

INFORME FINAL
PROYECTO DE INVESTIGACIÓN:

*“Establecimiento de línea base para la
identificación de Cianobacterias
potencialmente toxicas del Embalse Cerrón
Grande”.*

Departamento de Ingeniería de Procesos
y Ciencias Ambientales

DIPCA – UCA

FEBRERO, 2020.

“Establecimiento de línea base para la identificación de Cianobacterias potencialmente tóxicas del Embalse Cerrón Grande”.

Proyecto de investigación financiado por:
Universidad Centroamericana José Simeón Cañas
(UCA).

Proyecto ejecutado por el Departamento de Ingeniería de Procesos y Ciencias Ambientales (DIPCA - UCA).

Actividades desarrolladas por:

Dra. María Dolores Rovira, MSc. José Luis Ortez,
Ing. Luis Carlos Morán Alarcón, Tec. Guadalupe
Arévalo, Br. Josué Franco y Br. David Linares.

Febrero, 2020.

RESUMEN

El embalse del Cerrón Grande posee un área de 135 km², fue construido durante la década de 1970 sobre el cauce del río Lempa con el fin de utilizar sus aguas en la producción de energía eléctrica; con el tiempo esta masa de agua fue tomando importancia en diversos ámbitos, entre ellos el ecológico, debido a la multiplicidad de servicios ecosistémicos que brinda. Esta importancia fue reconocida en noviembre del 2005, cuando la Comisión Ramsar lo denominó como “Humedal de Importancia Internacional”; a pesar de ello, en la actualidad este sitio es reconocido como una de las fuentes de agua superficial más contaminadas del país, enfrentando, entre otros, serios problemas relacionados a las proliferaciones masivas de organismos pertenecientes al grupo de las cianobacterias. Ante esta problemática y reconociendo la potencialidad tóxica que poseen estos organismos, la presente investigación planteó identificar el tipo de organismos que proliferan en el embalse, el comportamiento de las características fisicoquímicas que contribuyen a que éstas se desarrollen y de que manera este comportamiento afecta el estado trófico del embalse. En tal sentido, desde octubre del 2018 hasta septiembre del 2019, se realizaron visitas mensuales en 6 estaciones distribuidas al interior del embalse con el propósito de recolectar muestras para análisis fisicoquímicos y biológicos, estos últimos orientados a la cuantificación e identificación de cianobacterias. Se identificaron un total de 16 géneros distribuidos en 9 familias, 5 órdenes y 1 clase, de estos, el género más abundante fue *Microcystis*, seguido de *Anabaena*. La mayor abundancia celular se registró en junio del 2019, alcanzando concentraciones de *Microcystis* superiores a 5x10⁶ cel/ml. De acuerdo a los resultados del análisis de componentes principales, los parámetros fisicoquímicos que mayoritariamente contribuyen a la abundancia celular son el fósforo, la conductividad eléctrica y el valor de disco Secchi; sin embargo, dicho análisis resulto significativo únicamente para el 18% de la variabilidad total. El estado trófico del embalse fue evaluado por 3 métodos diferentes, obteniéndose una valoración promedio que lo cataloga como un embalse eutrófico.

Palabras clave: *Embalse tropical, Fitoplancton, estado trófico, eutrofización, cianobacterias.*

ÍNDICE

RESUMEN	iii
1 INTRODUCCIÓN	9
1.1 Embalse Cerrón Grande	10
2 OBJETIVOS.....	12
2.1 General:.....	12
2.2 Específicos	12
3 BASES TEÓRICAS	13
4 DISEÑO METODOLÓGICO.....	16
4.1 Selección y puntos de muestreo.....	16
4.2 Recolección de muestras.....	17
4.2.1 Parámetros de campo.....	17
4.2.2 Muestras químicas.....	17
4.2.3 Muestras biológicas.....	18
Muestras para análisis cuantitativo.....	18
Muestras para análisis cualitativos.....	19
4.3 Análisis químicos de laboratorio.....	19
4.3.1 Nitrógeno total.....	19
4.3.2 Fósforo.....	20
4.3.3 Clorofila “a”	20
4.4 Análisis biológicos de laboratorio.....	20
4.4.1 Análisis taxonómico (Cualitativo).....	20
4.4.2 Cuantificación de cianobacterias	20
4.4.3 Determinación de Microcistina.....	21
5 RESULTADOS.....	22
5.1 Precipitaciones.....	22

5.2	Calidad de agua.....	24
5.2.1	Penetración de luz solar (Secchi).....	24
5.2.2	pH	25
5.2.3	Temperatura.....	27
5.2.4	Conductividad.....	29
5.2.5	Oxígeno Disuelto.....	31
5.3	Estado trófico.....	32
5.3.1	Clorofila “a”	33
5.3.2	Nutrientes.	35
5.4	Fitoplancton	35
5.4.1	Resultados cualitativos.	35
5.4.2	Resultados cuantitativos.	36
5.5	Microcistina	38
5.6	Análisis de componentes.	39
6	CONCLUSIONES.....	41
7	AGRADECIMIENTOS.....	42
8	LITERATURA CITADA.....	43

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Variables fisicoquímicas medidas in situ.	17
Tabla 2. Estaciones de medición de lluvia con influencia en la zona del Embalse Cerrón Grande.	23
Tabla 3. Datos promedio por campaña de muestreo mensual del comportamiento del pH en el Embalse Cerrón Grande.	25
Tabla 4. Datos promedio por campaña de muestreo mensual del comportamiento de la temperatura (°C) del agua del Embalse Cerrón Grande.	27
Tabla 5. Datos promedio por campaña de muestreo mensual del comportamiento de la conductividad (µS/cm) del agua del Embalse Cerrón Grande.	29
Tabla 6. Datos promedio por campaña de muestreo mensual del comportamiento del oxígeno disuelto (mg/L) en el agua del Embalse Cerrón Grande.	31
Tabla 7. Variación promedio mensual del oxígeno disuelto en las aguas del Embalse Cerrón Grande.	32
Tabla 8. Comportamiento de la concentración de Clorofila “a” (µg/L) en el agua del Embalse Cerrón Grande.	33
Tabla 9. Estadísticos mensuales del contenido de N y P en las aguas del Embalse Cerrón Grande (oct 18 – sep 19).	35
Tabla 10. Clasificación taxonómica de Cyanophytas presentes en el Embalse Cerrón Grande.	37
Tabla 11. Identificación de presencia o ausencia de microcistina en muestras de agua del HCG.	39

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio – Embalse Cerrón Grande.	10
Figura 2. Ubicación de las estaciones de muestreo.	16
Figura 3. Recolección de muestras con botella Van Dorn	18
Figura 4. Extracción de muestra cualitativa con red de fitoplancton.	19
Figura 5. Cámara de conteo Sedgwick Rafter	21
Figura 6. Estaciones de muestreo y ubicación de las campañas de recolección de muestras. Fuente: CNR.	22
Figura 7. Comportamiento de la lluvia promedio mensual (2006 – 2016). Fuente: MARN.	23
Figura 8. Comparación del comportamiento de las lluvias promedio mensual históricas y actuales. Fuente: MARN.	24
Figura 9. Profundidad de la penetración de luz solar en la columna de agua.	25
Figura 10. Variación promedio mensual del pH en el Embalse Cerrón Grande.	26
Figura 11. Comparación entre los valores de pH superficial y de profundidad durante el período de estudio.	26
Figura 12. Variabilidad de los datos de pH durante el periodo de muestreo.	27
Figura 13. Variación promedio mensual de la temperatura del agua del Embalse Cerrón Grande.	28
Figura 14. Comparación entre los valores de temperatura superficial y de profundidad durante el período de estudio.	28
Figura 15. Variabilidad de los datos de temperatura durante el periodo de muestreo. .	29
Figura 16. Máximos y promedios mensuales de los valores de conductividad durante el periodo de investigación.	30
Figura 17. Comparación de los valores de conductividad superficiales y de profundidad durante el período de estudio.	30
Figura 18. Comparativa entre los valores de conductividad mensual durante el periodo de muestreo.	31
Figura 19. Ponderación de las categorías tróficas observadas de forma mensual en el Embalse Cerrón Grande.	33
Figura 20. Concentración de clorofila “a” mensual por estación de muestreo.	34
Figura 21. Floración superficial de cianobacterias en el Embalse Cerrón Grande.	36

Figura 22. Densidad mensual de cianobacterias en el Embalse Cerrón Grande (octubre 2018 – septiembre 2019).	38
Figura 23. Diagrama de componentes principales para factores fisicoquímicos	40

1 INTRODUCCIÓN

Los embalses son ecosistemas generalmente originados a partir del represamiento de las aguas de ríos caudalosos, sin embargo, su origen artificial no minimiza la funcionalidad y complejidad ecológica de éstos. Durante la década de 1970, en El Salvador se construyó el embalse Cerrón Grande, con el propósito de abastecer la central hidroeléctrica del mismo nombre propiedad de CEL, a partir de su creación, dicho embalse cobró importancia en diversos rubros de la vida nacional, destacando como un sitio de importancia estratégica para el país, en los rubros de generación hidroeléctrica, productividad acuícola y potencial turístico.

La Universidad Centroamericana “José Simeón Cañas” consciente de la importancia que representa este cuerpo de agua para el país, en el pasado ha desarrollado investigaciones en él, tal es el caso de la “Monitorización del humedal Cerrón Grande”, en el 2012, la cual permitió la identificar las causas de la contaminación que aqueja al embalse, obteniéndose que los efluentes de residuos urbanos e industriales así como la escorrentía proveniente de tierras agrícolas contribuyen a la agudización de la eutrofia del embalse, lo que conlleva a favorecer las floraciones algales masivas en dicho cuerpo de agua.

Durante esta investigación no se realizó análisis per se de abundancia y composición de las comunidades fitoplanctónicas, sino más bien un screening para identificar especies fitoplanctónicas presentes en el embalse, sin embargo, por otro lado, se evidenció que la calidad ecológica del embalse se encuentra comprometida debido a la presencia de ciertas especies invasoras tales como el jacinto de agua (*Eichornia crassipes*) y el pato Chancho (*Phalacrocorax brasillianus*), los cuales alteran las redes tróficas originales del embalse.

Posteriormente, en 2015, se llevó a cabo el proyecto de investigación denominado “Aprovechamiento sostenible del Jacinto de agua (*Eichornia crassipes*) y estudio del uso potencial de las microalgas del sitio RAMSAR Embalse Cerrón Grande”, en esta ocasión se realizó la determinación de la composición y abundancia de la comunidad fitoplanctónicas observándose que el grupo más abundante fue el de las cianobacterias (*Cyanophyceae*), constituyendo un 99% de la abundancia en promedio durante los tres meses de muestreo (abril, mayo y junio).

