

## **Caracterización fenotípica de microalgas y cianobacterias del fitoplancton del embalse La Mica**

### **Phenotypic characterization of microalgae and cyanobacteria of phytoplankton from La Mica reservoir**

K, Clavijo P. <sup>1</sup>, D, Astorga <sup>1</sup>

1. Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Grupo de Investigación en Ecología Microbiana y Microbiología Aplicada, Av. 12 de Octubre 1076 y Roca, Quito-Ecuador, [kclavijo437@puce.edu.ec](mailto:kclavijo437@puce.edu.ec); [dastorga199@puce.edu.ec](mailto:dastorga199@puce.edu.ec)

**RESUMEN.-** El embalse La Mica es un embalse altoandino semi-artificial, considerado oligotrófico y de gran importancia por su aprovechamiento como fuente primordial de agua de consumo para diversas regiones de la ciudad de Quito. Por esta razón, resulta esencial la evaluación de los componentes microbianos indicadores de calidad de agua. Con el objetivo de determinar la diversidad de microalgas y cianobacterias del fitoplancton del embalse La Mica y su relación con el estado trófico del ecosistema y la calidad de agua para consumo humano, se realizaron tres muestreos en el centro del embalse en los meses de mayo, septiembre y octubre de 2019. En estas colectas, se tomaron muestras de la columna de agua en siete diferentes profundidades. Se obtuvieron 42 muestras, la mitad para visualización directa y la otra mitad para cultivo en medios semisólidos y se procedió a la caracterización fenotípica de microorganismos fotosintéticos mediante claves taxonómicas. Se identificaron 25 géneros clasificados en ocho divisiones. Entre estos, se definieron 14 géneros con mayor potencial como bioindicadores del estado del ecosistema. Con estos resultados, se pudo concluir biológicamente que el estado trófico de La Mica se encuentra en un proceso de transición entre la oligotrofia y la mesotrofia, de acuerdo a la presencia de taxones que facilitan la caracterización del ecosistema y que denotan variación debido a contaminantes y factores climáticos. Con esto, se destaca la importancia de microalgas y cianobacterias como productores primarios y se corrobora su relevancia como excelentes bioindicadores del estado trófico y de los cambios en las propiedades en ecosistemas acuáticos. Además, resalta la necesidad imperativa del monitoreo constante de los cambios en la comunidad microbiana fotosintética del cuerpo de agua mediante la composición, la presencia-ausencia y la abundancia de determinados taxones fotosintéticos para prevenir problemas futuros en el embalse, que podrían dificultar el consumo del agua por el ser humano.

**PALABRAS CLAVE:** Bioindicador, embalse altoandino, estado trófico, microorganismos fotosintéticos.

**ABSTRACT.-** La Mica reservoir is a semi-artificial high Andean reservoir, considered oligotrophic and of great importance as primary source of drinking water for several areas of Quito. For this reason, the evaluation of water quality by means of microbial indicators results essential. In order to determine the diversity of microalgae and cyanobacteria of the phytoplankton of La Mica reservoir and its relationship with the state of the ecosystem and its water quality, three monthly samplings were carried out in the center of the reservoir in May, September and October 2019. In these collections, samples of the water column were taken at seven different depths. Forty two samples were obtained, half of them for direct microscopic observation and the other half for culture in semisolid media. Phenotypic characterization of photosynthetic microorganisms was carried out using taxonomic keys. Twenty five taxa classified into eight divisions were identified. Among these, 14 had the greatest potential as bioindicators of the state of the ecosystem. It was possible to biologically conclude that the trophic state of La Mica is in transition between oligotrophy and mesotrophy, according to the presence of taxa that facilitate the characterization of the ecosystem and that denote variation due to pollutants and climate factors. With this, the importance of microalgae and cyanobacteria as primary producers is highlighted and their relevance as excellent bioindicators of trophic state and changes in properties in aquatic ecosystems is corroborated. Furthermore, it underlines the need for constant monitoring of changes in the photosynthetic microbial community of the water body through the composition, presence-absence and abundance of certain photosynthetic taxa to prevent potential problems in the reservoir in the future.

**KEY WORDS:** Bioindicator, cyanobacteria, high Andean reservoir, trophic state, photosynthetic microorganisms.

## **INTRODUCCIÓN**

Los embalses altoandinos son sistemas acuáticos naturales, artificiales o semi-artificiales que existen o se construyen en zonas de alta montaña entre los 3200 a 4500 m.s.n.m y se aprovechan como fuentes primordiales de captación de agua de consumo para diversas regiones y para la producción de energía hidroeléctrica (Guamán y González 2016; Pacheco 2018). En Latinoamérica, particularmente, una gran cantidad de afluentes de agua como ríos, lagos, acuíferos y aguas subterráneas desembocan en estos reservorios (Pacheco 2018). Estos afluentes son captados por los embalses para canalizar el uso de sus aguas, determinar sus características específicas y analizar sus propiedades fisicoquímicas (Quinan et al. 2017).

Los embalses altoandinos se caracterizan por temperaturas entre 4 a 10°C y diversos factores entre los que se encuentran, principalmente, su estado trófico y su hidrodinámica. Por su estado trófico se clasifican en: oligotróficos (poca cantidad de nutrientes orgánicos), mesotróficos (cantidad media de nutrientes orgánicos) y eutróficos (ricos en nutrientes orgánicos) (Camacho et al. 2009; Pérez et al. 2020). Por su hidrodinámica, se dividen en: ecosistemas lénticos (cuerpos de agua sin corriente continua) y ecosistemas lóticos (cuerpos de agua con corriente o caudal de agua continuo e irreversible) (Quenta et al. 2016; Pérez et al. 2020). La importancia del estudio de estos embalses recae sobre el análisis no solo de las condiciones físicas y químicas del sistema, sino también en la caracterización de las especies de flora y fauna que se encuentran presentes (Pacheco 2018). Principalmente, deben analizarse los organismos productores primarios del ecosistema acuático entre los que se incluyen las comunidades de microalgas y cianobacterias (Cadena et al. 2013; Guamán y González 2016).

Los microorganismos fotosintéticos que componen el fitoplancton son fundamentales en los ecosistemas acuáticos por ser la base de la cadena trófica y bioindicadores de la calidad de agua del hábitat en donde se desarrollan (Cadena et al. 2013; Morales et al. 2013; Guamán y González 2016). Alto aporte de ortofosfato en las aguas residuales urbanas y alta concentración de nitratos producida por el uso del suelo agrícola (Aubriot et al. 2017; Comba 2017) se cuentan entre los factores que favorecen la proliferación de este tipo de organismos (Aubriot et al. 2017).

El fitoplancton es el conjunto de microorganismos acuáticos autótrofos que forman parte esencial del plancton. Está conformado por una gran diversidad de microorganismos, principalmente microalgas y cianobacterias libres o asociadas, distribuidas en diferentes profundidades de la columna de agua, de acuerdo a sus preferencias y requerimientos de crecimiento (Yusuf 2020). Su presencia en los ecosistemas acuáticos es de especial relevancia, en vista de que su análisis y su identificación taxonómica ayudan a determinar la cantidad de nutrientes presentes en el cuerpo de agua y si existen variaciones de acuerdo a periodos de tiempo específicos. Esto confiere a los organismos de esta comunidad la calificación de bioindicadores efectivos del estado de los ecosistemas acuáticos (Poot-Delgado, Okolodkov y Aké-Castillo 2018; Silva et al. 2018; Yusuf 2020).

El embalse La Mica se caracteriza por su irregularidad climática y fuertes corrientes de agua provocadas por el viento altoandino. Esto provoca que muchos de los microorganismos del fitoplancton provengan del arrastre de material biológico del perifiton (Moreno y Aguirre 2013). El perifiton es una comunidad de organismos de

importancia ecosistémica considerable, que agrupa a una amplia diversidad de microorganismos dentro de una matriz adherida a los bordes del cuerpo de agua y que puede ser arrastrada hacia el centro del embalse por corrientes acuáticas. Por ello, la diversidad taxonómica de microalgas y cianobacterias del fitoplancton está relacionada directamente con la diversidad del perifiton (Moreno y Aguirre 2013; Jiménez et al. 2014; Huanaco et al. 2018).

El objetivo de las investigaciones en torno a la caracterización de los organismos del fitoplancton en diversos cuerpos de agua se ha centrado en analizar si su presencia representa un perjuicio o un beneficio para el sistema (Quinan et al. 2017). Dentro de los aspectos desfavorables, se ha identificado a estos microorganismos como un peligro potencial de toxicidad, debido a la producción de cianotoxinas y a la aparición de floraciones algales nocivas (Köker et al. 2017). Sus impactos resultan significativos en la diversidad y la abundancia de especies de fitoplancton, flora y fauna en los reservorios de agua (Kalaji et al. 2016; Köker et al. 2017; Vélez, Lozano y Cáceres 2016; Comba 2017).

Además, se conocen graves perjuicios para la salud humana y la de animales de crianza, desde leves alergias hasta severas erupciones cutáneas e intoxicaciones graves (Monteagudo y Moreno 2016; Vélez et al. 2016; Aubriot et al. 2017; Minasyan et al. 2018; Petersen et al. 2018). Estas afectaciones se derivan, principalmente, de la presencia de cianotoxinas, con la predominancia de las microcistinas producidas por el género *Microcystis* como las más estudiadas (Carmichael y Boyer 2016).

Desde un abordaje positivo, se ha considerado a los componentes del fitoplancton como bioindicadores de la calidad del agua y de los factores antropogénicos que alteran los ecosistemas acuáticos (Morales et al. 2013; Pacheco 2018). Por ejemplo, se ha comprobado la eficacia de las microalgas *Chlamydomonas reinhardtii*, *Chlorella vulgaris* y *Dictyosphaerium chlorelloides* como bioindicadores de la calidad de agua (Ferro et al. 2012) y de factores medioambientales y antropogénicos al origen de floraciones algales (Kalaji et al. 2016; Ferro et al. 2012; Köker et al. 2017). Dentro de los factores antropogénicos se encuentran los aportes de contaminantes orgánicos mediante la agricultura, la ganadería, los residuos urbanos, la actividad industrial, la contaminación atmosférica y la actividad forestal (Rosso y Giannuzzi 2011; Ferro et al. 2012). Estos son los factores de mayor peligrosidad, debido a que los contaminantes orgánicos que desembocan en los ecosistemas acuáticos pueden provocar su eutrofización por el exceso de fósforo y nitrógeno, que inducen el crecimiento acelerado (floración) de cianobacterias y microalgas presentes (Rosso y Giannuzzi 2011).

Esta eutrofización puede ser provocada también por factores medioambientales, entre los que se encuentra, sobre todo, el calentamiento global. Este ha desencadenado cambios climáticos irregulares en los embalses al incrementar las precipitaciones, difuminar la diferencia entre temporadas seca y lluviosa, acrecentar la escorrentía hacia aguas superficiales y subterráneas, que provocan el enriquecimiento de los componentes orgánicos de las aguas (Ferro et al. 2012; Rosso y Giannuzzi 2011). El calentamiento global es un problema crucial, mas su impacto es especialmente palpable para los ecosistemas de temperaturas por debajo de los 15°C, dentro de los que se incluyen los embalses altoandinos. Se ha evidenciado que, como producto de este calentamiento, las temperaturas de este tipo de embalses han subido entre 1 y 2°C y que se espera un incremento de hasta 4°C para el 2070 (Rojas y Casas 2015). Al igual que el proceso de eutrofización, estos cambios de temperatura modifican las condiciones del ecosistema, con el potencial de generar un incremento en la tasa de crecimiento de algunos taxones de cianobacterias y microalgas (Ferro et al. 2012; Rojas y Casas 2015).

Diferentes metodologías han sido utilizadas para la detección y la caracterización de estos organismos. Por ejemplo, se ha empleado el análisis fisicoquímico del agua para identificar la presencia de contaminantes y cianotoxinas asociadas a elementos del plancton (Minasyan et al. 2018), además de diseñarse biosensores de toxinas mediante microalgas (Ferro et al. 2012). Desde otro enfoque, se han analizado las afectaciones a la salud humana provocadas por contacto directo o indirecto con floraciones de estos organismos (Ferro et al. 2012; Carmichael y Boyer 2016; Kalaji et al. 2016). Los resultados obtenidos han conducido a la creación de guías metodológicas para monitorear cuerpos de agua, que sintetizan la información necesaria para analizar cualitativa y cuantitativamente la calidad de agua de estos ecosistemas (Garcés, Medina y Revelo 2017).

