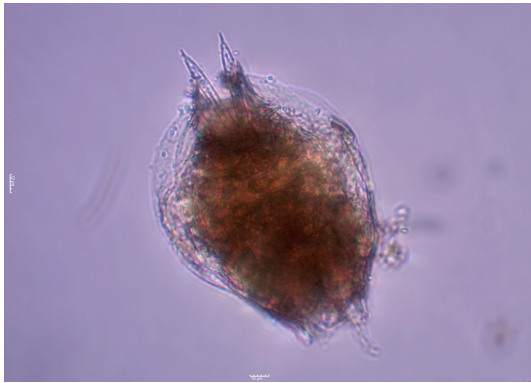


Imagen 9. *Euchlanis dilatata*.



Imagen 10. *Euchlanis dilatata* pie escondido.

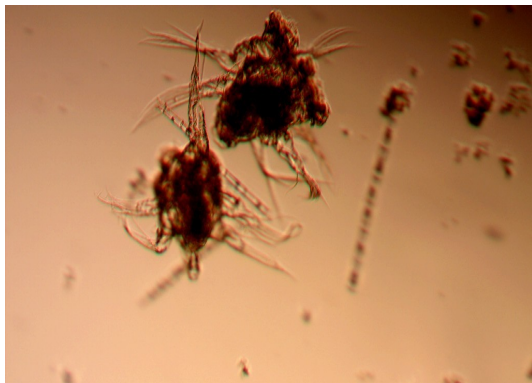


Imagen 11. *Hexarthra* spp.

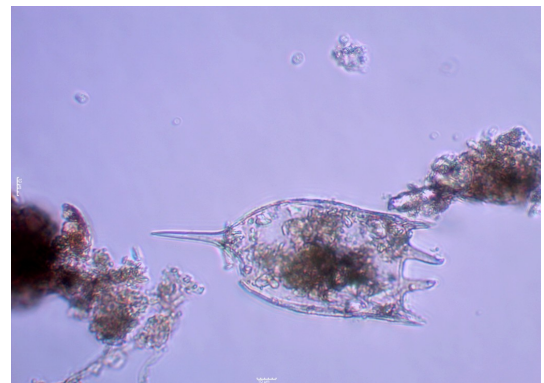


Imagen 12. *Keratella cochleari*



Imagen 13. *Lecane bulla*.

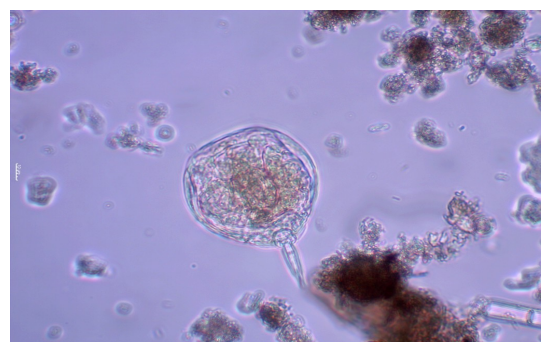


Imagen 14. *Lecane closterocerca*.

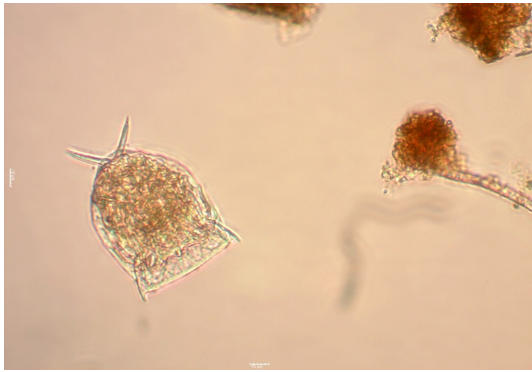


Imagen 15. *Lecane flexilis*.



Imagen 16. *Lecane furcata*.

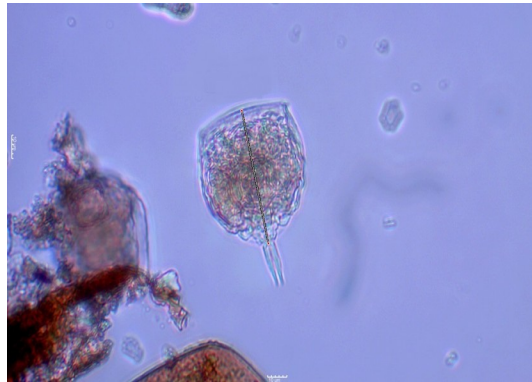


Imagen 17. *Lecane inopinata*.