1.1 Embalse Cerrón Grande

El embalse Cerrón Grande se encuentra ubicado al norte del país, entre los departamentos de San Salvador, Cuscatlán, Chalatenango y Cabañas en la cuenca media del río Lempa (Figura 1). Es un humedal de origen artificial creado durante la década de 1970 con el fin de proporcionar agua a la central hidroeléctrica que lleva su mismo nombre; posee una superficie de 6,900 ha en época seca y 10,224 ha durante la época lluviosa (MARN, 2018), su área de tierras fluctuantes es de 14.8 Km² y presenta una profundidad máxima de 52 metros. Fue declarado como humedal de importancia internacional el 22 de noviembre del 2005 por la convención RAMSAR.

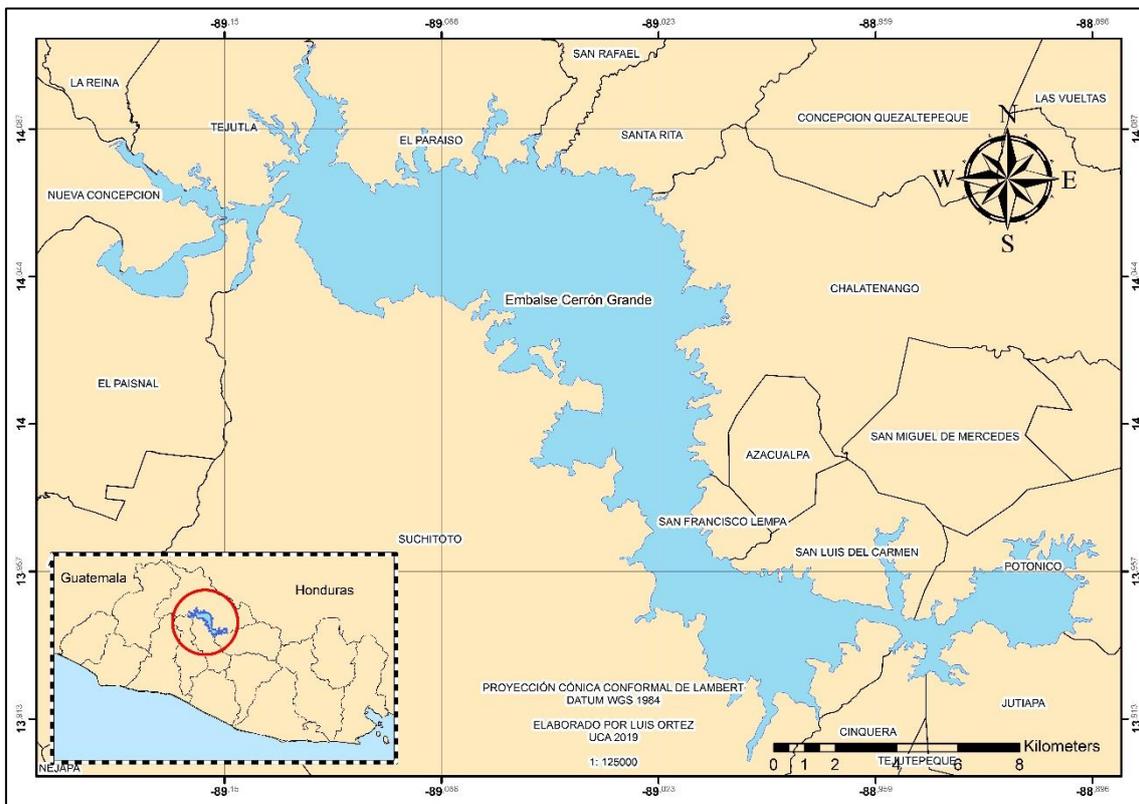


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio – Embalse Cerrón Grande.

El embalse Cerrón Grande cuenta con 36 cauces, entre perennes e intermitentes, que drenan hacia él, de estos, destacan los ríos Acelhuate, Motochico, Sucio, Tamulasco, Quezalapa, Tilapa y Lempa, siendo este último sobre el cual fue construido. Según la clasificación climática de Holdrige la cuenca del embalse cuenta con un clima de bosque húmedo tropical transición subtropical; su régimen de lluvia promedio anual se encuentra entre los 1800 y 2500 mm, mientras que la temperatura varía entre los 16 °C y 31° C al año (Romero, 2003; MARN, 2016).

Geológicamente, la cuenca en la cual se encuentra ubicado el embalse presenta materiales volcánicos diversos, originados principalmente durante los inicios del terciario hasta la actualidad, lo cual ha dado lugar a la formación de numerosos edificios volcánicos, la mayoría de ellos con laderas inestables, formados por materiales volcánicos poco consolidados; destacan principalmente las formaciones Bálsamo, Chalatenango y Morazán pertenecientes al terciario más una cuyo origen se remonta al cuaternario (formación Cuscatlán), las cuales son de origen intrusivo con presencia de rocas de carácter granítico- diorítico (Mata & Puiguriguer, 2000).

En cuanto al aspecto político-administrativo del territorio, el embalse Cerrón Grande se encuentra rodeado de 15 municipios pertenecientes a los departamentos de Cuscatlán, San Salvador, Chalatenango y Cabañas (Figura 1); es de gran importancia económica ya que de él dependen diversas cooperativas de pescadores, productores de tilapia, ganaderos, operadores turísticos entre otros; además existen diversas organizaciones sociales y dependencias de gobierno que velan por el desarrollo y ordenamiento de estas actividades económicas en el embalse.

2 OBJETIVOS.

2.1 General:

- Evaluar de la dinámica poblacional de la comunidad fitoplanctónica del Embalse Cerrón Grande.

2.2 Específicos

- Determinar el estado trófico del embalse Cerrón Grande.
- Caracterizar el comportamiento fitoplanctónicos a lo largo del año hidrológico.
- Identificar la presencia de toxinas en florecimientos de cianobacteria ocurridos en el embalse cerrón grande.

3 BASES TEÓRICAS

Al hacer referencia del término calidad del agua, generalmente pensamos en las características físico-químicas y microbiológicas que debe poseer el agua que será destinada al consumo humano, la industria y la agricultura; casi nunca se habla de las características del agua para uso recreacional y mucho menos de la calidad ecológica de ésta (Vásquez et al, 2006). Por lo anterior podemos definir el término calidad del agua como la idoneidad de ésta para sostener diversos usos o procesos, la cual está influenciada por una amplia gama de factores naturales (Codd, 2000).

A nivel mundial la contaminación del agua es un problema que aqueja a cientos de regiones (GWP, 2011), ya que a medida que el desarrollo de las zonas urbanas avanza, el acceso a fuentes de agua de buena calidad para el abastecimiento humano se torna más difícil. Esta situación conlleva a que el agua se convierta, en muchas regiones del mundo, en un factor limitante para garantizar la salud humana, la producción de alimentos, el desarrollo industrial y el mantenimiento de los ecosistemas naturales y su biodiversidad e incluso para la estabilidad social y política de una región (Cambias & Landas, 2005; IANAS-UNESCO, 2015).

La eutrofización es la respuesta biológica a la entrada excesiva de nutrientes (Moss, 1988), producto de la contaminación ambiental generalizada y más específicamente por los vertidos industriales y aguas residuales domiciliarias ricos en compuestos fosforados y nitrogenados que llegan en un ecosistema acuático (Harper, 1992). Este proceso ha sido estudiado desde principios del siglo 20 por científicos de diferentes disciplinas ambientales tales como Weber en 1907, Naumann, 1919, Thienemann, 1918, quien utilizó el régimen de oxígeno en la zona béntica para clasificar lagos en un distrito de Alemania; entre otros que fueron incorporando nuevos parámetros para la determinación del grado de contaminación de los cuerpos de agua a través de su estado trófico. Pero fue hasta que R. Carlson en 1977 propusiera un sistema de clasificación límnic, denominado Índice del Estado Trófico (Carlson, 1977) que se sistematizó la interpretación del grado de contaminación de un cuerpo de agua en base a la producción de biomasa que esté pudiera generar.

En la actualidad existen diversas metodologías para la medición del estado trófico de un lago o embalse, entre las más destacadas tenemos la de Aizaki et al (1981) Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (1982), Vásquez et al (2006), Pires et al

(2015), Frascareli et al (2015) entre otros, todos ellos tomando como base la propuesta de Carlson.

El proceso de eutrofización en las aguas continentales tiene una importancia global debido a sus implicaciones en el área de la salubridad (Chorus & Bartram, 1999; Martino, 1989), ya que ha sido reconocida como un problema de salud pública desde la década de los años 1950 (Martino, 1989) y recientemente ha tomado mayor importancia, debido a su íntima relación con el crecimiento fitoplanctónico. Las cianobacterias y las algas eucariotas del fitoplancton pueden crecer bruscamente bajo determinadas condiciones ambientales (Lee, 2008) aumentando su biomasa en valores significativos con respecto a la concentración original. Este fenómeno se denomina floración (bloom) (UNESCO, 2009).

Las cianobacterias poseen características adaptativas que los hacen organismos más eficientes frente a otros del fitoplancton, por ejemplo algunos géneros de cianobacterias (Reynolds, 2006) especialmente del orden *Chroococcales* poseen células especializadas llamadas aerotopos que les ayudan a regular su posición en la columna de agua, pudiendo así optimizar su proceso de fotosíntesis, soportando condiciones de alta o baja radiación solar (Lee, 2008), su tasa máxima de crecimiento se encuentra entre los 25 y 30 °C la cual corresponde a la temperatura promedio anual de los lagos y embalses de las regiones tropicales, sus requerimientos nutricionales se encuentran en una relación de 16 átomos de nitrógeno por cada átomo de fósforo (relación de Redfield), lo cual aunado a las condiciones descritas anteriormente brindan el escenario perfecto para la proliferación de cianobacterias las cuales son preocupantes debido a su capacidad de producir toxinas y alterar las propiedades organolépticas del aguas (UNESCO, 2009).

A nivel mundial diversos autores han documentado incidentes de intoxicación relacionados a floraciones fitoplanctónicas (Vásquez et al, 2006; Muir et al, 2011; Carrasco, 2007), especialmente de organismos pertenecientes a la división *Cyanophyceae*, por lo cual su vigilancia, control y monitoreo se vuelve de gran importancia para nuestro país.

La ocurrencia de eventos tóxicos relacionados a floraciones fitoplanctónicas tóxicas (se ha documentado desde los años 1878, cuando en el Lago Alexandria (Australia) se produjo una mortandad de animales entre ellos ganado bovino, equino caprino y animales domésticos, luego de que esto bebieran agua de este lago, mientras se desarrollaba una

floración de *Nodularina spumigena*. En países como Argentina, Uruguay, Chile y México han realizado reportes sobre la ocurrencia de estos fenómenos desde la década de los años 1940 (Giannuzzi, 2009).