En Ecuador, las microalgas y cianobacterias no han sido estudiadas a profundidad, debido a que en la mayoría de investigaciones publicadas se han evaluado fenómenos específicos de contaminación ambiental en torno a estos organismos, pero su caracterización misma ha sido omitida (Tapia 2007; Cadena et al. 2013; Morales et al. 2013; Ministerio del Ambiente 2015). Las investigaciones se han orientado hacia la eutrofización, el cambio en la calidad de agua y la contaminación por compuestos orgánicos como hidrocarburos, con el fin de brindar posibles soluciones o estrategias de control en embalses del oriente del país (Cadena et al. 2013; Morales et al. 2013; Pacheco 2018). Por otro lado, la limitada especialización en el área de Ficología en Ecuador no

facilita la confiabilidad y la disponibilidad de los resultados obtenidos a través de información publicada (Morales et al. 2013; Pacheco 2018). Por tanto, la identificación de potenciales bioindicadores ambientales relacionados a este grupo microbiano se ha estancado a nivel de trabajos de grado (Pacheco 2018), convirtiéndose en fuentes de información poco recomendables.

Por los motivos expuestos, esta investigación se planteó el objetivo de determinar la diversidad de microalgas y cianobacterias del fitoplancton del embalse La Mica y su relación con el estado trófico del ecosistema y la calidad de agua para consumo humano. Para el cumplimiento de este objetivo, se planteó caracterizar fenotípicamente las microalgas y las cianobacterias del fitoplancton del embalse y establecer una relación entre la diversidad de especies de microalgas y cianobacterias y el estado trófico del ecosistema del embalse en base a bioindicadores fitoplanctónicos. Con esto, se pretendió aportar una solución puntual al déficit de información publicada acerca de la caracterización de microalgas y cianobacterias del fitoplancton en embalses altoandinos del país, debido a su importancia como fuentes de agua potable (Maldonado 2015). Además, con los datos obtenidos, se pudo establecer una línea base o punto de partida para futuros análisis de la evolución de la diversidad de especies de microalgas y cianobacterias en el fitoplancton y el impacto de posibles cambios ambientales sobre estos organismos y su ecosistema (Tapia 2007; Rodríguez y Miño 2018). En este sentido, existe especial interés en concentrar esfuerzos en embalses de alta importancia para el suministro de agua potable para el país.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### **Área de estudio**

El embalse La Mica, que forma parte del Proyecto La Mica-Quito Sur, está ubicada entre la provincia de Pichincha y Napo y permite la captación de ríos de la cuenca alta del río Napo (Fundación Antisana 2002). Es uno de los reservorios de agua más importantes en la zona andina de Ecuador, ubicado dentro de la Reserva Ecológica Antisana (Figura 1). Tiene 2 a 3 km de extensión, se encuentra a 3.900 msnm y cuenta con temperaturas entre 8 y 15°C (Morales et al. 2013; Ministerio del Ambiente 2015). Este es un cuerpo de agua, generalmente léntico, semi-artificial y oligotrófico debido a que, en general, posee una baja cantidad de nutrientes, a pesar de demostrar una tendencia a la mesotrofia en épocas lluviosas por la entrada de nutrientes y sedimentos desde sus aportantes: Moyas, Sarpache, Alambrado y Socavón (Quenta et al. 2016; Jordán y López 2019; Pérez et al. 2020).

## **Recolección de muestras en el embalse**

Para la recolección de fitoplancton, se efectuó un muestreo estratificado en el centro del embalse a seis diferentes profundidades de la columna de agua: 0,5 (superficial: directa y por arrastre), 5, 10, 15, 20 m y fondo – 1 m, de acuerdo a la profundidad que se registró en el embalse al momento de la visita (EPMAPS 2016).

Se realizaron tres muestreos correspondientes a los meses de mayo, septiembre y octubre 2019, mediante salidas de monitoreo en conjunto con el personal del Laboratorio de Control de Calidad del Agua de la EPMAPS. Se tomaron muestras por duplicado de cada profundidad y, para la recolección de las mismas, se utilizó la metodología establecida por el Laboratorio de Control de Calidad EPMAPS (2016). Además, en cada monitoreo, se llevó un registro en campo de fecha, profundidad y los datos físico-químicos de cada muestra obtenida (Cadena et al. 2013).

Para la toma de muestras a diferentes profundidades por debajo de 0,50 m, se utilizó una botella Van Dorn de 2,2 litros y para las muestras de arrastre superficial se usó una red de fitoplancton marca Biologika de 24  $\mu\text{m}$  de poro. Todas las muestras fueron recolectadas en recipientes de vidrio ámbar de 250 ml (EPMAPS 2016). Adicionalmente, para registrar las condiciones del embalse al momento de las colectas, se evaluaron a cada profundidad analizada los parámetros físico-químicos: pH, turbidez, oxígeno disuelto, temperatura y concentración de clorofila.

De cada dupla de muestras obtenida para cada profundidad, una muestra fue fijada con *transeau* en una proporción 1:1 directamente en el campo, para su observación en el microscopio óptico, y la otra mitad se destinó a la siembra en medio semisólido para el seguimiento en laboratorio del crecimiento y aislamiento de microalgas y cianobacterias.

## **Identificación de microalgas y cianobacterias del embalse**

### **Visualización directa**

Las muestras de fitoplancton recolectadas fueron fijadas, para una mejor observación y preservación, con una solución *transeau*, dejándolas sedimentar por 24 horas (Ramírez 2000). Para la visualización, se tomaron submuestras de cada muestra con ayuda de una pipeta Pasteur y se empleó un microscopio invertido marca Carl Zeiss, AXIOVERT 4.0. Con las submuestras, se elaboraron placas fijas en portaobjetos para su observación bajo aumento de 63X. En cada placa, se observaron características morfológicas propias de microalgas y cianobacterias y se realizó un registro fotográfico de todas las cepas encontradas (EPMAPS 2016; Licera et al. 2012).

La identificación taxonómica de microalgas y cianobacterias fitoplanctónicas se realizó con el uso de claves taxonómicas y características morfológicas como la forma y el tamaño de las células vegetativas, definido mediante regla micrométrica para microscopía, con el fin de contrastarlas con las que se encuentran detalladas en fuentes científicas, principalmente de la base de datos de Algaebase, Diatoms of North America e ITIS Standard Report Page (Crawford 1971; Sheath, Hellebust y Sawa 1975; Castro, Bicudo y Bicudo 1991; Metzger y Largeau 2005; Ribalet, Berges, Lanora y Casotti 2007; Spaulding y Edlund 2008; Guillén 2010; Guillén 2011; Brook, Williamson y John 2011; Guillén 2012; Guillén 2014; Guillén 2015; Bicudo 2017; Burge y Edlund 2017; Cantonati, Kelly y Lange-Bertalot 2017; Menezes y Bicudo 2017; Phinyo, Pekkoh y Peerapornpisal 2017; Sant´ Anna, Zanini, De Paiva, Werner y Da Silva 2017; Veiga y Tremarin, 2017 y Zakrys, Milanowski y Karnkowska 2017; Guiry y Guiry 2020; ITIS Standard Report Page 2020). Por otra parte, se consultó al PhD. Ricardo Echeñique, limnólogo de la Universidad de la Plata, Argentina, para corroborar las identificaciones obtenidas.

### **Aislamiento de cianobacterias**

El cultivo de cianobacterias en las muestras de fitoplancton se realizó inmediatamente después de cada muestreo, tomando en cuenta que se requiere de un periodo de incubación extenso y que las muestras frescas tienen un corto periodo de viabilidad. Para su cultivo, se utilizaron medios semisólidos con el fin de recuperar la mayor cantidad de cianobacterias posible (Waterbury 2006). El control de calidad del medio de cultivo se garantizó mediante la comprobación de crecimiento de cualquiera de las cepas ya identificadas que posee el cepario de cianobacterias de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador, cuya identificación ha sido corroborada por expertos nacionales y extranjeros. La preparación de los medios de cultivo específicos para cianobacterias se realizó acorde a la descripción de Rippka (1979).

En el protocolo de siembra de las muestras obtenidas, se usaron medios semisólidos porque favorecen el movimiento de las cianobacterias y previenen la contaminación con bacterias y microalgas no deseadas (Rippka 1979; Castenholz 1988). Se utilizaron medios BG11 y BG11<sub>0</sub> para el aislamiento de cianobacterias no fijadoras y fijadoras de nitrógeno, respectivamente. El método de siembra específico para las muestras requirió de filtración previa con el uso de una membrana de fibra de vidrio de 0,45 µm de poro. Se obtuvieron tres membranas con material biológico por cada muestra

de las diferentes profundidades analizadas, que se sembraron individualmente en medios semisólidos.

Para la incubación de los cultivos, las condiciones en el laboratorio fueron establecidas de manera que simulasen lo mejor posible las condiciones de su medio natural: se aplicaron una iluminación con lámparas fluorescentes a una intensidad baja de 10-75  $\mu\text{mol fotones m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ , un fotoperiodo de 12:12 horas y una temperatura de 20-25°C por alrededor de cuatro semanas (Waterbury 2006).

Una vez obtenido el cultivo mixto, se procedió al aislamiento de cianobacterias, con la ayuda de una pipeta y un microscopio óptico, en aumento de 5 a 10X. Esto permitió la obtención de un inóculo o corte pequeño del filtro por cada colonia de cianobacterias desarrollada en la caja Petri. Cada inóculo fue sembrado en los medios selectivos semisólidos BG11 y BG11<sub>0</sub> (Cadena et al. 2013) y se colocaron bajo las mismas condiciones de incubación (Waterbury 2006; Cadena et al. 2013; Morales et al. 2013). La caracterización morfológica de las cepas desarrolladas en cultivo siguió el mismo protocolo de identificación taxonómica por visualización directa al microscopio óptico.

### **Evaluación de especies fitoplanctónicas con potencial bioindicador**

Una vez que se hubieron identificado los taxones fitoplanctónicos presentes en el embalse, se elaboró una base de datos con la información taxonómica detallada por género, acompañada de un respaldo fotográfico. Además, mediante análisis descriptivo, se comparó la presencia o ausencia de especies de microalgas y cianobacterias predominantes entre las profundidades muestreadas de la columna de agua y entre meses de muestreo. Acorde a los resultados, se examinaron los taxones que pudieran ser considerados como bioindicadores de la calidad de agua del embalse.

Tras este primer análisis, se procedió a evaluar biológicamente el estado trófico del ecosistema en base a los microorganismos fotosintéticos clasificados previamente como bioindicadores de la calidad del agua (Vicente et al. 2005; Garcés et al. 2017; Baylón et al. 2018). Es decir, de acuerdo con la presencia de determinadas especies, se contrastó la información con referencias publicadas para establecer los posibles efectos de estos microorganismos en relación con una condición especial o cambio de las condiciones normales del ecosistema acuático (Vélez et al. 2016; Garcés et al. 2017; Baylón et al. 2018).

## RESULTADOS

La Tabla 1 resume las condiciones ambientales del embalse al momento de los muestreos. De las 21 muestras cultivadas por triplicado, se obtuvieron cultivos mixtos en base a los filtros con material biológico sembrados en los medios BG11<sub>0</sub> y BG11. De estos, se pretendió el aislamiento de nueve diferentes cepas: siete de microalgas y dos de cianobacterias. Sin embargo, únicamente se consiguió la purificación de cuatro cepas: tres de microalgas y una cianobacteria. Estos fueron mantenidos como cultivos puros por alrededor de tres meses, en los que se realizó su descripción taxonómica. De estos cultivos, se llegó a la identificación a nivel de género de la clorofita *Stigeoclonium* y la cianobacteria *Leptolyngbya*, las dos microalgas restantes fueron conservadas como morfotipos 1 y 2 (Figura 2).

Por otro lado, durante la revisión visual de las muestras preservadas (Figura 3), se identificaron taxonómicamente 23 géneros: *Sphaerocystis*, *Volvox*, *Botryococcus*, *Ankyra*, *Spirogyra*, *Staurastrum*, *Mougeotia*, *Trachelomonas*, *Oscillatoria*, *Melosira*, *Gomphonema*, *Navicula*, *Synedra*, *Cymbella*, *Hannaea*, *Pinnularia*, *Frustulia*, *Iconella*, *Epithemia*, *Fragilaria*, *Cryptomonas*, *Peridinium* y *Mallomonas*.

Con la información de los cultivos depurados y la observación directa de muestras preservadas, se desarrolló una base de datos del conjunto de microalgas y cianobacterias identificadas, reportándose 25 géneros en el fitoplancton del embalse, seis de ellos definidos hasta el nivel de especie. Estos 25 géneros se clasificaron en ocho divisiones: Chlorophyta, Charophyta, Euglenozoa, Cyanobacteria, Cryptophyta, Ochrophyta, Cryptophyta y Mizoza (Tabla 2).