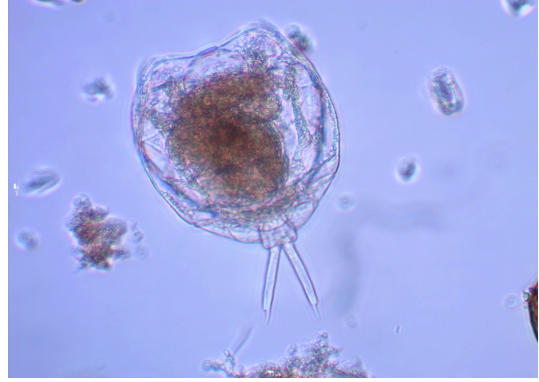


Imagen 18. *Lecane luna*.



Imagen 19. *Lecane lunaris* pie escondido.



Imagen 20. *Lecane* spp.

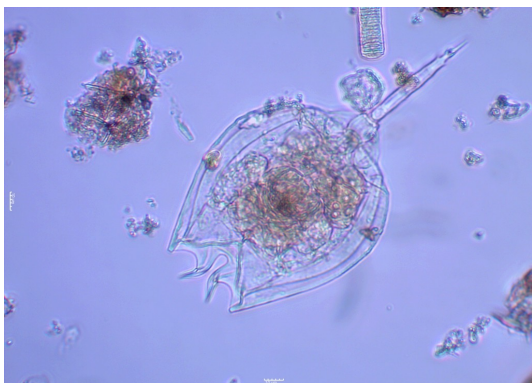


Imagen 21. *Lecane quadridentata*.



Imagen 22. *Lepadella patella*. L: 74,34 μ m.



Imagen 23. *Lepadella sp 1*. Longitud: 91,09 μm.

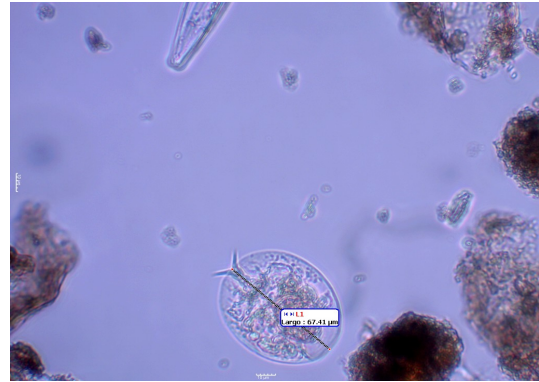


Imagen 24. *Lepadella sp 2*. Longitud: 67,41 μm.



Imagen 25. *Mytilina mucronata*.



Imagen 26. *Platyas quadricornis*.



Imagen 27. *Trichocerca sp.*



Imagen 28. *Trichotria tetractis*.



Imagen 29. *Alona sp.*



Imagen 30. *Alona sp* detalle garra.

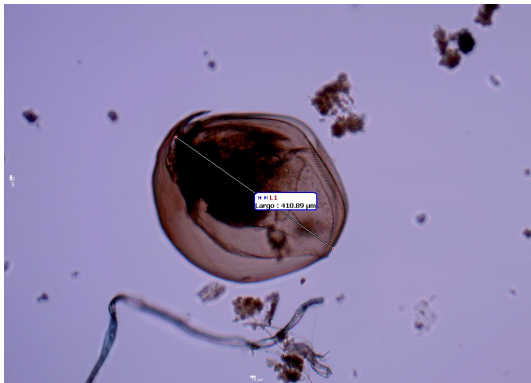


Imagen 31. *Chydorus sphaericus.*



Imagen 32. *Chydorus sphaericus* detalle rostro.



Imagen 33. *Daphnia pulex-pulicaria.*



Imagen 34. *Daphnia pulex-pulicaria.*

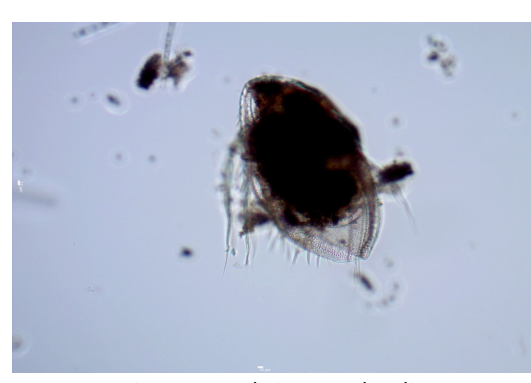


Imagen 35. *Macrothrix groenlandica.*

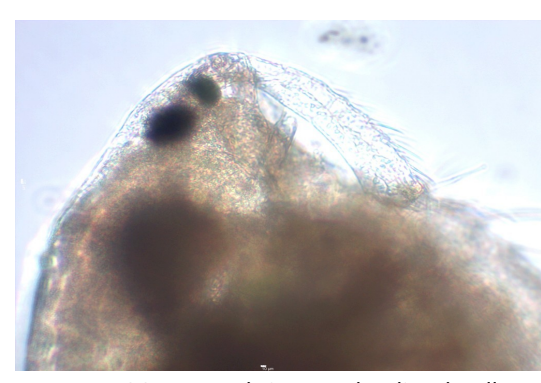


Imagen 36. *Macrothrix groenlandica* detalle rostro.