En El Salvador la ocurrencia de floraciones potencialmente tóxicas en aguas continentales, así como los impactos de la misma en la salud pública han sido muy poco estudiados y a pesar de que se conoce su relación con el fenómeno de eutrofización, que afecta a muchos cuerpos de agua del país, en especial al Embalse Cerrón Grande, debido a que este es el receptor de las aguas de los ríos Acelhuate y Sucio, los más contaminados del país, no existen estudios concluyentes respecto a este tema, y la información que se conoce sobre las floraciones algales en aguas dulces es escasa, existen estudios que han realizado algunas aproximaciones del tema pero estos están más orientados a la composición, distribución y abundancia de estos organismos y no a su relación con el grado de eutrofia del cuerpo de agua y la potencialidad tóxica de sus floraciones.

4 DISEÑO METODOLÓGICO.

El proyecto de investigación realizó el monitoreo mensual del comportamiento de la comunidad fitoplanctónica durante el período comprendido de octubre del 2018 a septiembre del 2019, abarcando distintas etapas del año hidrológico; a través de él, se realizó la identificación y cuantificación la comunidad de cianobacterias presentes en el embalse, además de realizar el monitoreo de los parámetros fisicoquímicos que afectan directamente su desarrollo.

4.1 Selección y puntos de muestreo.

Previamente a la ejecución de las campañas de muestreo, se estableció la ubicación de las estaciones de muestreo al interior del embalse Cerrón Grande (Figura 2), tomando como parámetros de selección, la proximidad de estas a los sitios de monitoreo que posee el MARN en ríos aledaños, y a los resultados del estudio previo desarrollado por el DIPCA-UCA (2016) en el embalse. Una vez seleccionados los sitios, se estableció un perímetro de influencia de 750 metros, con el objetivo de tomar muestras en un área representativa y no de un punto específico, al cual es difícil de acceder durante la navegación.

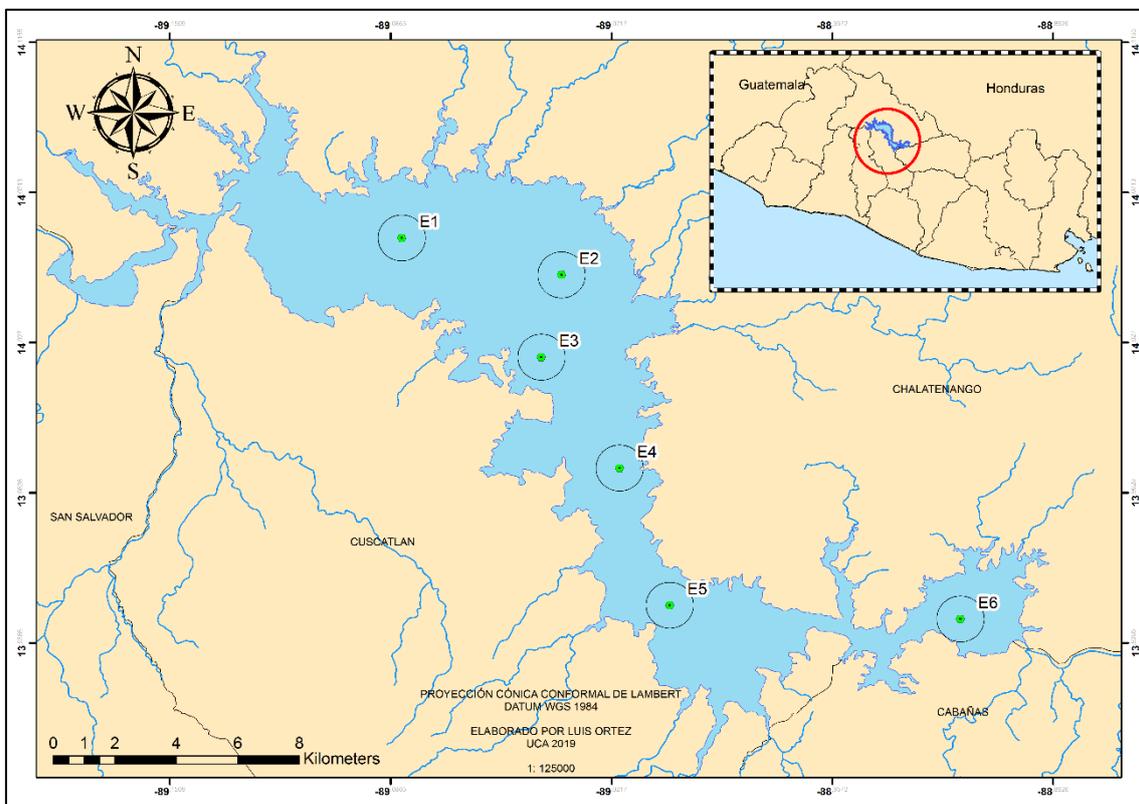


Figura 2. Ubicación de las estaciones de muestreo.

Al igual que con la selección de las estaciones de muestreo, se estableció que la profundidad de muestreo se realizaría a los 2.5 m de profundidad, y que únicamente en casos de proliferación masiva se realizaría la toma de muestras superficiales; esto debido a que en el pasado se determinó que no existía una diferencia significativa en la cuantificación del fitoplancton entre muestras superficiales y de profundidad, debido a la dinámica del embalse.

4.2 Recolección de muestras.

4.2.1 Parámetros de campo.

La medición de los parámetros fisicoquímicos in situ se realizó en cada uno de los muestreos, utilizando los equipos descritos en la Tabla 1; para lo cual se tomaban 100 ml de muestra (superficial y a 2.5 m de profundidad), en los cuales se introducían los sensores, previamente calibrados en el laboratorio, y se anotaba la lectura en las bitácoras de campo.

Tabla 1. Variables fisicoquímicas medidas in situ.

Variable	Unidad de medida	Equipo utilizado
pH	--	Medido de pH OAKTON, Acorn series.
Temperatura	°C	Medido de pH OAKTON, Acorn series + sensor de temperatura
Oxígeno disuelto	%	Medidor de oxígeno disuelto YSI 550A
Conductividad	μS	Conductivímetro OAKTON COND 6+
penetración de luz solar	cm	Disco de Secchi.

Fuente: Elaboración propia.

4.2.2 Muestras químicas.

Las muestras químicas para el análisis de laboratorio corresponden a los parámetros de nitrógeno, fósforo y clorofila, las cuales fueron recolectadas empleando una botella tipo Van Dorn horizontal, modelo Alfa 2.2 L de la marca Wildco® a 2.5 m de profundidad (Figura 3); y almacenadas en botellas de poliuretano de 2.0 L a 4 °C durante su traslado al laboratorio. Estas muestras no fueron medidas en superficie debido a que el comportamiento de estos analitos en el Embalse Cerrón Grande es bastante uniforme y no muestra diferencia significativa entre la superficie y la profundidad (comunicación

personal Rovira, 2018), lo cual concuerda con el análisis de los parámetros in situ realizados durante esta investigación.



Figura 3. Recolección de muestras con botella Van Dorn

4.2.3 Muestras biológicas.

Muestras para análisis cuantitativo.

La toma de muestras cuantitativas se realizó únicamente en la parte media inferior de la zona fótica, la cual se determinaba en cada estación de muestreo mediante la ecuación 1 propuesta por De Hoyos (1992). Para extraer la muestra se utilizó una botella de tipo Van Dorn (ver sección 4.2.2) de la cual se separaba 1L de muestra, al cual se le adicionaban 10 mL de solución de Lugol al 1% como preservante y se almacenaban a temperatura de 4°C durante su traslado al laboratorio. Dadas las dinámicas del embalse, se decidió cuantificar únicamente el fitoplancton a profundidad ya que esta zona es considerada como la más representativa de la diversidad de dicha comunidad biológica; muestras superficiales fueron cuantificadas únicamente durante períodos de proliferación masiva en los primeros 10 cm del espejo de agua.

$$Z_{eu} = 1.92 * DS \quad \text{Ecuación 1}$$

En donde:

Z_{eu} = Zona fótica o eufótica

DS = profundidad del Disco Secchi en metros.

Muestras para análisis cualitativos.

Para la recolección de muestras cualitativas de fitoplancton se utilizó una red de fitoplancton marca Wildco® modelo 3-40-A55 de 80 μm de luz de malla (Figura 4), con la cual se realizó un arrastre vertical de la zona fótica del embalse; posteriormente el contenido de la red se vertía en frascos de 100 mL de capacidad y se almacenaba en hielera a 4 °C durante su traslado al laboratorio.

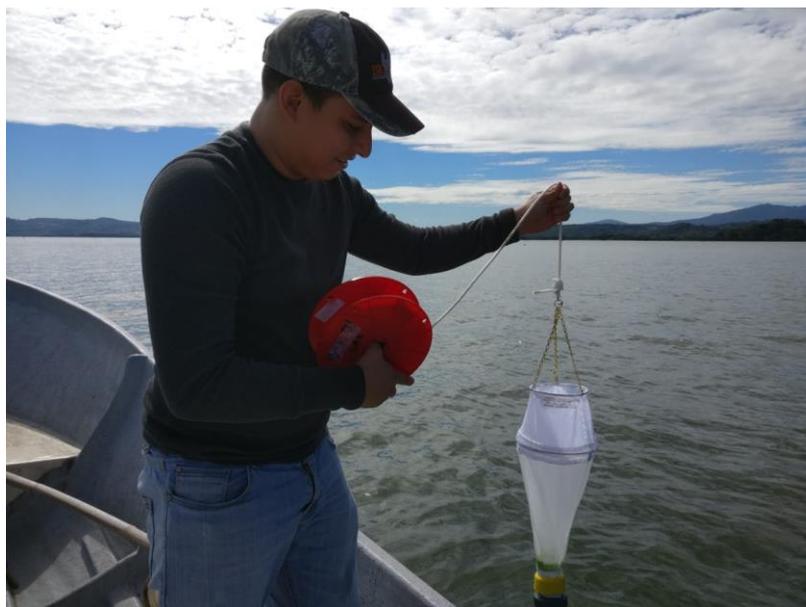


Figura 4. Extracción de muestra cualitativa con red de fitoplancton.

4.3 Análisis químicos de laboratorio.

4.3.1 Nitrógeno total.

La determinación del nitrógeno total en las muestras de agua se realizó mediante la metodología Macro Kjeldahl (APHA), la cual está basada en la combustión húmeda de la muestra, realizando un proceso de calentamiento con ácido sulfúrico concentrado en presencia de un catalizador metálico (Sulfato de cobre II) y sustancias que permitan el aumento de la temperatura de ebullición del ácido sulfúrico (Sulfato de potasio) y facilitar la reducción del nitrógeno orgánico de la muestra a amoníaco, el cual es retenido en solución como sulfato de amonio. La solución de digestión se alcaliniza con hidróxido de sodio y se destila o se arrastra con vapor para liberar el amoníaco que es atrapado en una solución de ácido bórico y luego se titula con ácido estandarizado.