El análisis de presencia-ausencia de los taxones de las ocho divisiones de microorganismos fotosintéticos identificadas en función de la profundidad de la columna de agua del embalse a la que estuvieron presentes se detalla en la Tabla 3. En los monitoreos de mayo, septiembre y octubre 2019, la mayor diversidad registrada en términos de cantidad de divisiones fitoplanctónicas presentes se observó en aguas superficiales. La colecta por arrastre superficial aportó mayor diversidad frente a la obtenida por muestreo manual: siete divisiones frente a cuatro o cinco a 0,5 m de profundidad. Los estratos más profundos, 20 m y fondo – 1 m registraron un máximo de tres divisiones. La división de microorganismos fotosintéticos más diversa fue Ochrophyta, seguida de Chlorophyta y las menos diversas, limitadas a un único taxón, fueron Cryptophyta y Mizoza.

Las divisiones más diversas en la mayoría de las profundidades fueron Charophyta, Ochrophyta, Euglenozoa y Chlorophyta (Tabla 3). A nivel de géneros, destacó la presencia de *Staurastrum*, *Melosira*, *Fragilaria*, *Navicula*, *Trachelomonas*, *Sphaerocystis* y *Ankyra* en todas las profundidades examinadas. A estos se sumaron los taxones identificados en cultivo como *Stigeoclonium* en muestras de arrastre y profundidades de 0,5 y 5 m y *Leptolyngbya*, en muestras de 0,5 m.

Los 25 taxones encontrados se caracterizan, en su mayoría, por poseer un potencial como bioindicadores del estado trófico de los ecosistemas acuáticos. La presencia de *Volvox*, *Botryococcus braunii*, *Ankyra*, *Mougeotia*, *Trachelomonas volvocina*, *Mallomonas*, *Cryptomonas*, *Melosira*, *Fragilaria*, *Gomphonema acuminatum*, *Navicula*, *Hannaea arcus*, *Frustulia* y *Epithemia* alude a ciertos cambios en condiciones específicas del ecosistema que conllevan a alteraciones de su estado trófico, principalmente con tendencia a mesoeutrofia (Tabla 4).

## DISCUSIÓN

### Descripción taxonómica

El estudio contempló tanto la visualización directa de muestras fijas como el cultivo de microalgas y cianobacterias en medios semisólidos con el fin de obtener la mayor cantidad de taxones posibles para caracterizar la biodiversidad microbiana del embalse de La Mica. Los cultivos permitieron evidenciar la presencia de elementos del fitoplancton que no fueron visibles al momento de la inspección visual. Precisamente, la finalidad de los cultivos fue viabilizar microalgas y cianobacterias que podían encontrarse en estado latente (inactivo) o en baja abundancia y difícilmente hubieran sido registradas si el análisis se limitaba a muestras frescas o preservadas de fitoplancton (Rippka 1979; Waterbury 2006). En los cultivos, inicialmente, se buscaba el crecimiento específico de cianobacterias al utilizar el medio selectivo BG11. Sin embargo, se observó también el crecimiento de géneros microalgales como *Stigeoclonium*. Se trata de microorganismos fotosintéticos con capacidad de crecer en medios con limitada cantidad de nutrientes (Braidá et al. 2015).

Sólo cuatro de los nueve taxones que se observaron en el cultivo mixto, pudieron aislarse y mantenerse en cultivos monoalgales: tres géneros de microalgas y una cianobacteria. La razón de la pérdida de las cepas que no pudieron aislarse puede deberse a varios factores. Generalmente, se reporta contaminación con microbiota acompañante que no es propia del embalse y que puede haber aparecido por contaminantes en los

equipos de muestreo o en las condiciones físicas del laboratorio (Waterbury 2006; López 2017). Al utilizar medios con nutrientes básicos para el crecimiento de cianobacterias y algunas microalgas, puede darse el caso de que proliferen cepas del ambiente del laboratorio, dificultando el aislamiento de las cepas deseadas (Grimaud et al. 2017; López 2017). Por otra parte, dos de las cuatro cepas que no pudieron ser identificadas se mantuvieron como morfotipos. Esto debido a que las técnicas taxonómicas utilizadas, en este caso la observación microscópica y la descripción morfológica, no permitieron una identificación de estas dos cepas a nivel de género (Figura 2).

La clasificación de los 25 taxones descritos dentro de las ocho divisiones del fitoplancton reportadas para La Mica respondió a la comprobación sistemática de las clasificaciones taxonómicas de microalgas y cianobacterias actualizadas y a la corroboración de expertos nacionales e internacionales. El uso de las bases de datos de Algaebase e ITIS Standard Report Page permitió examinar la clasificación taxonómica más actual donde se determinó, por ejemplo, el cambio de la división Bacillariophyta por la división Ochrophyta, para la que Bacillariophyta pasa a ser una de sus clases (ITIS Standard Report Page 2020; Guiry y Guiry 2020q). Con la colaboración de expertos internacionales, se llegó a la identificación de seis taxones hasta nivel de especie.

La diversidad de microalgas y cianobacterias hallada en La Mica da cuenta de las condiciones oligotróficas del embalse y sus tendencias hacia la mesotrofia. En efecto, *Sphaerocystis*, *Stigeoclonium*, *Spirogyra*, *Mallomonas*, *Leptolyngbya*, *Oscillatoria*, *Peridinium*, *Synedra ulna*, *Cymbella*, *Pinnularia*, *Iconella* y *Staurastrum chaetoceras*, que requieren de condiciones oligotróficas y en ocasiones mesotróficas para su desarrollo, están presentes en el embalse (ITIS Standard Report Page 2000; Guillén 2015; Spaulding y Edlund 2008a; ITIS Standard Report Page 2014a; ITIS Standard Report Page 2014h; ITIS Standard Report Page 2014e; Hatcher 2018; Rogers 2019; Guiry y Guiry 2020e; Guiry y Guiry 2020f; Guiry y Guiry 2020h; Guiry y Guiry 2020i; Guiry y Guiry 2020j; Guiry y Guiry 2020k; Guiry y Guiry 2020m; Guiry y Guiry 2020n; Pérez et al. 2020). No obstante, varios de los taxones encontrados presentan crecimiento óptimo en ecosistemas acuáticos primariamente mesotróficos y eutróficos. Es el caso, por ejemplo, de *Volvox*, *Botryococcus braunii*, *Trachelomonas volvocina*, *Cryptomonas*, *Melosira*, *Gomphonema acuminatum* y *Frustulia* (Camacho et al. 2009; Herron 2016; Matt y Umen 2016; Rogers 2019; Guiry y Guiry 2020a; Guiry y Guiry 2020c; Guiry y Guiry 2020o).

Algunas cepas de microalgas y cianobacterias pueden desarrollarse en ecosistemas con características alejadas de sus condiciones óptimas, debido a

mecanismos adaptativos o de resistencia que les permiten tolerar condiciones que se considerarían adversas y aprovechar la cantidad limitada de nutrientes presentes. Uno de esos casos es *Botryococcus braunii*, cuya producción de lípidos en su superficie actúa a manera de una barrera que lo protege, principalmente, de cambios de temperatura y pH (Huang et al. 1988; Banerjee et al. 2002; Amenabar y Ottone 2003; Metzger y Largeau 2005; Guiry y Guiry 2020a). Además, pueden haber influido los factores climáticos de los meses de muestreo. Se evidenciaron cambios de temperatura que variaban entre 1 a 3°C (Tabla 1), la influencia de lluvias y las corrientes de agua debidas al viento característico de los ecosistemas altoandinos, con el potencial de generar suficiente movimiento de nutrientes como para posibilitar el crecimiento de taxones que requieren de aguas más ricas en materia orgánica (Maldonado 2015; Pacheco 2018; Pérez et al. 2020).

La diversidad de divisiones y géneros de microorganismos fotosintéticos es característico para cada profundidad. Se observó mayor diversidad en la superficie que en el fondo como en otros ecosistemas acuáticos monitoreados (Roldan y Ramírez 2008; Brook et al. 2011; Petlovany y Tsarenko 2015; Kalff y Downing 2016; Yusuf 2020). Sin embargo, dentro de las divisiones predominantes, se destaca la presencia de carofitas, ocrofitas, clorofitas y euglenozoos en todos los estratos de la columna de agua, debido a las características específicas de resistencia que poseen los taxones representados. Por ejemplo, *Staurastrum chaetoceras* puede sobrevivir en base a materia orgánica detrítica, *Navicula* y *Fragilaria* pueden adherirse a sustratos orgánicos, *Sphaerocystis* posee un mucílago externo protector, *Ankyra* tiene un pedúnculo con el que puede anclarse a sustratos y, finalmente, *Trachelomonas volvocina* posee una loriga o coraza que la protege de condiciones adversas (Witkowski et al. 1998; Spaulding y Edlund 2008b; ITIS Standard Report Page 2014c; ITIS Standard Report Page 2014g; Guiry y Guiry 2020b; Guiry y Guiry 2020j; Guiry y Guiry 2020m; Guiry y Guiry 2020o).

En lo que respecta a la presencia-ausencia de las diferentes divisiones y géneros de microalgas y cianobacterias, se detectó una diversidad de cambios en la presencia de algunas de las divisiones en la gradiente de profundidad. En el caso de la división Chlorophyta, sus representantes se registraron hasta los 15 m de profundidad, posiblemente porque a profundidades mayores la longitud de onda de la luz que atraviesa el agua no es suficiente para organismos que dependen exclusivamente de la fotosíntesis y cuyos pigmentos requieren de suficiente cantidad de luz solar para realizar este proceso (Kalaji et al. 2016; Menezes y Bicudo 2017). Pigmentos como las clorofilas *a* y *b*, que

caracterizan a esta división y le dan el nombre de algas verdes, por compartirlos con las plantas terrestres, están mejor adaptados a altas intensidades de luz (Graham y Wilcox 2000; Lewis y McCourt 2004; Menezes y Bicudo 2017).

En el caso de Cyanobacteria, representada en La Mica por los géneros *Leptolygbya* y *Oscillatoria*, su presencia se limitó a los primeros 5 m de profundidad. Esto se debe a que estos dos géneros de cianobacterias crecen mejor en ambientes con gran cantidad de luz y oxígeno disuelto disponible, correspondientes precisamente a la superficie de cuerpos de agua. Además, estos elementos del fitoplancton se caracterizan por su crecimiento en redes, por lo general flotantes, en ecosistemas acuáticos someros como ríos y en la zona superficial de cuerpos de agua de profundidades de hasta 25 m (García 2009; Giannuzzi et al. 2011; Guiry y Guiry 2020e; Guiry y Guiry 2020h).

El único taxón registrado para la división Chrysophyta se encontró exclusivamente en la superficie tanto en septiembre como en octubre 2019, pero no fue detectado en mayo. Esto puede deberse a un fenómeno que podría calificarse de reemplazo de poblaciones microbianas, que se ha reportado anteriormente en los monitoreos realizados por el equipo del Laboratorio de Control de Calidad del Agua de la EPMAPS. Se ha determinado que en temporadas de mayor precipitación en el embalse aparece *Volvox* (Chlorophyta), característico de embalses meso y eutróficos (Herron 2016; Matt y Umen 2016; Guiry y Guiry 2020p), en la superficie del cuerpo de agua; mientras que en temporadas predominantemente secas su población disminuye o incluso desaparece y en su lugar se observa *Mallomonas* (Chrysophyta).

Este fenómeno se ha observado también en estudios en que se ha analizado la composición de organismos adaptados a cierto grado de saprobiedad o calidad del agua respecto al contenido de materia orgánica (González 2010; Rodríguez 2014; Vélez et al. 2016). En estas investigaciones, se clasificó a los microorganismos de acuerdo a la respuesta presentada frente al enriquecimiento orgánico del ambiente. Entre estas clasificaciones están: las no tolerantes, las tolerantes y las muy tolerantes. Además, se presenta un ejemplo claro en el reemplazo poblacional entre *Chlorella* y *Scenedesmus*, géneros que se han registrado en diferentes periodos climáticos por la diferencia en el aprovechamiento de nutrientes entre estos (González 2010; Morales et al. 2013; Rodríguez 2014).

En el caso del género *Mallomonas*, se abarca microalgas de las que se desconoce preferencias ecológicas, pero que generalmente se encuentran en ecosistemas acuáticos estratificados, oligotróficos y con bajos gradientes de fósforo (Gusev 2012; Siver 2012).

En base a estas características, su ausencia en el muestreo de mayo 2019 podría atribuirse a la homogenización de nutrientes dentro del embalse y la posible presencia de una elevada cantidad de compuestos orgánicos como el fósforo, considerando que la colecta se realizó tras la época de mayor precipitación en el embalse. Por el contrario, septiembre y octubre 2019 fueron los meses que registraron la menor precipitación (INAMHI 2020), con la consecuente baja disponibilidad de nutrientes dentro del embalse, que posibilitó el desarrollo de *Mallomonas*. Esta misma explicación podría justificar la disminución de la diversidad de algunas divisiones en las muestras de mayor profundidad de septiembre y octubre 2019 (Maldonado 2015; Díaz 2018; Jordán y López 2019).

Las divisiones Cryptophyta y Miozoa se vieron representadas por un género cada una. En Cryptophyta, se registró *Cryptomonas*, con crecimiento exclusivamente a 20 m de profundidad. Este género se caracteriza por crecimiento abundante en aguas de bajas temperaturas de entre 7 a 10°C. Se trata de microorganismos fotosintéticos altamente sensibles a la luz, por lo que generalmente habitan las zonas más profundas de embalses altoandinos (Knappe et al. 2004; Guiry y Guiry 2020c). Dentro de la división Miozoa, se evidenció al género *Peridinium*, que se desarrolló en la superficie del embalse. Precisamente, este dinoflagelado es característico de aguas superficiales de cuerpos de agua dulce, debido a que su hábitat preferente son los alrededores de las plantas acuáticas sumergidas en la superficie o en la orilla de los embalses. En ocasiones, pueden encontrarse de forma libre en aguas superficiales, debido a los movimientos de agua derivados de corrientes de aire superficial (Rogers 2019; Guiry y Guiry 2020i).

### **Condiciones tróficas del embalse con base a indicadores biológicos fotosintéticos y previsiones frente a cambios ambientales ligados al calentamiento global e interferencia antrópica**

La irregularidad climática y las fuertes corrientes características de La Mica provocaron que muchos de los taxones registrados en el fitoplancton provinieran del perifiton (Moreno y Aguirre 2013; Jiménez et al. 2014; Huanaco et al. 2018). Es el caso, por ejemplo, de *Stigeoclonium*, *Spirogyra*, *Mougeotia*, *Trachelomonas*, *Oscillatoria*, *Melosira*, *Gomphonema*, *Navicula*, *Synedra*, *Cymbella*, *Hannaea*, *Pinnularia*, *Frustulia*, *Epithemia*, *Fragilaria* y *Peridinium* (Guiry y Guiry 2020g; Guiry y Guiry 2020h; Guiry y Guiry 2020i; Guiry y Guiry 2020k; Guiry y Guiry 2020n; Guiry y Guiry 2020o; ITIS Standard Report Page 2000; ITIS Standard Report Page 2014a; ITIS Standard Report Page 2014b; ITIS Standard Report Page 2014c; ITIS Standard Report Page 2014d; ITIS Standard Report Page 2014f; ITIS Standard Report Page 2014g; ITIS Standard Report

Page 2014h; ITIS Standard Report Page 2016; ITIS Standard Report Page 2017). Por otro lado, es indiscutible el potencial bioindicador de algunos de los taxones de microalgas y cianobacterias fitoplanctónicas identificados en el embalse, tomando en cuenta que permitieron evidenciar su composición y su calidad de agua (González 2010; Morales et al. 2013).

Precisamente, con base en estos bioindicadores, La Mica podría describirse como embalse oligotrófico con tendencia mesoeutrófica, debido a las diferentes características que le pueden ser atribuidas por la presencia de los taxones encontrados. Entre las características más importantes que se decantan de la Tabla 4 resaltan, por ejemplo, baja mineralización, altas cantidades de fósforo inorgánico disuelto, mediana concentración de compuestos como nitrato, fosfato y amonio, cantidades considerables de hierro y manganeso, baja conductividad, variación de temperatura y pH, resiliencia ante cambios climáticos bruscos y, principalmente, evidencia de enriquecimiento orgánico (Escobar, Terneus y Yáñez 2013; Espín 2018).

Justamente, tomando en cuenta esta tendencia hacia la mesoeutrofia y por las condiciones ambientales cambiantes del embalse, resulta importante el monitoreo sistemático de los taxones *Botryococcus braunii*, *Oscillatoria* y *Peridinium*. Estos proporcionan indicios de potencial peligrosidad por su tendencia a la producción de sustancias tóxicas mediante acumulación nociva de ácidos grasos libres, producción de cianotoxinas como microcistinas y otras sustancias que pueden aparecer cuando se produce un aumento de contaminación orgánica en el agua (Smith 2006; Roset, Aguayo y Muñoz 2001; García 2009; Papa et al. 2009; Rosso y Giannuzzi 2011; Carmichael y Boyer 2016; Hirano et al. 2019; Janse van Vuuren y Levanets 2019).

Sin embargo, para reunir las condiciones propicias para que estos taxones resulten efectivamente peligrosos, el embalse tendría que pasar por un proceso de eutrofización total, lo que no ocurre en la actualidad. Los contaminantes susceptibles de generar el enriquecimiento general del ecosistema suelen provenir de sustancias de uso agrícola, desechos domésticos y crianza de ganado (Rosso y Giannuzzi 2011; Navarro et al. 2010; Soncco y Alvarez 2020). Por ende, las condiciones del embalse La Mica cambiarían únicamente si se dejara de respetar los cuidados ambientales que le corresponden como parte de La Reserva Natural Antisana y se levantara la restricción de actividades antrópicas en la zona de influencia.

Además, debe resaltarse que la presencia de estos organismos en el embalse es un fenómeno natural, pues forman parte de las comunidades microbianas fotosintéticas,

ocupan un nicho particular en las intrincadas interacciones microbianas que permiten la coexistencia y la complejidad del sistema e incluso confieren características propias a ecosistemas cuyas aguas son consideradas adecuadas para consumo humano (Barros León 2019; Pérez y Gil 2020). Ni en el pasado ni actualmente se ha reportado toxicidad en el embalse.

Por otro lado, el calentamiento global también es considerado un factor preocupante en La Mica por el aumento de la temperatura en el agua y la inestabilidad climática que provoca, que alteran la composición de la comunidad fitoplanctónica debido a su influencia en los parámetros fisicoquímicos del embalse (Moreno et al. 2012; Backer 2015; Barros 2019; Morocho y Chunchu 2019; Toulkeridis et al. 2020). Además, si el incremento térmico continúa, causaría una disminución significativa en la diversidad taxonómica actual (Moore et al. 2008; Iglesias et al. 2019; García 2020; Soncco y Alvarez 2020) que, por ahora, se ha adaptado a un rango de temperatura de 7 a 12°C. Esta pérdida de diversidad se acompañaría por el desarrollo excesivo de microalgas y cianobacterias más tolerantes al tipo de modificaciones térmicas previstas, que podrían encontrarse en estado latente dentro del embalse (Paerl 2016; Xia et al. 2016).

## CONCLUSIONES

Las divisiones fitoplanctónicas más abundantes en la mayoría de profundidades analizadas fueron cuatro: Chlorophyta, Charophyta, Euglenozoa y Ochrophyta. Las más diversas, en cuanto a taxones identificados, fueron Ochrophyta con 11 géneros y Chlorophyta, con cinco. Las cuatro divisiones restantes, Cyanobacteria, Chrysophyta, Miozoa, Cryptophyta, limitaron su crecimiento a profundidades específicas, de acuerdo a sus requerimientos ecológicos.

Los géneros bioindicadores fitoplanctónicos identificados proporcionaron indicios de cambios en el estado del embalse. *Volvox*, *Mougeotia*, *Trachelomonas volvocina*, *Cryptomonas*, *Melosira*, *Fragilaria*, *Gomphonema acuminatum*, *Navicula* y *Epithemia* denotan un incremento en la contaminación orgánica. Sin embargo, *Mallomonas* y *Hannaea arcus* todavía están presentes en el embalse, por lo que no puede dejar de considerársele oligotrófico.

La especie *Hannaea arcus*, específicamente, puede ser utilizada para monitoreo del embalse, pues puede dar cuenta de cambios en la carga orgánica. En caso de disminución de su población o desaparición del embalse, el cuerpo de agua dejaría atrás la oligotrofia.

Finalmente, se puede determinar que el estado trófico del ecosistema acuático de La Mica se encuentra en un proceso de transición entre la oligotrofia y la mesotrofia, pues presenta microorganismos de ecosistemas oligo y mesotróficos e incluso algunos muy tolerantes a la eutrofización, cuya proliferación futura dependerá de las tendencias climáticas y el control de la intrusión antrópica.

## RECOMENDACIONES

Tomando en cuenta que se encontraron algunos géneros susceptibles de generar floraciones algales y producir cianotoxinas, se recomienda mantener un monitoreo sistemático de los cambios tróficos del cuerpo de agua para prevenir problemas futuros en el embalse. Esto permitiría la consolidación de planes preventivos de acción, para adelantarse a posibles escenarios y establecer protocolos de actuación inmediata frente a potenciales procesos de eutrofización que puedan conducir a floraciones algales inofensivas o nocivas y a la producción específica de toxinas.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecimiento especial a la MSc. Diana Ontaneda Andrade y al PhD. Ricardo Echeñique, Limnólogo de la Universidad de la Plata, Argentina por la asesoría y el acompañamiento en el análisis de todos los datos del estudio. A la Pontificia Universidad Católica del Ecuador, al FONAG y al EPMAPS por el financiamiento de la presente investigación como parte del proyecto: "Identificación taxonómica de microalgas y cianobacterias de embalses altoandinos que abastecen de agua de consumo humano al Distrito Metropolitano de Quito".

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almanza V. 2016. *Floraciones de fitoplancton en ambientes eutróficos Dinámica y factores condicionantes en los lagos someros de Concepción, Chile Central* (Disertación doctoral). Universidad de Concepción, Centro de Ciencias Ambientales EULA.
- Amenabar C, Ottone G. 2003. La aplicación de *Botryococcus* (Chlorococcales) como indicador paleoambiental en el Triásico de Argentina. *Revista española de micropaleontología*, 35(2), 161-169.
- Arévalo PN. 2018. *Diatomeas epilíticas como bioindicadoras de eutrofización en la microcuenca del río "Guano", Provincia de Chimborazo*. (Disertación de grado). Universidad Internacional SEK, Riobamba-Ecuador.
- Aubriot L, Delbene L, Haakonsson S, Somma A, Hirsch F, Bonilla S. (2017). Evolución de la eutrofización en el Río Santa Lucía: influencia de la intensificación productiva y perspectivas. *Innotec*, (14).

- Backer L. 2015. Effects of Climate Change on Noninfectious Waterborne Threats. En G. Luber y J. Lemery (Eds.). *Global Climate Change and Human Health* (pp. 171- 346). San Francisco, CA: Jossey-Bass A Wiley Brand.
- Bakker E, Van Donk E, Declerck S, Helmsing N, Hidding B, Nolet B. 2010. *Effect of macrophyte community composition and nutrient enrichment on plant biomass and algal blooms. Basic and Applied Ecology*, 11(5), 432–439. doi:10.1016/j.baae.2010.06.005
- Banerjee A, Sharma R, Chisti Y, Banerjee U. 2002. *Botryococcus braunii*: a renewable source of hydrocarbons and other chemicals. *Critical reviews in biotechnology*, 22(3), 245-279.
- Barros León KE. 2019. *Fitoplancton como indicador del estado ecológico del embalse Chongón* (Disertación de grado). Universidad de Guayaquil.
- Baylón M, Roa K, Libio T, Tapia L, Jara E, Macedo D, Dextre A. 2018. Evaluación de la diversidad de algas fitoplanctónicas como indicadores de la calidad del agua en lagunas altoandinas del departamento de Pasco (Perú). *Ecología aplicada*, 17(1), 119-132.
- Bicudo C. 2017. Dinophyceae. En C. Bicudo y M. Menezes (Eds.). *Gêneros de Algas de Aguas Continentais do Brasil* (pp. 359-369). San Carlos, Brasil: Rima.
- Braida Vila V, Campot Moreira MP, Nervi Faggiani E, Tartaglia Schmidt C. 2015. Aplicaciones del cultivo de microalgas en arquitectura sustentable. Recuperado el 28 de febrero del 2020, del sitio web: <https://bibliotecas.ort.edu.uy/bibid/81405/file/1924>
- Broady P, Merican F. 2012. Phylum Cyanobacteria: blue-green bacteria, blue-green algae. *New Zealand inventory of biodiversity*, 3, 50-69.
- Brook A, Williamson D, John D. 2011. Phylum Chlorophyta. Suborder Closteriineae. En D. John, B. Whittton y A. Brook (Eds.). *The freshwater algal flora of the British Isles. An identification guide to freshwater and terrestrial algae (2a ed.)* (pp. 616-636). Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press.
- Bruun K. 2012. Algae can function as indicators of water pollution. *Walpa org., Washington*
- Cadena M, Molina D, Carvajal A, Ontaneda D, Morales E. 2013. Bioprospección de macrocolonias de Nostoc sp. en Los Andes ecuatorianos. *Acta Botánica Venezuelica*, 36(2), 287-307.
- Camacho A, Borja C, Valero-Garcés B, Sahuquillo M, Cirujano S, Soria JM, y Chicote A, Gosálvez R. 2009. *Aguas oligotróficas con un contenido de minerales muy bajo (Littorelletalia uniflorae)*. Recuperado el 25 de abril del 2020, del sitio web: [http://www.jolube.es/habitat\\_espana/documentos/3110.pdf](http://www.jolube.es/habitat_espana/documentos/3110.pdf)
- Carmichael WW, Boyer GL. 2016. Health impacts from cyanobacteria harmful algae blooms: Implications for the North American Great Lakes. *Harmful algae*, 54, 194-212.
- Castro A, Bicudo C, Bicudo D. 1991. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas, 2: Cryptophyceae. *Hoehnea*, 18(3), 87-106.
- Cayetano E, Delia S. 2020. Determinación de microorganismos considerados indicadores biológicos de eutrofización en la laguna Huacracochoa Huancayo en el período abril a septiembre del año 2019. (Disertación de grado). Universidad Continental.
- Comba NB. 2017. *Las cianobacterias como indicadores de la calidad del agua en el embalse de Betania (Cuenca Alta del río Magdalena)* (Disertación de grado). Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.
- Conci E, Civit BM, Becker AR, Arena AP. 2020. La Eutrofización acuática y terrestre como categorías de impacto regional. *AJEA*, (5).