4.3.2 Fósforo

La determinación del fósforo disuelto en las muestras de agua se realizó mediante el método colorimétrico por medio del ácido ascórbico (APHA), el cual se basa en la adición de diversos reactivos; el molibdato de amonio y tartrato de amonio y potasio en medio ácido con el ortofosfato a partir de un ácido heteropoliácido, para producir un complejo ácido fosfomolibdico, que es reducido por el ácido ascórbico a un intenso azul de molibdeno, el cual posteriormente es analizado por espectrofotometría de luz visible para determinar la concentración del analito en la matriz de agua.

4.3.3 Clorofila “a”

La clorofila fue determinada mediante el método tricromático, descrito en el procedimiento del Laboratorio de Reactores de la UCA, el cual se realiza mediante la fijación de los pigmentos fotosintéticos en una solución de carbonato de magnesio, la cual posteriormente es extraída mediante solventes orgánicos y se determina su concentración por medio de espectrofotometría de luz visible.

4.4 Análisis biológicos de laboratorio.

4.4.1 Análisis taxonómico (Cualitativo).

Para la identificación de los diversos organismos fitoplanctónicos colectados en la muestra de red, se utilizó un microscopio invertido marca Nova modelo IN 833, en cual se colocaba una cámara Sedgewick Rafter marca Wildco® modelo 1801-G20 de un 1mm² de capacidad (Figura 5), la cual contenía la muestra de agua, que era observada y se realizaba la identificación de los organismos fitoplanctónicos haciendo uso de claves y bases de datos taxonómicas como UNESCO (2009), Prescott (1982a), Prescott (1982b) y Algae Base.

4.4.2 Cuantificación de cianobacterias

Posterior a la realización del análisis taxonómico, se procedía a realizar la cuantificación de las muestras de fitoplancton, para lo cual se tomaba la muestra de 1 L fijada con Lugol y se agitaba de forma cuidadosa durante 15 segundos, posteriormente se procedía a la extracción de un mililitro de dicha muestra con una pipeta Pasteur desechable y se

colocaba en la cámara Sedgewick Rafter, la cual se contabilizaba de forma completa, obteniendo de forma directa la concentración celular por volumen (cel/ml).

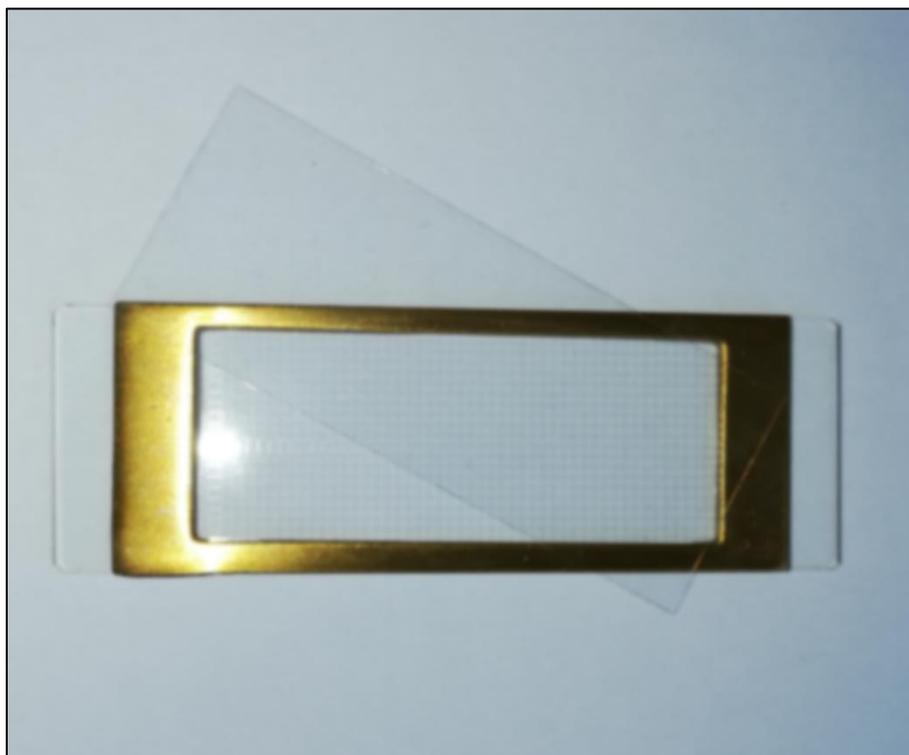


Figura 5. Cámara de conteo Sedgewick Rafter

4.4.3 Determinación de Microcistina.

La determinación de la microcistina se realizó mediante la aplicación de un ensayo inmunoenzimático empleando el kit MicroCystest de ZEULAB, S.L, y un lector de microplacas modelo 800™ TS de la marca BioTek®. El principio de este kit está basado en la capacidad que poseen las microcistinas y nodularinas de inhibir la fosfatasa y de medir esta actividad mediante un método óptico. Debido a que este ensayo no es capaz de distinguir entre los diferentes tipos de microcistina que existen, la concentración de microcistina obtenida a partir de la ecuación que representa la curva patrón se expresa en términos de μL de microcistina LR según lo propuesto por Smienk et al (2007).

5 RESULTADOS.

Durante el desarrollo de la presente investigación, se realizó un análisis del comportamiento de las precipitaciones en la zona, debido a que este elemento es de gran relevancia al momento de analizar las dinámicas ecológicas y de calidad de agua Del Embalse Cerrón Grande; posteriormente, las condiciones fisicoquímicas y biológicas de dicho cuerpo de agua fueron evaluadas en 6 estaciones de muestreo durante un año, desde octubre del 2018 hasta septiembre del 2019 (Figura 6), mediante la medición de parámetros tales como el pH, la conductividad, nitrógeno, fósforo, clorofila a, penetración de luz solar (Secchi), composición y abundancia del fitoplancton.

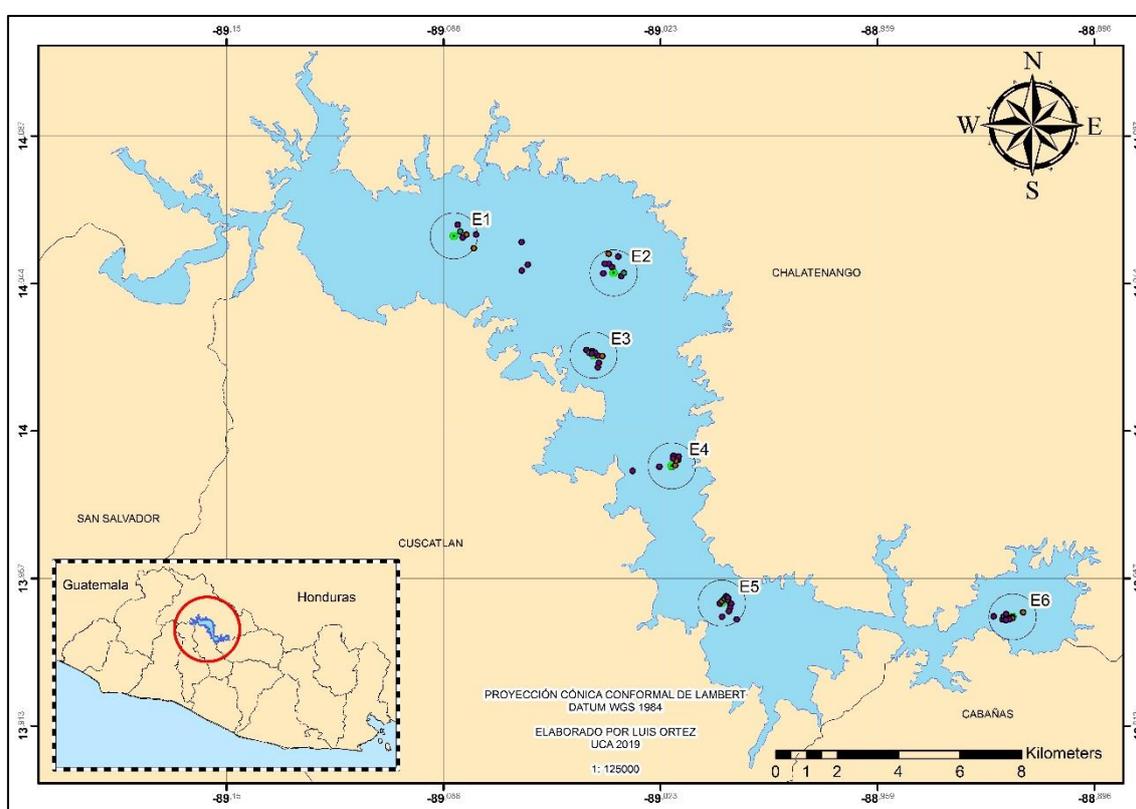


Figura 6. Estaciones de muestreo y ubicación de las campañas de recolección de muestras. Fuente: CNR.

5.1 Precipitaciones.

Los datos de precipitación utilizados en el presente estudio corresponden a los meses de octubre del 2018 a septiembre del 2019 de las estaciones mencionadas en la Tabla 2, las cuales forman parte de la red de monitoreo hidrometeorológico del MARN.

Tabla 2. Estaciones de medición de lluvia con influencia en la zona del Embalse Cerrón Grande.

CÓDIGO	NOMBRE	ALTURA (MSNM)	TIPO
B - 01	Chorrera del Guayabo	257	Climatológica
B - 10	Cerrón Grande	201	Climatológica
C - 08	Ingenio San Francisco	293	Pluviométrica
G - 03	Nueva Concepción	317	Climatológica
G - 16	La Laguna	824	Pluviométrica
L - 04	San Andrés	464	Climatológica
L - 26	San Matías	503	Climatológica
L - 42	Hacienda Atiocoyo	312	Pluviométrica
S - 10	Aeropuerto de Ilopango	619	Climatológica
S - 17	Apopa INSINCA	456	Pluviométrica

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos brindados por MARN.

Históricamente la estación seca se presenta durante los meses de noviembre a abril, mientras que la lluviosa ocurre de junio a octubre de cada año, presentándose las mayores precipitaciones durante el mes de septiembre (Figura 7).

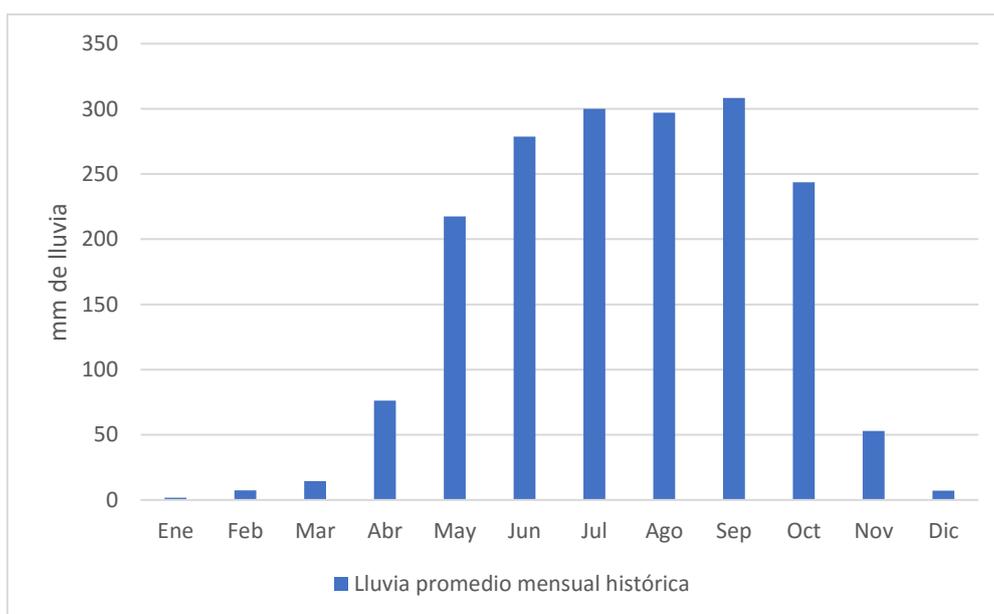


Figura 7. Comportamiento de la lluvia promedio mensual (2006 – 2016). Fuente: MARN.