- Crawford R. 1971. The fine structure of the frustule of *Melosira varians* CA Agardh. *British Phycological Journal*, 6(2), 175-186.
- Empresa Pública Metropolitana de Agua Potable y Saneamiento. 2016. Proyecto Chalpi. Recuperado el 25 de abril del 2020, del sitio web: [https://www.aguaquito.gob.ec/downloads/PChalpi/exposicion\\_realizada\\_a\\_oferentes\\_en\\_la\\_reunion\\_previa\\_a\\_la\\_licitacion.pdf](https://www.aguaquito.gob.ec/downloads/PChalpi/exposicion_realizada_a_oferentes_en_la_reunion_previa_a_la_licitacion.pdf)
- Escobar MJ, Terneus E, Yáñez P. 2013. El plancton como bioindicador de la calidad del agua en zonas agrícolas andinas, análisis de caso. *Qualitas*, 5(1), 17-37.
- Espín LH. 2018. *Aplicación de bioindicadores fitoplanctónicos, para medir la saprobiedad del lago caricocha (mojanda)* (Disertación de grado). Universidad Técnica del Norte, Ibarra, Ecuador.
- Ferro Y, Perullini M, Jobbagy M, Bilmes S, Durrieu C. 2012. Development of a biosensor for environmental monitoring based on microalgae immobilized in silica hydrogels. *Sensors*, 12(12), 16879-16891.
- Fundación Antisana. 2002. *Propuesta de manejo de la Reserva Ecológica Antisana*. Quito: s.n. p.12, 17, 20
- Garcés MV, Medina J, Revelo LC. 2017. Determinación de bioindicadores y protocolos de la calidad de agua en el embalse de la Central Hidroeléctrica Baba. *Dominio de las Ciencias*, 3(3), 628-646. doi: 10.23857/dom.cien.pocaip.2017.
- García Arellano ED. 2020. *Caracterización del fitoplancton de los ecosistemas acuáticos del alto Antisana, provincia de Napo, Ecuador, en base a pigmentos fotosintéticos y feopigmentos* (Disertación de grado). PUCE-Quito.
- García SI. 2009. *Cianobacterias y cianotoxinas, impactos sobre la salud humana*. Recuperado el 24 de enero del 2020, del sitio web: [http://www.msal.gob.ar/images/stories/ministerio/intoxicaciones/cianobacterias/cianobacterias\\_y\\_cianotoxinas.pdf](http://www.msal.gob.ar/images/stories/ministerio/intoxicaciones/cianobacterias/cianobacterias_y_cianotoxinas.pdf)
- Giannuzzi L, Amé M, Andrinolo D, Bauzá L, Benítez R, Titto E, Rosso L. 2011. Cianobacterias como determinantes ambientales de la salud. *Argentina: Buenos Aires*.
- González LM. 2010. *Influencia de la deficiencia de nitrógeno y fósforo en las interacciones competitivas entre Chlorella vulgaris y Scenedesmus acutus*. (Disertación de grado). Universidad Nacional de Colombia.
- Graham LE, Wilcox LW. 2000. *Algae*. Capítulo 17-21 Green algae.
- Grimaud G, Mairet F, Sciandra A, Bernard O. 2017. *Modeling the temperature effect on the specific growth rate of phytoplankton: a review*. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 16(4), 625–645. doi:10.1007/s11157-017-9443-0
- Guamán M, González N. 2016. Catálogo de microalgas y cianobacterias de agua dulce del Ecuador. *Corporación para la Investigación Energética. Laboratorio de Biotecnología Energética, Quito, Ecuador*.
- Guillén A. 2015. *Sphaerocystis*. Recuperado el 24 de enero del 2020, del sitio web: <https://www.biodiversidadvirtual.org/micro/Sphaerocystis-schroeteri-img1478.html>
- Guillén GK. 2002. Diversidad protozoológica de los pantanos de Villa, Chorrillos-Lima-Perú. *Digital collection, sistema de bibliotecas SISBIB Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima*, 151.
- Guiry M, Guiry G. 2020a. *AlgaeBase: Botryococcus braunii*. Recuperado el 05 de enero del 2020, del sitio web: [https://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus\\_id=43502&%20session=abv4:AC1F0F3E0553c22811Jy307F2D5A](https://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus_id=43502&%20session=abv4:AC1F0F3E0553c22811Jy307F2D5A)

- Guiry M, Guiry G. 2020b. *AlgaeBase: Ankyra judayi*. Recuperado el 05 de enero del 2020, del sitio web: [https://www.algaebase.org/search/species/detail/?tc=accept&species\\_id=27377](https://www.algaebase.org/search/species/detail/?tc=accept&species_id=27377)
- Guiry M, Guiry G. 2020c. *AlgaeBase: Cryptomonas*. Recuperado el 24 de enero del 2020, del sitio web: [https://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus\\_id=43571](https://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus_id=43571)
- Guiry M, Guiry G. 2020e. *AlgaeBase: Leptolyngbya*. Recuperado el 20 de enero del 2020, del sitio web: [https://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus\\_id=43604](https://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus_id=43604)
- Guiry M, Guiry G. 2020f. *AlgaeBase: Mallomonas*. Recuperado el 05 de enero del 2020, del sitio web: [https://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus\\_id=43803](https://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus_id=43803)
- Guiry M, Guiry G. 2020g. *AlgaeBase: Mougeotia*. Recuperado el 05 de enero del 2020, del sitio web: [https://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus\\_id=43562](https://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus_id=43562)
- Guiry M, Guiry G. 2020h. *AlgaeBase: Oscillatoria*. Recuperado el 25 de enero del 2020, del sitio web: [https://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus\\_id=43083](https://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus_id=43083)
- Guiry M, Guiry G. 2020i. *AlgaeBase: Peridinium*. Recuperado el 05 de enero del 2020, del sitio web: [https://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus\\_id=43636](https://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus_id=43636)
- Guiry M, Guiry G. 2020j. *AlgaeBase: Sphaerocystis*. Recuperado el 05 de enero del 2020, del sitio web: [https://www.algaebase.org/search/species/detail/?species\\_id=fc773dab2c4e3609d](https://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=fc773dab2c4e3609d)
- Guiry M, Guiry G. 2020k. *AlgaeBase: Spirogyra*. Recuperado el 05 de enero del 2020, del sitio web: [https://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus\\_id=43564](https://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus_id=43564)
- Guiry M, Guiry G. 2020m. *AlgaeBase: Staurastrum chaetoceras*. Recuperado el 08 de enero del 2020, del sitio web: [https://www.algaebase.org/search/species/detail/?species\\_id=29283](https://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=29283)
- Guiry M, Guiry G. 2020n. *AlgaeBase: Stigeoclonium*. Recuperado el 05 de enero del 2020, del sitio web: [https://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus\\_id=43369](https://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus_id=43369)
- Guiry M, Guiry G. 2020o. *AlgaeBase: Trachelomonas*. Recuperado el 05 de enero del 2020, del sitio web: [https://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus\\_id=43657&-session=abv4:AC1F0F3E0553c22811Jy307F2D5A](https://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus_id=43657&-session=abv4:AC1F0F3E0553c22811Jy307F2D5A)
- Guiry M, Guiry G. 2020p. *AlgaeBase: Volvox linnaeus*. Recuperado el 05 de enero del 2020, del sitio web: [https://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus\\_id=43497](https://www.algaebase.org/search/genus/detail/?genus_id=43497)
- Guiry M, Guiry G. 2020q. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Recuperado de <http://www.algaebase.org>
- Gunkel G, Beulker C. 2009. Limnology of the Crater Lake Cuicocha, Ecuador, a Cold Water Tropical Lake. *International Review of Hydrobiology*, 94(1), 103–125. doi:10.1002/iroh.200811071
- Gusev ES. 2012. A new species of the genus *Mallomonas* (Synurophyceae), *Mallomonas spinosa* sp. nov., from Vietnam. *Phytotaxa*, 66(1), 1-5.
- Hatcher K. 2018. In *Diatoms of North America: Surirella undulata*. Recuperado el 15 de abril del 2020, del sitio web: <https://diatoms.org/genera/surirella/guide>
- Herron M. 2016. Origins of multicellular complexity: *Volvox* and the volvocine algae. *Molecular Ecology*, 25(6), 1213–1223. doi: 10.1111/mec.13551
- Hirano K, Hara T, Nugroho RA, Segah H, Takayama N, Sulmin G, Kawamura K. 2019. Detection of the oil-producing microalga *Botryococcus braunii* in natural freshwater environments by targeting the hydrocarbon biosynthesis gene SSL-3. *Scientific reports*, 9(1), 1-11.
- Huanaco JL, Montoya Terreros H, Castellanos Sánchez P L, Quiroz Barraza RA. 2018. Evaluación de la diversidad del fitoplancton de la laguna La Viuda (Lima, Perú) en agosto-noviembre 2016. *Arnaldoa*, 25(3), 1027-1040.

- Huang Z, Poulter C, Wolf F, Somers T, White J. 1988. Braunicene, A novel cyclic C32 isoprenoid from *Botryococcus braunii*. *Journal of the American Chemical Society*, 110(12), 3959-3964.
- Iglesias Quintana JX, Puerta Martínez Y, Cangas Oña LX, Álvarez Enríquez GF. 2019. Estado de la situación jurídica ambiental y la corresponsabilidad con el ecosistema, de las comunidades del Río Chibunga-Riobamba, Ecuador. *Dilemas Contemporáneos: Educación, Política y Valores*, 6.
- INAMHI. 2020. Red de *Estaciones Meteorológicas*. Recuperado el 20 de febrero del 2020, del sitio web: <http://186.42.174.236/InamhiEmas/#>
- ITIS Standard Report Page. 2000. *Pinnularia*. Recuperado el 28 de febrero del 2020, del sitio web: [https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search\\_topic=TSN&search\\_value=4428#null](https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search_topic=TSN&search_value=4428#null)
- ITIS Standard Report Page. 2014a. *Cymbella*. Recuperado el 28 de febrero del 2020, del sitio web: [https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search\\_topic=TSN&search\\_value=4795#null](https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search_topic=TSN&search_value=4795#null)
- ITIS Standard Report Page. 2014b. *Epithemia*. Recuperado el 28 de febrero del 2020, del sitio web: [https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search\\_topic=TSN&search\\_value=5005#null](https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search_topic=TSN&search_value=5005#null)
- ITIS Standard Report Page. 2014c. *Fragilaria*. Recuperado el 28 de febrero del 2020, del sitio web: [https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search\\_topic=TSN&search\\_value=2932#null](https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search_topic=TSN&search_value=2932#null)
- ITIS Standard Report Page. 2014d. *Frustulia*. Recuperado el 28 de febrero del 2020, del sitio web: [https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search\\_topic=TSN&search\\_value=4564#null](https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search_topic=TSN&search_value=4564#null)
- ITIS Standard Report Page. 2014e. *Iconella*. Recuperado el 28 de febrero del 2020, del sitio web: [https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search\\_topic=TSN&search\\_value=5331#null](https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search_topic=TSN&search_value=5331#null)
- ITIS Standard Report Page. 2014f. *Melosira*. Recuperado el 28 de febrero del 2020, del sitio web: [https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search\\_topic=TSN&search\\_value=2290#null](https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search_topic=TSN&search_value=2290#null)
- ITIS Standard Report Page. 2014g. *Navicula*. Recuperado el 28 de febrero del 2020, del sitio web: [https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search\\_topic=TSN&search\\_value=3649#null](https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search_topic=TSN&search_value=3649#null)
- ITIS Standard Report Page. 2014h. *Synedra*. Recuperado el 28 de febrero del 2020, del sitio web: [https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search\\_topic=TSN&search\\_value=3013#null](https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search_topic=TSN&search_value=3013#null)
- ITIS Standard Report Page. 2016. *Gonphonema acuminatum*. Recuperado el 28 de febrero del 2020, del sitio web: [https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search\\_topic=TSN&search\\_value=4919#null](https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search_topic=TSN&search_value=4919#null)

- ITIS Standard Report Page. 2017. *Hannaea arcus*. Recuperado el 28 de febrero del 2020, del sitio web: [https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search\\_topic=TSN&search\\_value=3322#null](https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search_topic=TSN&search_value=3322#null)
- ITIS Standard Report Page. 2020. *Kingdom Plantae*. Recuperado el 28 de febrero del 2020, del sitio web: <https://www.itis.gov/>
- Janse van Vuuren S, Levanets A. 2019. First record of *Botryococcus braunii* Kützing from Namibia. *Bothalia - African Biodiversity and Conservation*, 49(1), 1-5. <https://dx.doi.org/10.4102/abc.v49i1.2382>
- Jiménez P, Toro B, Hernández E. 2014. Relación entre la comunidad de fitoperifiton y diferentes fuentes de contaminación en una quebrada de los andes colombianos. *Boletín Científico Museo de Historia Natural*, 18, 49-66.
- John D, Whitton B, Brook A. 2011. *The Freshwater Algal Flora of the British Isles: An Identification Guide to Freshwater and Terrestrial Algae*. 2ª edición. Cambridge University Press.
- Jordán AF, López DL. 2019. *Análisis de las variaciones morfológicas y batimétricas del embalse La Mica para el periodo 2007-2018* (Disertación de grado). EPN.
- Kalaji HM, Sytar O, Brestic M, Samborska IA, Cetner MD, Carpentier C. 2016. Risk Assessment of Urban Lake Water Quality Based on in-situ Cyanobacterial and Total Chlorophylla Monitoring. *Polish Journal of Environmental Studies*, 25(2).
- Kalff J, Downing J. 2016. *Limnology: Inland Water Ecosystem*. Duluth: Bibliogenica
- Khatri N, Tyagi S. 2014. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. *Frontiers in Life Science*, 8(1), 23–39. doi:10.1080/21553769.2014.933716
- Knappe D, Belk R, Briley D, Gandy S, Rastogi N. 2004. *Algae Detection and Removal Strategies for Drinking Water Treatment Plants*. Recuperado de [https://books.google.com.ec/books?id=UtuTFyk6pQ4C&pg=PA13&lp=PA13&dq=red+tides+cryptomonas&source=bl&ots=F7Tn8XPhpj&sig=tWJVdHLSHSGBMeorDy\\_txa5WHU&hl=es-419&sa=X&ved=2ahUKewjH5Y6pkondAhVJtlkKHfInDXIQ6AEwCXoECAEQAQ#v=onepage&q&f=false](https://books.google.com.ec/books?id=UtuTFyk6pQ4C&pg=PA13&lp=PA13&dq=red+tides+cryptomonas&source=bl&ots=F7Tn8XPhpj&sig=tWJVdHLSHSGBMeorDy_txa5WHU&hl=es-419&sa=X&ved=2ahUKewjH5Y6pkondAhVJtlkKHfInDXIQ6AEwCXoECAEQAQ#v=onepage&q&f=false)
- Kociolek J, Theriot E, Williams D, Julius M, Stoermer E, Kingston J. 2015. Centric and Araphid Diatoms. En J. Wehr, R. Sheath y O. Kociolek (Eds.). *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification* (pp. 653-708). Nueva York, Estados Unidos: Academic Press.
- Kociolek P. 2010. In *Diatoms of North America: Hannaea arcus*. Recuperado el 27 de febrero del 2020, del sitio web: [https://diatoms.org/species/hannaea\\_arcus](https://diatoms.org/species/hannaea_arcus)
- Köker L, Akçaalan R, Oguz A, Gaygusuz O, Gürevin C, Köse CA, Albay M. 2017. Distribution of toxic Cyanobacteria and cyanotoxins in Turkish waterbodies. *J Environ Prot Ecol*, 18, 425-432.
- Lewis LA, McCourt RM. 2004. Green algae and the origin of land plants. *American journal of botany*, 91(10), 1535-1556.
- Licera C, Rodríguez M, Larrosa N, Ruiz M, Halac S, Olivera P, Nadal F. 2012. *Cianobacterias en embalses de Córdoba, descripción taxonómica y ecológica*. Recuperado de [http://www.ina.gov.ar/pdf/ifrrhh/02\\_006\\_Licera.pdf](http://www.ina.gov.ar/pdf/ifrrhh/02_006_Licera.pdf)
- López A. 2017. *Potencial de cepas de microalgas aisladas de la costa de Yucatán para la producción de biodiesel* (Disertación de maestría). CICY, México.
- López Cando AP, Yar Hernández AV. 2019. *Concentración y distribución espacial de los parámetros físicos en el embalse La Mica* (Disertación de grado). EPN.

- Maldonado E. 2015. *Propuesta de educación ambiental y turística para visitantes del embalse la Mica Provincia del Napo* (Disertación de grado). UCE.
- Marqués SM, Américo-Pinheiro HP. 2017. Algas como bioindicadores da qualidade da água. *Revista Científica ANAP Brasil*, 10(19).
- Matt G, Umen J. 2016. Volvox: A simple algal model for embryogenesis, morphogenesis and cellular differentiation. *Developmental biology*, 419(1), 99-113.
- Menezes M, Bicudo C. 2017. Chlorophyceae. En C. Bicudo y M. Menezes (Eds.). *Gêneros de Algas de Aguas Continentais do Brasil* (pp. 145-189). San Carlos, Brasil: Rima.
- Metzger P, Largeau C. 2005. *Botryococcus braunii*: a rich source for hydrocarbons and related ether lipids. *Applied microbiology and biotechnology*, 66(5), 486-496.
- Minasyan A, Christophoridis C, Wilson AE, Zervou SK, Kaloudis T, Hiskia A. 2018. Diversity of cyanobacteria and the presence of cyanotoxins in the epilimnion of Lake Yerevan (Armenia). *Toxicon*, 150, 28-38.
- Ministerio del Ambiente Ecuador. 2012. *Sistema de clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental*. Recuperado de: [http://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2012/09/LEYENDA-ECOSISTEMAS\\_ECUADOR\\_2.pdf](http://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2012/09/LEYENDA-ECOSISTEMAS_ECUADOR_2.pdf) el 30/07/2018
- Ministerio del Ambiente. 2015. *Reserva Ecológica Antisana*. Recuperado el 17 de marzo del 2019, del sitio web: <http://areasprotegidas.ambiente.gob.ec/es/areas-protegidas/reserva-ecol%C3%B3gica-antisana>
- Monteagudo L, Moreno JL. 2016. Benthic freshwater cyanobacteria as indicators of anthropogenic pressures. *Ecological indicators*, 67, 693-702.
- Moore S, Trainer V, Mantua N, Parker M, Laws E, Backer L, Fleming L. 2008. *Impacts of climate variability and future climate change on harmful algal blooms and human health*. *Environmental Health*, 7(Suppl 2), S4. doi:10.1186/1476-069x-7-s2-s4
- Morales E, Luna V, Navarro L, Santana V, Gordillo A, Arévalo A. 2013. Diversidad de microalgas y cianobacterias en muestras provenientes de diferentes provincias del Ecuador, destinadas a una colección de cultivos. *Revista Ecuatoriana de Medicina y Ciencias Biológicas*, 34(1-2), 129-149.
- Moreno JR, Medina CD, Albarracín VH. 2012. Aspectos ecológicos y metodológicos del muestreo, identificación y cuantificación de cianobacterias y microalgas eucariotas. *REDUCA (Biología)*, 5(5).
- Moreno YM, Aguirre N. 2013. Estado del arte del conocimiento sobre perifiton en Colombia. *Gestion y ambiente*, 16(3), 91-117.
- Morocho CC, Chunchu G. 2019. Páramos del Ecuador, importancia y afectaciones: Una revisión. *Bosques Latitud Cero*, 9(2), 71-83.
- Navarro E, Garcia-Berthou E, Armengol J. 2010. La calidad ecológica de los embalses. *Investigación y Ciencia*, (Septiembre 2016), 80-88
- Navarro G, Aguirre LF, Maldonado M. 2015. *Biodiversidad, Ecología y Conservación del Valle Central de Cochabamba*. Centro de Biodiversidad y Genética (CBG), Universidad Mayor de San Simón. Cochabamba. 300 p.
- Pacheco DA. 2018. *Estudio de los efectos del cambio climático en las capacidades del embalse La Mica* (Disertación de grado). UCE.
- Paerl H. 2016. Impacts of Climate Change on Cyanobacteria in Aquatic Environments. En J. Marxsen (Ed.). *Climate Change and Microbial Ecology: Current Research and Future Trends* (pp. 5-23). Norfolk, UK: Caister Academic Press.
- Papa R, Wu J, Baldia S, Cho C, Cruz M, Saguiguit A, Aquino R. 2009. Blooms of the Colonial Green Algae, *Botryococcus braunii* Kützinger, in Paoay Lake, Luzon Island, Philippines. *Philippine Journal of Systematic Biology*. 2. 10.3860/pjsb.v2i1.898.

- Pérez V, Cortés J, Marchant F, Dorador C, Molina V, Cornejo-D'Ottone M, Hengst MB. 2020. Aquatic Thermal Reservoirs of Microbial Life in a Remote and Extreme High Andean Hydrothermal System. *Microorganisms*, 8(2), 208.
- Petersen CR, Jovanovic NZ, Grenfell MC, Oberholster PJ, Cheng P. 2018. Responses of aquatic communities to physical and chemical parameters in agriculturally impacted coastal river systems. *Hydrobiologia*, 813(1), 157-175.
- Petlovany O, Tsarenko P. 2015. Desmidiaceae. En: P. Tsarenko, S. Wasser y E. Nevo (Eds.). *Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Volume 3: Chlorophyta* (pp. 61-448). Ruggell: A.R.A. Gantner Verlag.
- Pinilla G. 2000. *Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia*. Bogotá, Colombia: Universidad Jorge Tadeo Lozano.
- Poot-Delgado CA, Okolodkov YB, Aké-Castillo JA. 2018. Potentially harmful cyanobacteria in oyster banks of Términos lagoon, southeastern Gulf of Mexico. *Acta Biológica Colombiana*, 23(1), 51-58.
- Quenta E, Molina-Rodríguez J, Gonzales K, Rebaudo F, Casas J, Jacobsen D, Dangles O. 2016. Direct and indirect effects of glaciers on aquatic biodiversity in high Andean peatlands. *Global Change Biology*, 22(9), 3196-3205.
- Quinan E, Oyanedel JP, Diaz K, Vera C. 2017. Caracterización de la composición y fluctuaciones en la densidad y diversidad de los ensamblajes planctónicos en cuatro humedales de Tarapacá. *Sustainability, Agri, Food and Environmental Research*, 4(4).
- Quintero M, Estrada R, Burbano J, Tapasco J, Uribe N, Escobar G, Belland E, Moreno A, Gavilanes C, Mantilla D, Valencia J. 2013. *Panorama para la distribución de los beneficios de los servicios ambientales hidrológicos de la cuenca del río Quijos, Ecuador*. Recuperado de [http://ciat-library.ciat.cgiar.org/Articulos\\_Ciat/biblioteca/Panorama\\_para\\_la\\_distribuci%C3%B3n\\_de\\_los\\_beneficios\\_de\\_los\\_servicios\\_ambientales.pdf](http://ciat-library.ciat.cgiar.org/Articulos_Ciat/biblioteca/Panorama_para_la_distribuci%C3%B3n_de_los_beneficios_de_los_servicios_ambientales.pdf)
- Rastogi R, Madamwar D, Incharoensakdi A. 2015. *Bloom Dynamics of Cyanobacteria and Their Toxins: Environmental Health Impacts and Mitigation Strategies*. *Frontiers in Microbiology*, 6. doi:10.3389/fmicb.2015.01254
- Ribalet F, Berges J, Ianora A, Casotti R. 2007. Growth inhibition of cultured marine phytoplankton by toxic algal-derived polyunsaturated aldehydes. *Aquatic Toxicology*, 85(3), 219–227. doi:10.1016/j.aquatox.2007.09.006
- Richmond A, y Hu Q. 2013. *Handbook of microalgal culture: biotechnology and applied phyecology*. Chichester, Reino Unido: Wiley Blackwell.
- Rippka R, Deruelles J, Waterbury M, Stainer R. 1979. Generic assignments, strains histories and properties of pure cultures of cyanobacteria. *J. Gen. Microbiol.* 111: 1-61.
- Robarts RD, T Zohary. 1987. Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 21: 391–399.
- Rodríguez A, Miño C. 2018. *Evaluación del estado trófico en relación al comportamiento de los parámetros físicos y biológicos del Lago San Pablo, Ecuador* Rodríguez Fuelantala, Jenifer Andrea; Miño Arias, Cristina Aracely (Disertación de grado). Universidad Técnica del Norte.
- Rodríguez SL. 2014. *Determinación del estado trófico de tres ecosistemas lénticos de la sabana de Bogotá con base al fitoplancton, en dos periodos climáticos contrastantes*. (Disertación de grado). Universidad Militar Nueva Granada.
- Rogers K. 2019. *Peridinium*. Recuperado el 10 de febrero del 2020, del sitio web: <https://www.britannica.com/science/Peridinium>