Al comparar la lluvia ocurrida durante el período de estudio con los datos históricos (Figura 8), se puede apreciar que existe un comportamiento atípico, especialmente en mayo, observándose un incremento considerable de la precipitación; sin embargo, la tendencia posterior es a que la lluvia actual sea menor que la histórica. Posteriormente estos datos fueron correlacionados con otros parámetros medidos durante el desarrollo de este proyecto de investigación y los resultados obtenidos se muestran en la sección 5.6.

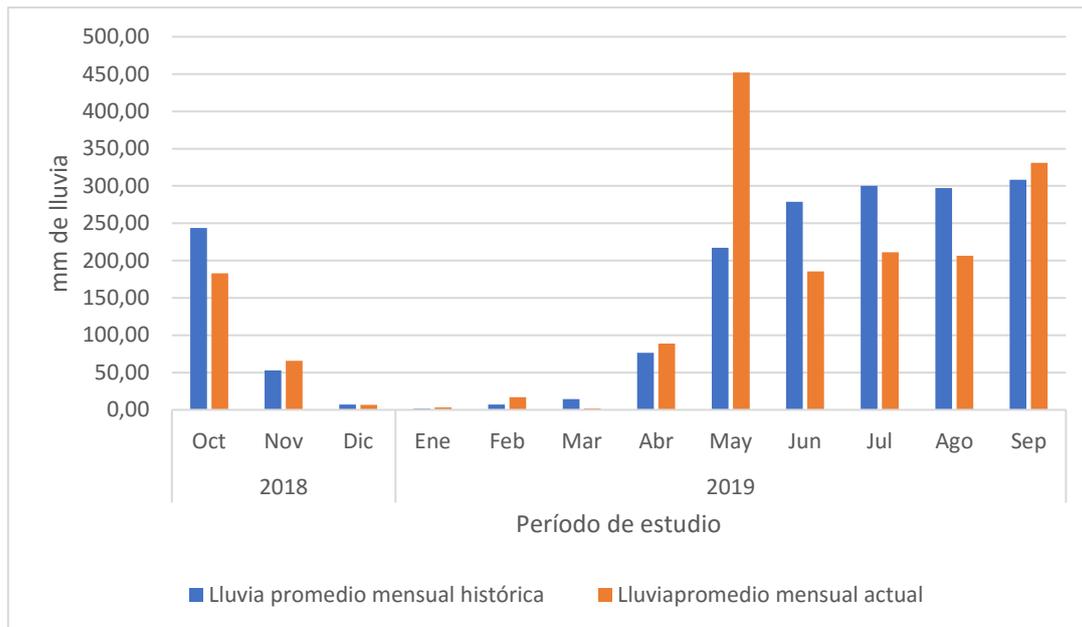


Figura 8. Comparación del comportamiento de las lluvias promedio mensual históricas y actuales. Fuente: MARN.

5.2 Calidad de agua

Para el establecimiento del estado trófico del Embalse Cerrón Grande únicamente se necesita conocer el contenido de fósforo y clorofila “a” de las muestras; sin embargo, con el propósito de realizar una evaluación más exhaustiva de la dinámica ecológica del cuerpo de agua, se monitorearon todos los parámetros descritos anteriormente.

5.2.1 Penetración de luz solar (Secchi).

Durante la época seca, que comprende los meses de diciembre 2018 a marzo de 2019, se determinó que el valor Secchi promedio fue de 103 cm, mientras que, en la época lluviosa, de mayo a septiembre de 2019 fue de 88 cm. Los valores máximos de penetración de luz solar fueron observados en las estaciones 4, 5 y 6 a lo largo del período de investigación (ver Figura 9). El valor de la medida de Secchi es de gran utilidad, ya que a través de ella se establece la zona eufótica mediante la ecuación 1; la cual es importante calcular para realizar la toma de muestras fitoplanctónicas en profundidad.

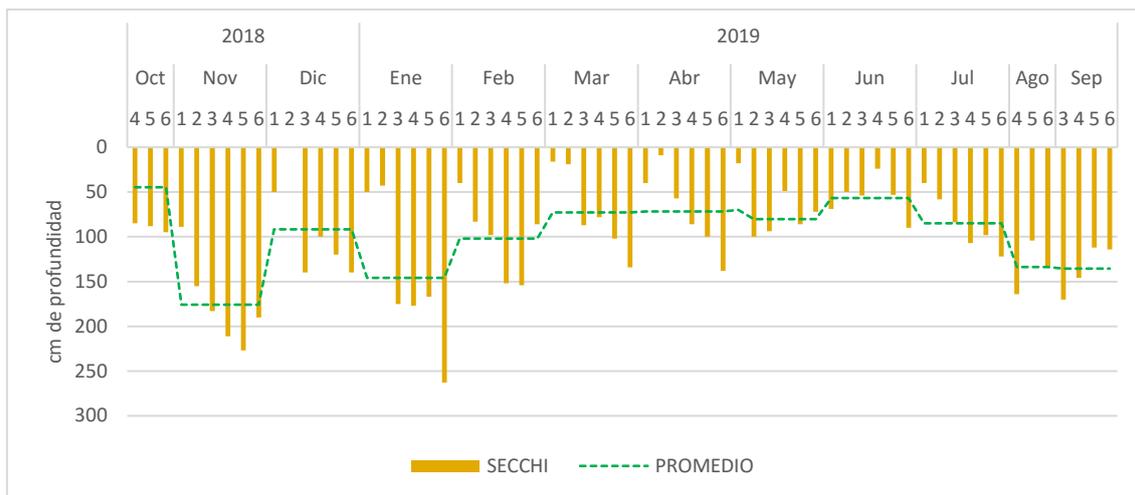


Figura 9. Profundidad de la penetración de luz solar en la columna de agua.

5.2.2 pH

Durante la presente investigación, los valores de pH en el Embalse Cerrón Grande oscilaron entre el 5.0 y el 8.9 (Tabla 3), lo cual corresponde a un comportamiento normal de dicho parámetro en aguas naturales (Shilling et al, 2005).

Tabla 3. Datos promedio por campaña de muestreo mensual del comportamiento del pH en el Embalse Cerrón Grande.

MES	MÍN	MÁX	MEDIA	DT	C.V
NOVIEMBRE	5,65	6,62	6,39	0,26	0,04
DICIEMBRE	6,40	6,88	6,60	0,17	0,03
ENERO	6,29	7,55	6,73	0,45	0,07
FEBRERO	6,05	8,90	6,82	0,99	0,15
MARZO	6,08	8,70	7,49	0,98	0,13
ABRIL	6,08	8,70	7,49	0,98	0,13
MAYO	5,53	7,05	6,24	0,51	0,08
JUNIO	7,05	8,39	7,62	0,54	0,07
JULIO	5,00	5,28	5,10	0,10	0,02
AGOSTO	7,58	8,21	7,84	0,24	0,03
SEPTIEMBRE	7,16	8,34	7,62	0,40	0,05

Fuente: Elaboración propia.

Shilling et al (2005), mencionan que, en ecosistemas de agua dulce, un pH con valor de 6.5 a 8.5 protegerá a la mayoría de los organismos que habitan en ellos, sin embargo, esta tolerancia varía de acuerdo al tipo de organismos; durante el período de estudio se observaron 3 eventos de descenso de pH por debajo de este umbral durante los meses de noviembre, mayo y julio, siendo este último el más pronunciado (Figura 10), sin

embargo, no se encontró evidencia que dicho descenso estuviera asociado a una disminución en la densidad celular del fitoplancton.

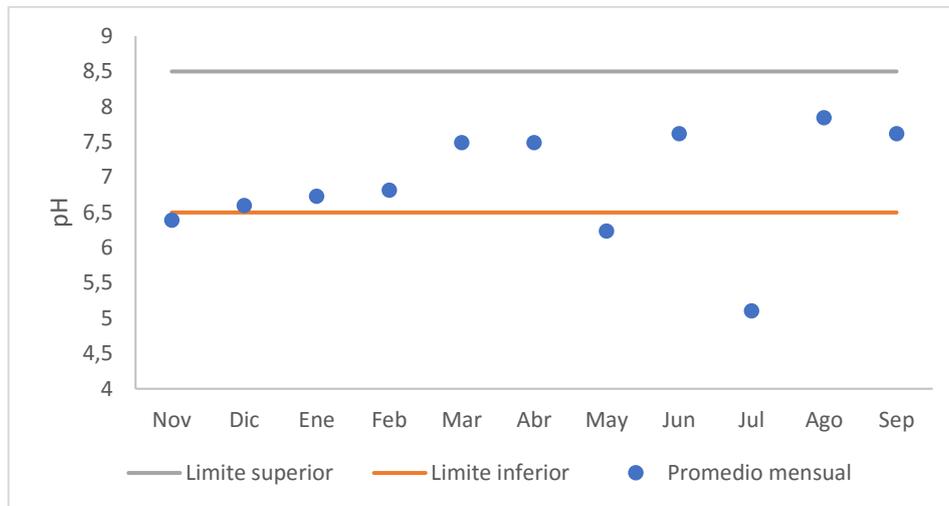


Figura 10. Variación promedio mensual del pH en el Embalse Cerrón Grande.

Por otro lado, con el propósito de realizar una aproximación al comportamiento del pH en la columna de agua, se realizaron comparaciones entre mediciones de superficie y profundidad de este parámetro, obteniéndose que no existen diferencias estadísticamente significativas ($\alpha 0.05$) entre dichas mediciones, por lo que podemos inferir que el comportamiento del pH es homogéneo en la columna de agua para una misma campaña de muestreo (Figura 11).