- Rojas PV, Casas,AF. 2015. Vulnerabilidad de humedales altoandinos ante procesos de cambio: tendencias del análisis. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 14(26), 29-42.
- Roldan G, Ramírez J. 2008. Fundamentos de limnología neotropical. Editorial Universidad de Antioquia (Vol. 2). <https://doi.org/10.1167/iov.15-17290>
- Rosso L, Giannuzzi L. 2011. *Factores ambientales y antropogénicos que afectan la formación de floraciones de cianobacterias y cianotoxinas*. Recuperado el 22 de mayo del 2020, del sitio web: <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/112456>
- Sheath R, Hellebust A, Sawa T. 1975. The Statospore of *Dinobryon divergens* Imhof: Formation and Germination in a Subarctic Lake 1. *Journal of Phycology*, 11(2), 131-138.
- Silva PM, Yustres LM, Pinilla AC, Serrezuela RR. 2018. *Structure of the Phytoplanktonic Community in a Neotropical Dam with Environmental Tension*. Recuperado el 25 de abril del 2020, del sitio web: <http://www.m-hikari.com/ces/ces2018/ces9-12-2018/p/rodriguezCES9-12-2018-2.pdf>
- Siver PA. 2012. *The biology of Mallomonas: morphology, taxonomy and ecology* (Vol. 63). Springer Science & Business Media.
- Smith V, Joye S, Howarth R. 2006. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 51(1part2), 351-355.
- Soncco Murga RH, Alvarez Rivas DJ. 2020. Estado del arte sobre los índices que determinan el nivel de eutrofización en lagunas altoandinas. (Disertación de grado). UPEU-Juliaca.
- Spaulding S, Edlund M. 2008a. *In Diatoms of North America: Cymbella*. Recuperado el 28 de febrero del 2020, del sitio web: <https://diatoms.org/genera/cymbella>
- Spaulding S, Edlund M. 2008b. *In Diatoms of North America: Fragilaria*. Recuperado el 10 de febrero del 2020, del sitio web: <https://diatoms.org/genera/fragilaria/guide>
- Spaulding S, Edlund M. 2008c. *In Diatoms of North America: Frustulia*. Recuperado el 27 de febrero del 2020, del sitio web: <https://diatoms.org/genera/frustulia/guide>
- Spaulding S, Edlund M. 2008d. *In Diatoms of North America: Hannaea*. Recuperado el 27 de febrero del 2020, del sitio web: <https://diatoms.org/genera/hannaea/guide>
- Spaulding S, Edlund M. 2009. *In Diatoms of North America: Gomphonema*. Recuperado el 10 de febrero del 2020, del sitio web: <https://diatoms.org/genera/gomphonema>
- Tapia ME. 2007. Variabilidad temporal del fitoplancton en áreas costeras del mar ecuatoriano y su interrelación con el evento La Niña 1999-2000, Ecuador. *Acta Oceanográfica del Pacífico*, 14(1), 37-48.
- Tapia PM. 2008. Diatoms as bioindicators of pollution in the Mantaro River, Central Andes, Peru. *International Journal of Environment and Health*, 2(1), 82-91.
- Toulkeridis T, Tamayo E, Simón-Baile D, Merizalde-Mora MJ, Reyes-Yunga DF, Viera-Torres M, Heredia M. 2020. Climate Change according to Ecuadorian academics—Perceptions versus facts. *LA GRANJA. Revista de Ciencias de la Vida*, 31(1), 21-46.
- Vélez A, Lozano S, Cáceres K. 2016. Diversidad de fitoplancton como indicador de calidad de agua en la cuenca baja del río Lurín, Lima, Perú. *Ecología aplicada*, 15(2), 69-79.
- Vicente WF, Vincent CL, Downes MT, Richerson PJ. 2005. Nitrate cycling in Lake Titicaca (Peru-Bolivia): the effects of high-altitude and tropicality. *Freshwater Biology*, 15(1), 31-42.

- Waterbury J. 2006. The Cyanobacteria—Isolation, Purification and Identification. En M. Dworkin, S. Falkow, E. Rosenberg, K. Schleifer y E. Stackebrandt (Eds.). *The Prokaryotes* (pp. 1053–1073). Nueva York, Estados Unidos: Springer. doi: 10.1007/0-387-30744-3\_38
- Witkowski A, Lange H, Stachura K. 1998. New and confused species in the genus *Navicula* (Bacillariophyceae) and the consequences of restrictive generic circumscription *Cryptogamie Algol. 19*: 83-108
- Xia R, Zhang Y, Critto A, Wu J, Fan J, Zheng Z, Zhang Y. 2016. The potential impacts of climate change factors on freshwater eutrophication: implications for research and countermeasures of water management in China. *Sustainability*, 8(3), 229.
- Yusuf ZH. 2020. Fitoplâncton como bioindicadores da qualidade da água do reservatório de Nasarawa, estado de Katsina, Nigéria. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 32.



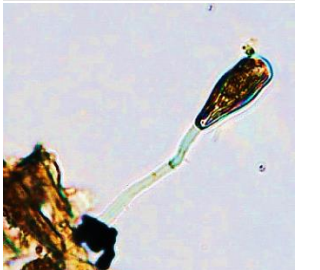
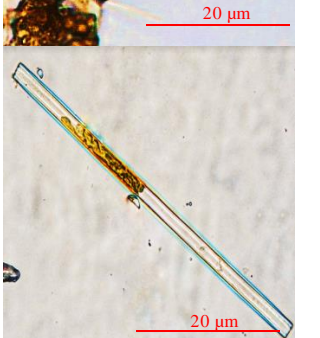


**Tabla 1.** Parámetros físico químicos de los tres muestreos realizados en el centro del embalse La Mica.

Mayo 2019					
Profundidad (m)	pH	Turbidez	Oxígeno disuelto (O.D.) (mg/L)	Temperatura (°C)	Clorofila (mg/L)
0,5	8,12	5,47	7,50	11,6	13,90
5	8,05	3,27	7,43	11,5	13,80
10	7,92	4,20	7,32	11,3	12,80
15	7,83	2,89	7,09	11,3	9,40
20	7,77	3,30	7,00	10,8	7,10
Fondo – 1	7,72	3,53	6,90	10,6	7,60
Septiembre 2019					
Profundidad (m)	pH	Turbidez	Oxígeno disuelto (O.D.) (mg/L)	Temperatura (°C)	Clorofila (mg/L)
0,5	7,79	2,63	7,49	9,1	9,39
5	7,79	2,63	7,49	9,1	9,17
10	7,78	2,13	7,51	9,2	8,86
15	7,91	3,77	7,37	9,1	8,76
20	7,93	3,58	7,00	9,4	7,34
Fondo – 1	7,90	3,50	6,50	9,4	7,60
Octubre 2019					
Profundidad (m)	pH	Turbidez	Oxígeno disuelto (O.D.) (mg/L)	Temperatura (°C)	Clorofila (mg/L)
0,5	7,88	7,50	6,20	12,4	9,45
5	7,70	7,35	6,20	12,3	9,28
10	7,8	7,18	5,80	11,8	8,75
15	7,89	6,73	4,50	11,7	8,47
20	7,92	6,60	4,30	10,6	7,21
Fondo – 1	7,96	6,37	4,00	10,4	7,72

**Tabla 2.** Taxonomía de microalgas y cianobacterias del fitoplancton del embalse La Mica.

División	Clase	Orden	Familia	Género	Especie	Fotografía (63X)
<i>Chlorophyta</i>	Chlorophyceae	Chaetophorales	Chaetophoraceae	<i>Stigeoclonium</i>	sp.	
		Chlamydomonadales	Sphaerocystidaceae	<i>Sphaerocystis</i>	sp.	
		Sphaeropleales	Characiaceae	<i>Ankyra</i>	sp.	
		Volvocales	Volvocaceae	<i>Volvox</i>	sp.	
	Trebouxiophyceae	Trebouxiales	Botryococcaceae	<i>Botryococcus</i>	<i>braunii</i>	

<i>Charophyta</i>	Conjugatophyceae	Zygnematales	Zygnemataceae	<i>Mougeotia</i>	sp.	
			Desmidiaceae	<i>Spirogyra</i>	sp.	
				<i>Staurastrum chaetoceros</i>		
<i>Euglenozoa</i>	Euglenophyceae	Euglenales	Euglenaceae	<i>Trachelomonas volvocina</i>		
<i>Cyanobacteria</i>	Cyanophyceae	Nostocales	Oscillatoriaceae	<i>Leptolyngbya</i>	sp.	
			<i>Oscillatoria</i>	sp.		

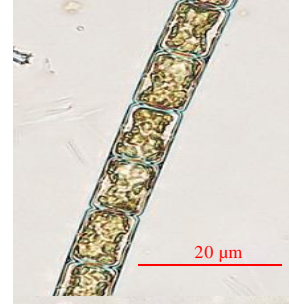
<i>Chrysophyta</i>	Chrysophyceae Ochromonadales	Synuraceae	<i>Mallomonas</i>	sp.	
<i>Ochromophyta</i>	Bacillariophyceae	Cymbellales	<i>Cymbella</i>	sp.	
		Gomphonemataceae	<i>Gomphonema</i>	<i>acuminatum</i>	
			<i>Fragilaria</i>	sp.	
		Fragilariaceae	<i>Hannaea</i>	<i>arcus</i>	
		Fragilariaceae	<i>Synedra</i>	<i>ulna</i>	

Melosirales

Melosiraceae

*Melosira*

sp.

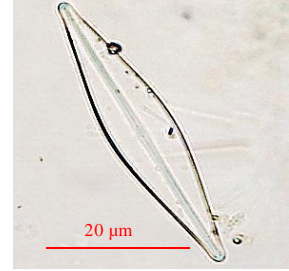


Naviculales

Amphipleuraceae

*Frustulia*

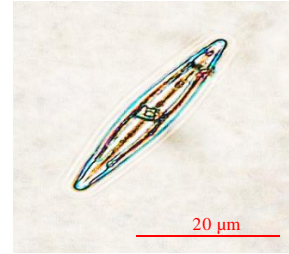
sp.



Naviculaceae

*Navicula*

sp.



Pinnulariaceae

*Pinnularia*

sp.

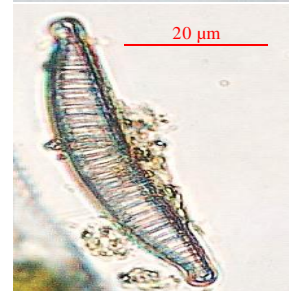


Rhopalioidiales

Rhopaliodiaceae

*Epithemia*

sp.



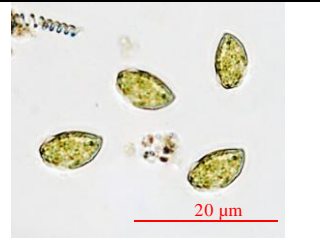

Surirellales

Surirellaceae

*Iconella*

sp.



<i>Cryptophyta</i>	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas</i>	sp.	
<i>Mizoa</i>	Dinophyceae	Peridinales	Peridiniaceae	<i>Peridinium</i>	sp.	

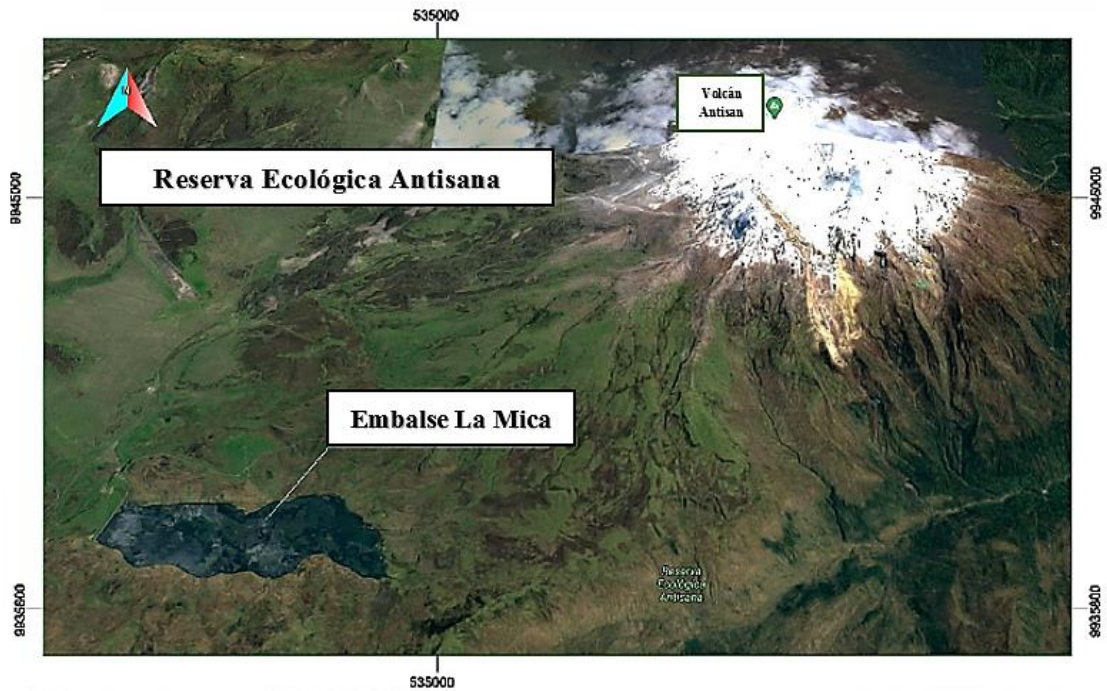
**Tabla 3.** Presencia-ausencia de divisiones y géneros de microalgas y cianobacterias en las siete diferentes profundidades examinadas en el centro del embalse La Mica.