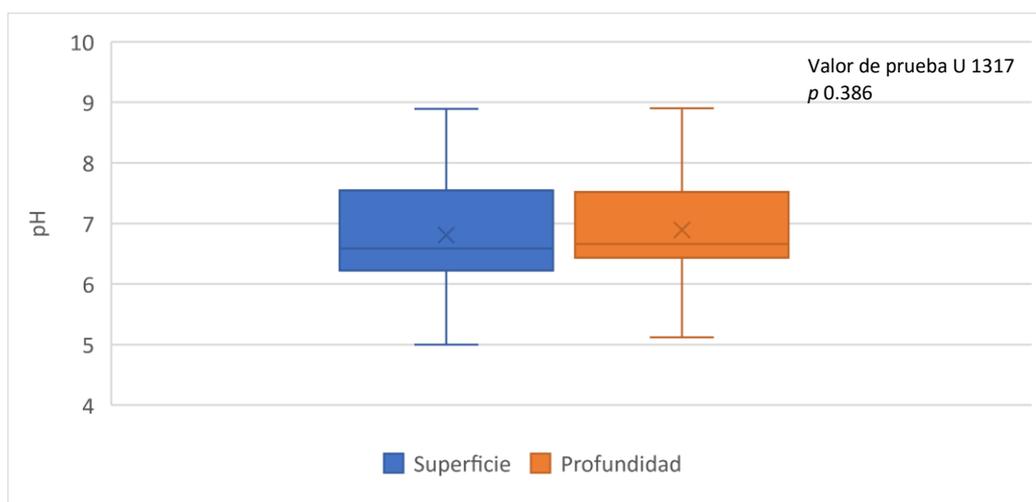


Figura 11. Comparación entre los valores de pH superficial y de profundidad durante el período de estudio.

Sin embargo, al realizar la comparación de las medidas de pH entre cada uno de los meses de estudio se pudo evidenciar mediante la aplicación de la prueba de Kruskal-Wallis para muestras independientes, que a nivel temporal el pH presenta variaciones

estadísticamente significativas (α 0.05); por lo cual la estacionalidad debe de ser considerada dentro de las inferencias que se realicen sobre las dinámicas del embalse, cuando incluyan a este parámetro.

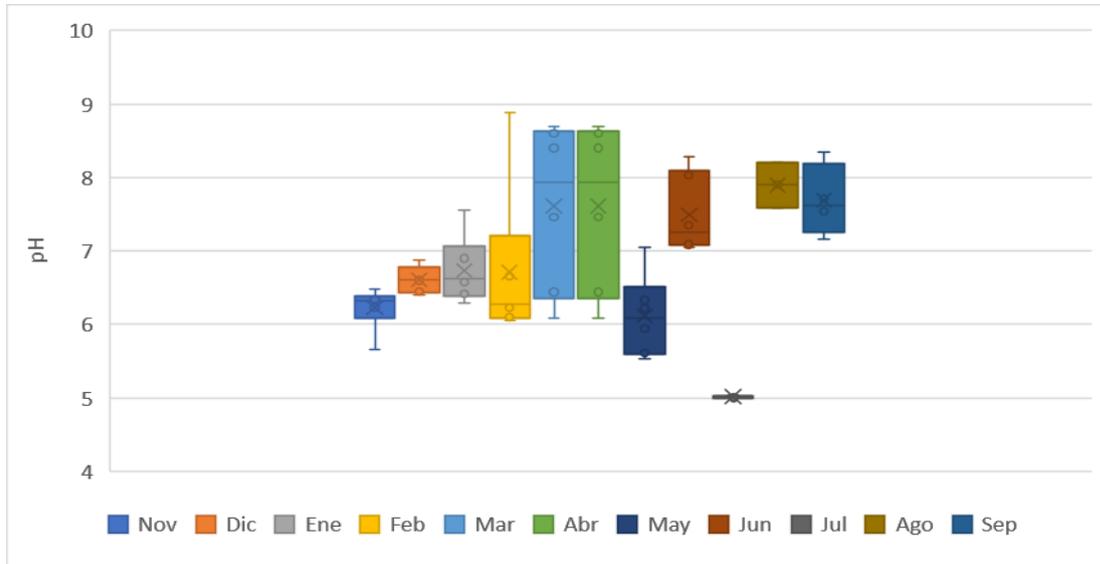


Figura 12. Variabilidad de los datos de pH durante el periodo de muestreo.

5.2.3 Temperatura.

La temperatura promedio normal en embalses de aguas naturales oscila entre los 25 y los 30 °C. El Cerrón Grande la temperatura máxima se registró en la campaña de muestreo del mes de noviembre de 2018, la cual fue de 33,3°C y la menor durante los meses de enero y febrero, la cual en ambos casos fue de 26.0°C (Tabla 4).

Tabla 4. Datos promedio por campaña de muestreo mensual del comportamiento de la temperatura (°C) del agua del Embalse Cerrón Grande.

MES	MÍN	MÁX	MEDIA	DT	C.V
OCTUBRE	29,7	30,6	30,0	0,49	0,02
NOVIEMBRE	27,0	33,3	28,9	1,73	0,06
DICIEMBRE	28,4	30,1	29,1	0,56	0,02
ENERO	26,0	28,2	27,0	0,71	0,03
FEBRERO	26,0	28,7	27,9	0,66	0,02
MARZO	27,2	31,5	29,0	1,34	0,05
ABRIL	27,7	31,1	29,5	1,18	0,04
MAYO	29,0	32,5	30,3	1,04	0,03
JUNIO	29,3	32,4	30,8	1,01	0,03
JULIO	28,4	31,7	30,5	0,94	0,03
AGOSTO	25,1	26,7	26,0	0,69	0,03
SEPTIEMBRE	25,2	27,3	26,2	0,73	0,03

Fuente: Elaboración propia.

Las variaciones de dicho parámetro a lo largo del período de muestreo se observan en la Figura 13, las cuales como anteriormente se mencionó se encuentran dentro de un rango de comportamiento normal, sin embargo la importancia de los valores de temperatura debe de relacionarse con la estratificación térmica de la columna de agua que con un valor guía; sin embargo debido a que el embalse presenta poca profundidad (60 m máxima) y una mezcla constante, debido a las corrientes que se forman al interior de él, corresponden mejor observarlas dentro de un valor guía para poder explicar otros fenómenos tale como la disolución de oxígeno en el agua y la influencia que la temperatura pudiera ejercer en los calores de pH.

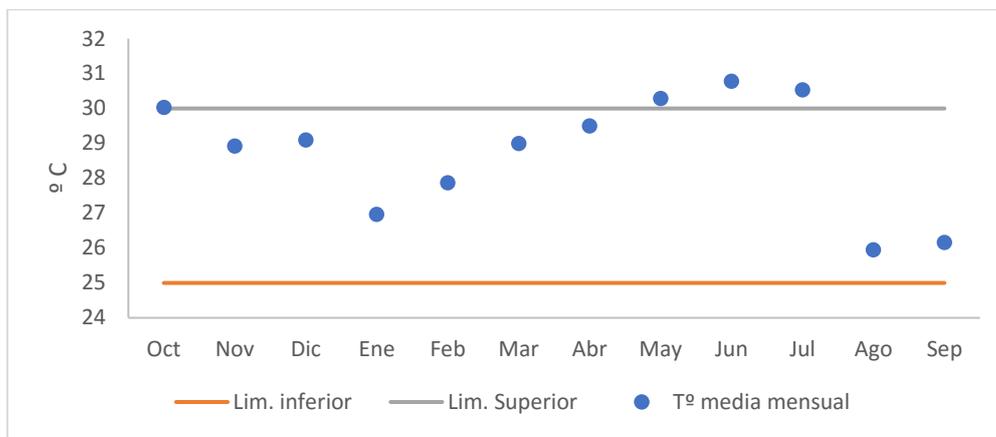


Figura 13. Variación promedio mensual de la temperatura del agua del Embalse Cerrón Grande.

Al realizar la comparación de las medidas de temperatura entre el agua superficial y de profundidad tomadas en cada estación de muestreo durante el período de estudio, se pudo observar mediante la aplicación de la prueba t, que no existen diferencias estadísticamente significativas ($\alpha 0.05$) entre dichas medidas en cada una de las estaciones de muestreo (Figura 14).

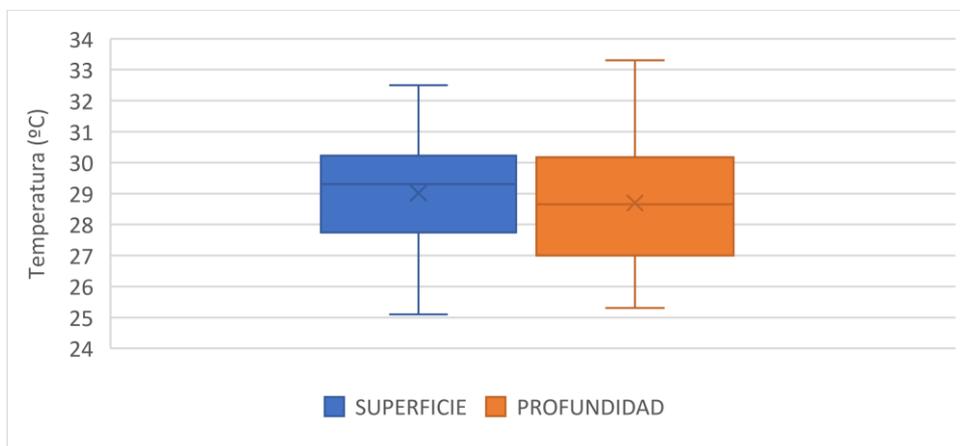


Figura 14. Comparación entre los valores de temperatura superficial y de profundidad durante el período de estudio.

En contraste, al igual que sucedió con el pH, los valores de temperatura muestran una diferencia estadísticamente significativa ($\alpha 0.05$) entre los valores mensuales de cada una de las campañas de muestreo, por lo que de nueva cuenta la temporalidad del muestreo es un aspecto fundamental a considerar para el análisis de la influencia de este parámetro sobre otros de calidad de agua medidos en el embalse (Figura 15).

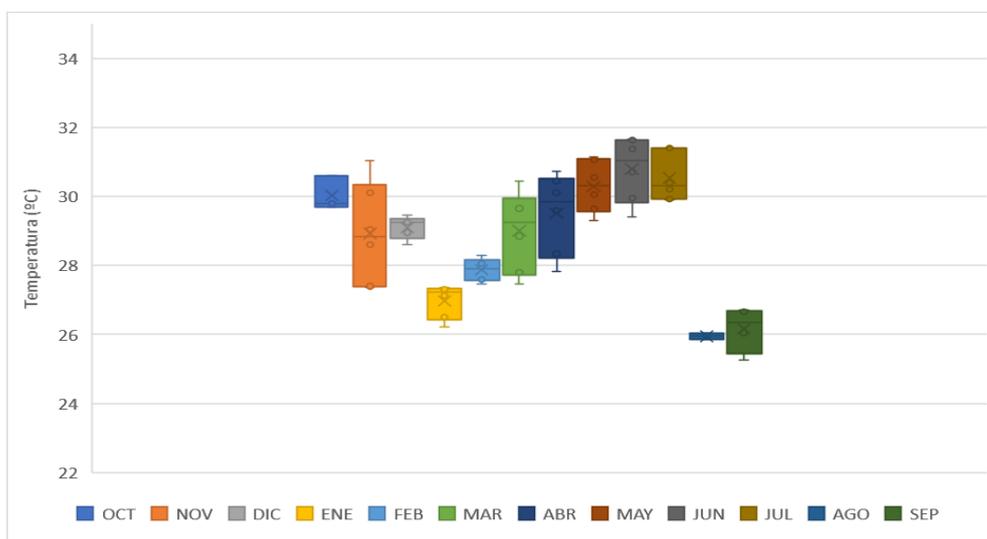


Figura 15. Variabilidad de los datos de temperatura durante el periodo de muestreo.