División	Género	Mayo 2019							Septiembre 2019							Octubre 2019							
		Profundidad (m)							Profundidad (m)							Profundidad (m)							
		A	0,5	5	10	15	20	F-1	A	0,5	5	10	15	20	F-1	A	0,5	5	10	15	20	F-1	
Chlorophyta	<i>Stigeoclonium</i>	x	x	x					x	x								x	x				
	<i>Sphaerocystis</i>	x	x						x	x	x	x						x	x	x	x	x	
	<i>Ankyra</i>		x	x	x	x			x	x	x	x	x					x	x	x	x		
	<i>Volvox</i>	x	x																				
	<i>Botryococcus</i>	x		x					x														
Charophyta	<i>Mougeotia</i>			x						x									x		x	x	
	<i>Spirogyra</i>								x	x									x		x		
	<i>Staurastrum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Euglenozoa	<i>Trachelomonas</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cyanobacteria	<i>Leptolyngbya</i>		x							x													
	<i>Oscillatoria</i>	x		x						x	x							x	x				
Chrysophyta	<i>Mallomonas</i>								x									x	x				
Ochrophyta	<i>Cymbella</i>								x					x				x			x	x	
	<i>Gomphonema</i>		x							x								x	x		x	x	x
	<i>Fragilaria</i>	x		x			x		x	x	x	x		x	x	x		x	x			x	x
	<i>Hannaea</i>					x	x		x	x								x			x	x	x
	<i>Synedra</i>					x	x			x						x	x	x			x	x	x
	<i>Melosira</i>	x	x		x	x		x	x	x	x	x	x	x				x	x	x	x	x	x
	<i>Frustulia</i>					x								x							x	x	x
	<i>Navicula</i>	x	x						x			x		x				x			x	x	x
	<i>Pinnularia</i>									x								x			x		x
	<i>Epithemia</i>								x	x			x							x	x	x	
	<i>Iconella</i>												x							x	x	x	
Cryptophyta	<i>Cryptomonas</i>						x							x									
Miozoa	<i>Peridinium</i>	x							x	x								x					
Morfotipo 1	-			x	x							x								x	x		
Morfotipo 2	-	x	x						x									x					

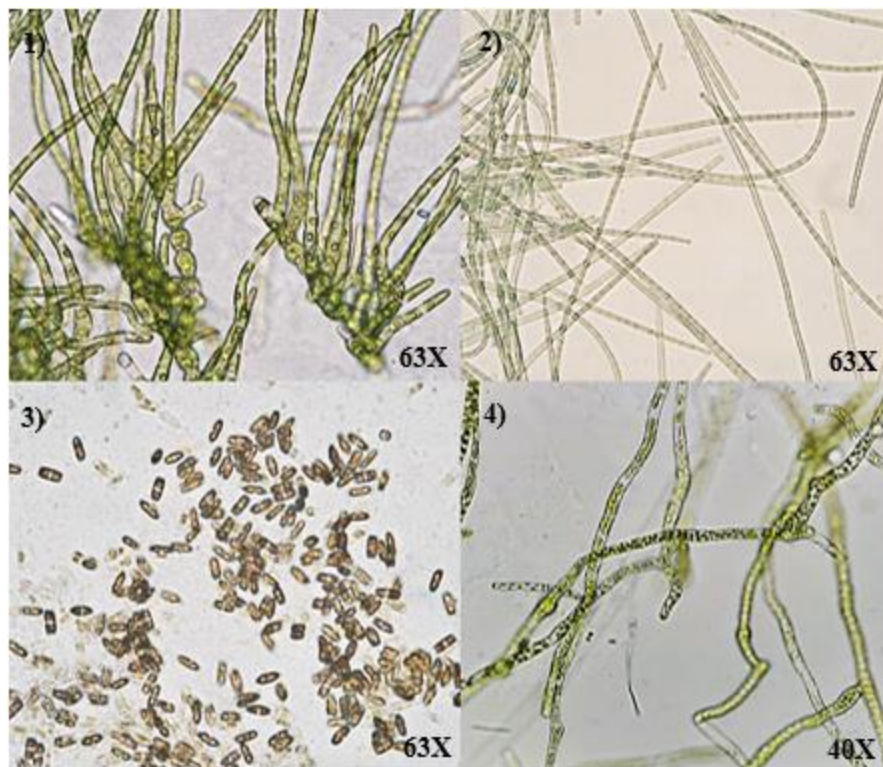
A: muestra de arrastre superficial, F -1: muestra de fondo menos 1 m.

**Tabla 4.** Taxones de microalgas y cianobacterias que podrían considerarse como bioindicadores del embalse La Mica.

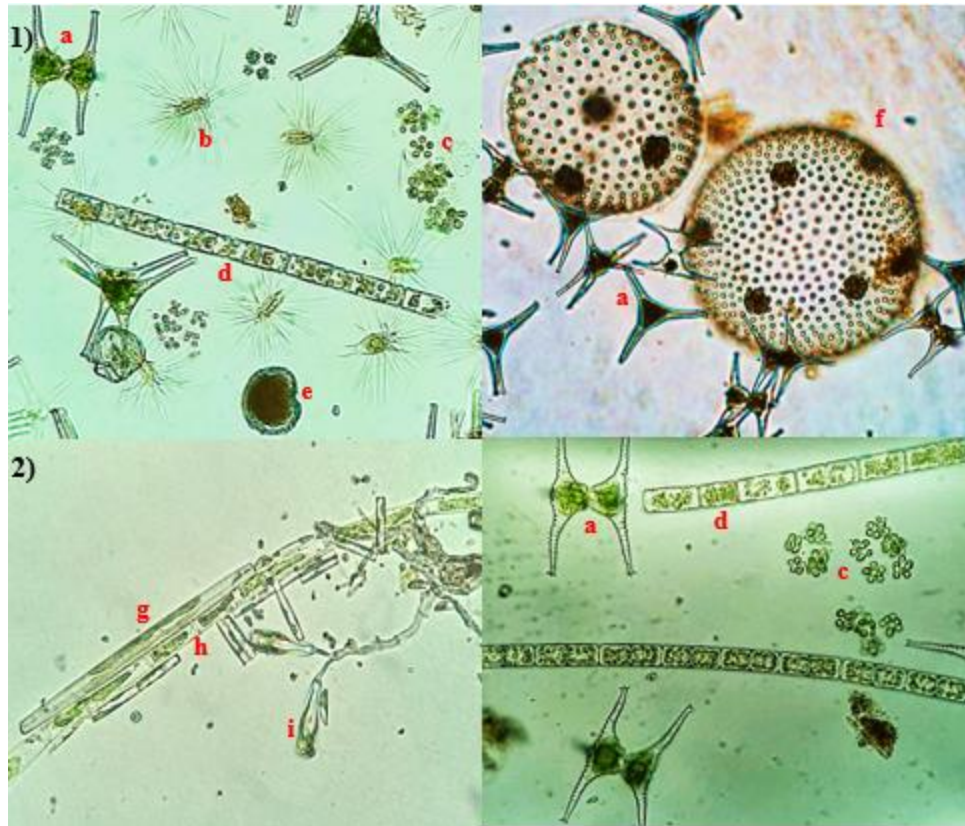
Género	Potencial bioindicador
<i>Volvox</i>	Se trata de un bioindicador de aguas con alta contaminación orgánica, caracterizadas como meso y eutróficas con baja mineralización. No obstante, puede ser observada en ambientes oligotróficos en temporadas lluviosas (Pinilla 2000; Espín 2018; Sarmiento 2018).
<i>Botryococcus braunii</i>	Bioindicador de cuerpos de agua oligotróficos, principalmente, con baja mineralización y con altas cantidades de fósforo inorgánico disuelto (Pinilla 2000; Janse van Vuuren y Levanets, 2019; Hirano et al. 2019).
<i>Ankyra</i>	Su presencia permite identificar ecosistemas acuáticos oligotróficos y mesotróficos con incremento de nutrientes, principalmente nitrato y amonio (Almanza et al. 2016).
<i>Mougeotia</i>	Ampliamente utilizada como bioindicadora en diferentes estudios, principalmente paleoecológicos, como marcador de agua libre de contaminación y aguas meso y oligotróficas influenciadas por el calentamiento global. Generalmente, puede encontrarse en aguas eutróficas con pH elevado. Su característica más utilizada es su movimiento mediado por el fitocromo (fotorreceptor) que posee en su cloroplasto (López et al. 2005; Oliveros 2016).
<i>Trachelomonas volvocina</i>	Es indicadora de cuerpos de agua meso y eutróficos y aguas con cantidades considerables de hierro y manganeso (Pinilla 2000).
<i>Mallomonas</i>	Crece en comunidades planctónicas y en los sedimentos de cuerpos de agua dulce oligotróficos con pocas cantidades de calcio (Gómez 2007; Romer 2010). Este género de microalga posee la capacidad de vivir en condiciones ecológicas cambiantes en cuanto a temperatura y pH. En el caso de la temperatura, este grupo de microalgas tolera de 2 a 25 °C y pH de 4 a 8. Debido a estas características, <i>Mallomonas</i> permite evidenciar el aumento de nutrientes orgánicos y pH en el ecosistema acuático en donde se encuentre (Guiry y Guiry 2020f).
<i>Cryptomonas</i>	Es una microalga efectiva como bioindicador de contaminación orgánica y cambio climático brusco con elevación de temperatura dentro de un ecosistema acuático (Pinilla, 2000).
<i>Melosira</i>	Bioindicador de ecosistemas acuáticos con concentraciones altas de nitrógeno, baja conductividad, poco caudal (lénticos) y contaminación orgánica (Pedraza y Donato 2011; Escobar et al. 2013).
<i>Fragilaria</i>	Su presencia en un cuerpo de agua denota altas cantidades de carbonatos, nitratos y fosfatos (Gómez 2007).
<i>Gomphonema acuminatum</i>	Indica que el ecosistema acuático tiene altas concentraciones de nitratos y que puede estar contaminado con compuestos orgánicos (Escobar et al. 2013).
<i>Navicula</i>	Este género de microalga se ha encontrado en aguas ligeramente contaminadas, con pH ácido y en proceso de eutrofización (Núñez 2008; Escobar et al. 2013; Arévalo 2018).
<i>Hannaea arcus</i>	Se considera una efectiva indicadora de contaminación en el agua, porque su población disminuye cuando hay contaminantes orgánicos o inorgánicos por su alta sensibilidad (Spaulding y Edlund 2008; Kociolek 2010).
<i>Frustulia</i>	Indicador de eutrofización en los ecosistemas acuáticos (Spaulding y Edlund 2008; Vélez, Lozano y Cáceres 2016).
<i>Epithemia</i>	Suele encontrarse en el fitoplancton y en el perifiton de aguas ligeramente alcalinas (carbonatadas) y con alta conductividad (Tapia 2008; Baylón et al. 2018). Además, su crecimiento aumenta positivamente cuando existe mayor disponibilidad de fósforo (Baylón et al. 2018).



**Figura 1.** Mapa en relieve de la Reserva Ecológica Antisana y el embalse La Mica.



**Figura 2.** Cepas de microalgas y cianobacterias obtenidas en los cultivos. 1) *Stigeoclonium*; 2) *Leptolyngbya*; 3) Morfotipo 1; 4) Morfotipo 2.



**Figura 3.** Ejemplos de muestras preservadas observadas en objetivo de 40X. 1) Muestra de arrastre del mes de septiembre 2019. 2) Muestra de 5 m del mes de octubre 2020. Géneros observados **a.** *Staurastrum chaetoceras*; **b.** *Mallomonas*; **c.** *Sphaerocystis*; **d.** *Melosira*; **e.** *Peridinium*; **f.** *Volvox*; **g.** *Fragilaria*; **h.** *Mougeotia*; **i.** *Gomphonema acuminatum*.