5.2.4 Conductividad.

Los valores de conductividad durante el periodo de muestreo oscilaron entre los 208 y los 449 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Tabla 5) coincidiendo ambos en el mes de noviembre del 2018, de allí el hecho que el coeficiente de variabilidad para dicho mes se presente tan elevado.

Tabla 5. Datos promedio por campaña de muestreo mensual del comportamiento de la conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) del agua del Embalse Cerrón Grande.

MES	MÍN.	MÁX.	MEDIA	D.T.	C.V.
NOV	208	449	303,56	77,17	0,25
DIC	268	323	293,18	19,64	0,07
ENE	232	304	272,27	22,31	0,08
FEB	266	379	306,42	31,96	0,10
MAR	258	330	292,17	19,89	0,07
ABR	258	330	292,17	19,89	0,07
MAY	291	370	333,33	26,38	0,08
JUN	285	324	316,17	10,78	0,03
JUL	260	282	269,50	8,43	0,03
AGO	255	269	261,67	5,05	0,02
SEP	231	256	244,63	7,19	0,03

Fuente: Elaboración propia.

Los valores máximos y promedios mensuales de conductividad en las aguas del HCG, no superan en ningún caso el valor guía propuesto por la FAO de 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (MARN, 2017) para aguas naturales con aptitud para el riego (Figura 16).

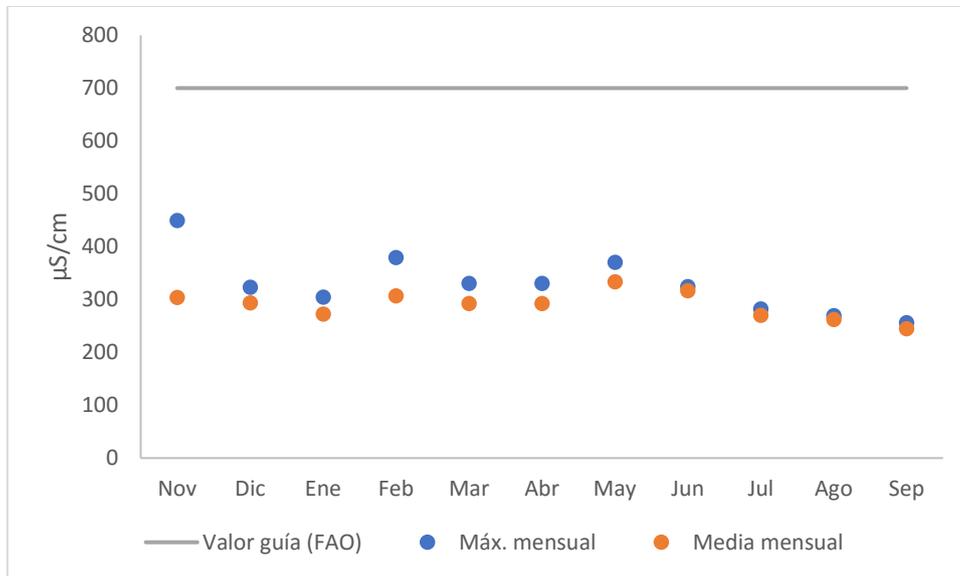


Figura 16. Máximos y promedios mensuales de los valores de conductividad durante el periodo de investigación.

Al comparar las mediciones superficiales y las de profundidad para cada estación de muestreo (Figura 17), puede observarse que no existen diferencias estadísticamente significativas ($\alpha 0.05$) entre ellas.

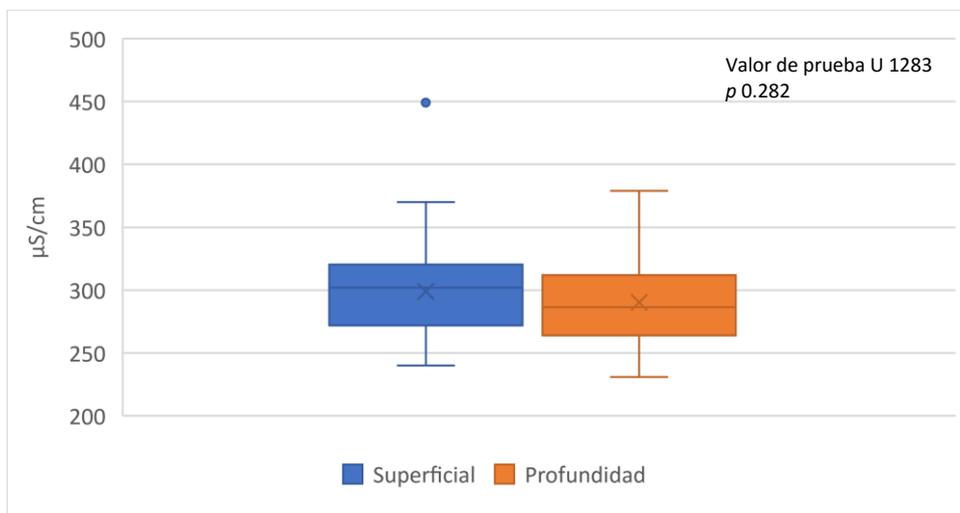


Figura 17. Comparación de los valores de conductividad superficiales y de profundidad durante el período de estudio.

Posteriormente se compararon las mediciones mensuales de conductividad mediante la prueba de de Kruskal-Walis para muestras independientes, obteniéndose que existen diferencias estadísticamente significativas ($\alpha 0.05$) entre los meses (Figura 18), por lo

que al igual que en los dos parámetros anteriores se indica que existe un efecto de temporalidad en el comportamiento de la conductividad.

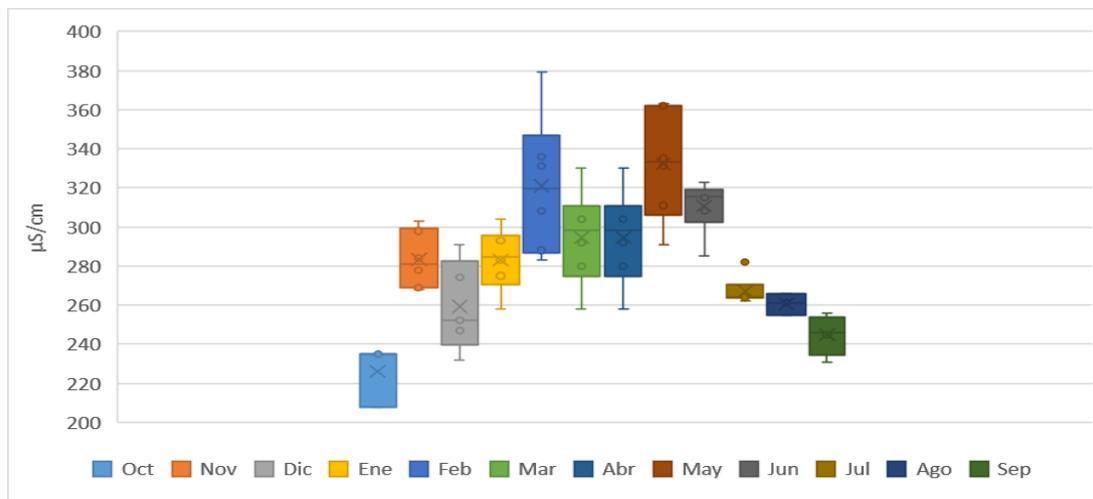


Figura 18. Comparativa entre los valores de conductividad mensual durante el periodo de muestreo.

5.2.5 Oxígeno Disuelto.

Durante el período de investigación la concentración de oxígeno disuelto osciló entre 2.10 a los 16.1 mg/L (Tabla 6). Sin embargo, cabe destacar que, de acuerdo con el coeficiente de variabilidad en cada mes, que fue siempre superior al 15%, se observa una mayor dispersión respecto a media muestral de éste con parámetros medidos en esta investigación.

Tabla 6. Datos promedio por campaña de muestreo mensual del comportamiento del oxígeno disuelto (mg/L) en el agua del Embalse Cerrón Grande.

MES	MÍN.	MÁX.	MEDIA	D.T.	C.V.
OCT	7,73	10,74	9,67	1,68	0,17
NOV	3,34	6,49	4,79	1,01	0,21
DIC	3,62	8,75	6,64	1,81	0,27
ENE	2,11	11,08	5,72	2,55	0,45
FEB	8,48	16,08	11,41	2,12	0,19
MAR	5,40	13,48	7,57	2,54	0,34
ABR	5,40	13,48	7,57	2,54	0,34
MAY	4,10	9,71	6,56	1,67	0,26
JUN	4,23	11,70	7,00	2,53	0,36
JUL	4,92	9,03	7,04	1,08	0,15
AGO	2,14	5,19	4,03	1,18	0,29
SEP	2,14	6,00	4,48	1,47	0,33

Fuente: Elaboración propia.

Debido a que la concentración de oxígeno disuelto en el agua de sistemas lóticos es de vital importancia para el desarrollo de la vida acuática, se estima que el valor mínimo de la concentración de este en aguas naturales no debe de ser menor a los 5 mg/L (figura xxx), de acuerdo con MINAM-Perú (MARN, 2017).

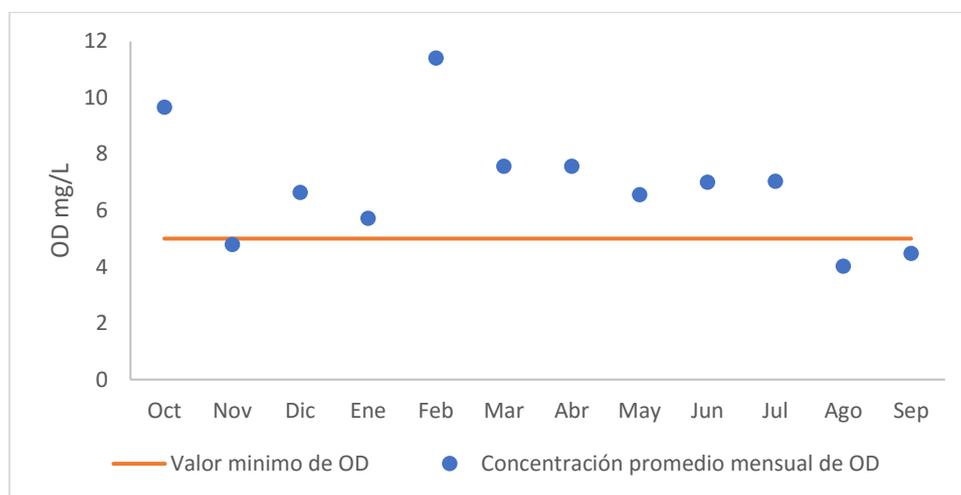


Tabla 7. Variación promedio mensual del oxígeno disuelto en las aguas del Embalse Cerrón Grande.

Contrario a los otros parámetros presentados previamente, al analizar las concentraciones de oxígeno disuelto medidos en superficie y profundidad, mediante la prueba U de Mann-Whitney para muestras independientes, se pudo establecer que sus comportamientos presentan diferencias estadísticamente significativas (α 0.05), lo que implica influencia del espacio o ubicación de la toma de muestra, lo cual debe ser considerado al momento de ejecutar campañas de muestreo, dependiendo de los objetivos de investigación que se propongan.

Evidentemente si las concentraciones de oxígeno disuelto varían de un punto a otro en la misma estación y campaña de muestreo, también lo harán en distintas épocas del año, lo cual se comprobó mediante la comparación de los datos mensuales a través del análisis de varianza (ANOVA de un factor), el cual indicó, que tanto los valores superficiales y de profundidad varían a través del año, presentando diferencias estadísticamente significativas para un nivel de significación del 0.05.

5.3 Estado trófico.

La evaluación del Estado Trófico (ET o TSI -Trophic State Index) del embalse Cerrón Grande se realizó mediante aplicación de la metodología propuesta por Carlson (1977) y dos modificaciones a la misma, propuestas por Lamparelli (2004) y Fernandes et al

(2013); las cuales corresponden a cuerpos de agua ubicado en latitudes tropicales. En términos generales el estado del embalse puede clasificarse como de mesotrófico a hipertrófico (Figura 19); sin embargo, cabe destacar que, debido a la temporalidad observada en el análisis de los parámetros fisicoquímicos, debería de considerarse dicha variable en la calificación del estado trófico del embalse.

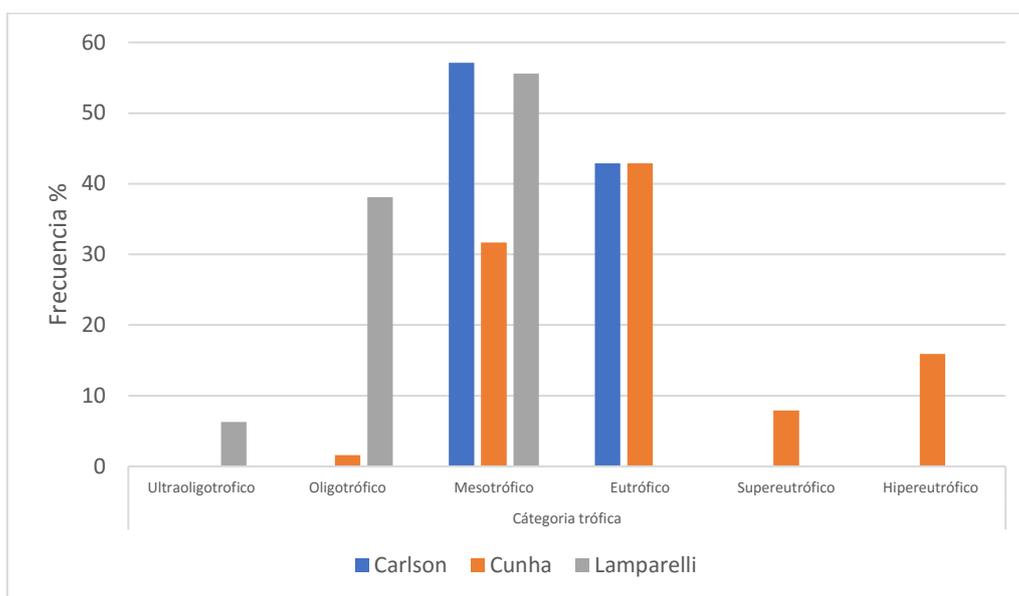


Figura 19. Ponderación de las categorías tróficas observadas de forma mensual en el Embalse Cerrón Grande.

En cuanto al uso de índices para el embalse, fue posible observar que, el índice con mejor sensibilidad es el de Cunha, ya que reconoce cinco categorías tróficas diferentes, mientras que Lamparelli reconoce 3 y Carlson únicamente 2; sin embargo, Cunha y Carlson reconocen en igual proporción la categoría de eutrófico.

5.3.1 Clorofila “a”

La concentración máxima de clorofila a dentro de período de estudio se obtuvo durante el mes de junio en la estación de muestreo 4 (Tabla 8), coincidiendo con el conteo celular más alto del mismo período, lo cual resulta lógico debido a que, la clorofila “a” es utilizada frecuentemente como una medida indirecta de la densidad celular fitoplanctónica.

Tabla 8. Comportamiento de la concentración de Clorofila “a” ($\mu\text{g/L}$) en el agua del Embalse Cerrón Grande.

MES	MÍN.	MÁX.	MEDIA	D.T.	C.V.
OCT	4,99	14,19	9,41	4,61	0,49
NOV	8,36	36,18	14,75	10,64	0,72
DIC	9,37	24,53	16,28	6,09	0,37

MES	MÍN.	MÁX.	MEDIA	D.T.	C.V.
ENE	8,61	71,62	24,68	23,35	0,95
FEB	21,80	54,87	36,41	12,98	0,36
MAR	14,96	43,99	27,89	11,47	0,41
ABR	14,68	49,08	31,45	12,45	0,40
MAY	12,04	58,49	39,45	19,20	0,49
JUN	31,80	151,21	66,37	46,72	0,70
JUL	20,95	50,07	33,06	9,79	0,30
AGO	24,10	44,17	34,10	10,04	0,29
SEP	10,20	42,58	31,04	14,41	0,46

Fuente: Elaboración propia.

Al realizar la comparación de las medidas mensuales entre cada una de ellas, se determinó que la temporalidad continúa siendo un factor importante a considerar en el análisis de los resultados, ya que al aplicar la prueba de Kruskal-Wallis para muestras independientes, se observó que existen diferencias estadísticamente significativas entre los grupos (α 0.05)

En la actualidad no existe en la legislación salvadoreña, ninguna valor guía de la concentración de clorofila “a” en aguas naturales; sin embargo debido a que este parámetro es utilizado en asociación con el contenido de fósforo total para establecer el estado trófico de un cuerpo de agua, se ha tomado como referencia el valor guía de fósforo total contenido en el decreto 253/79 de la Dirección Nacional de Medio Ambiente de la República de Uruguay, para aguas de clase 3 (protección de vida silvestre) que es igual a 25 $\mu\text{g/L}$, el cual según Cunha et al (2013), se encuentra asociado a valores de entre 4 y 10 $\mu\text{g/L}$ de clorofila “a”, los cuales corresponde a la categoría de cuerpos de agua mesotróficos (Figura 20).

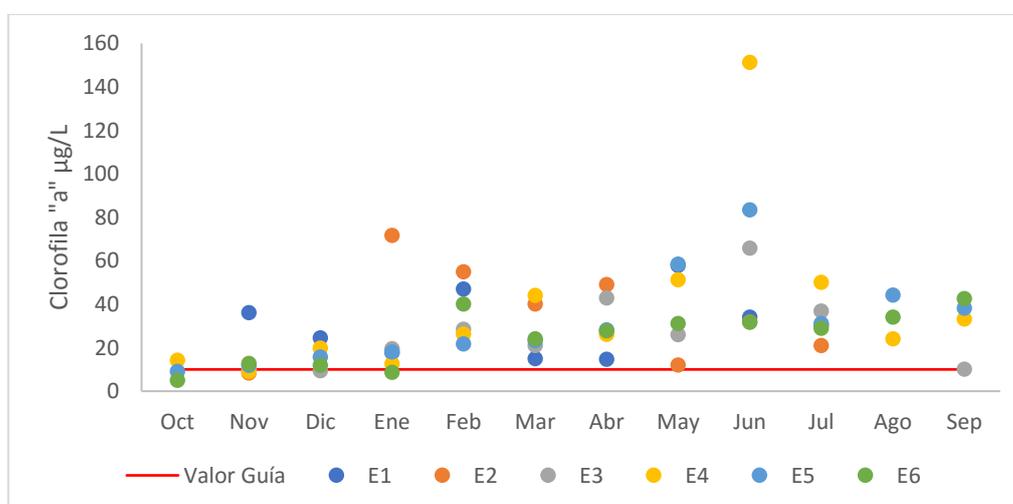


Figura 20. Concentración de clorofila “a” mensual por estación de muestreo.

5.3.2 Nutrientes.

El nitrógeno y el fósforo son elementos considerados como nutrientes, los cuales se encuentran asociados al agravamiento del estado trófico dentro de los sistemas acuáticos. De acuerdo con la norma australiana de calidad de agua, el valor máximo permisible de nitrógeno para protección de vida acuática es de 1,2 mg/L mientras que para fósforo corresponde a un rango entre los 10 y 50 µg/L. Como se puede observar en la Tabla 9, en el caso del nitrógeno, siempre se obtuvieron valores de concentración muy superiores al valor guía referido; casi el mismo comportamiento puede observarse en las concentraciones de fósforo total.

Tabla 9. Estadísticos mensuales del contenido de N y P en las aguas del Embalse Cerrón Grande (oct 18 – sep 19)

MES	NITRÓGENO (mg/L)					FÓSFORO (µg/L)				
	Mín	Máx	Media	D.T.	C.V.	Mín	Máx	Media	D.T.	C.V.
OCT	19,18	23,61	21,64	2,25	0,10	35,00	63,00	45,33	15,37	0,34
NOV	13,69	27,38	19,40	4,78	0,25	8,00	43,00	33,00	13,54	0,41
DIC	19,17	24,65	22,18	2,45	0,11	2,00	28,00	9,20	10,73	1,17
ENE	8,21	27,34	20,05	6,56	0,33	14,60	55,20	32,37	14,83	0,46
FEB	10,95	27,34	20,51	6,17	0,30	23,30	55,30	35,63	10,98	0,31
MAR	10,95	30,08	22,10	6,83	0,31	30,40	66,20	47,60	16,26	0,34
ABR	17,16	25,73	20,02	3,23	0,16	39,00	241,90	80,95	79,11	0,98
MAY	11,61	19,91	15,07	2,99	0,20	26,00	102,50	67,13	35,11	0,52
JUN	14,93	19,91	16,31	1,94	0,12	7,20	245,00	71,20	86,58	1,22
JUL	10,28	22,72	16,09	4,36	0,27	6,90	101,70	49,08	38,67	0,79
AGO	25,10	31,37	28,23	3,14	0,11	12,30	40,00	27,43	14,03	0,51
SEP	11,78	15,15	13,89	1,61	0,12	17,10	38,10	25,00	9,99	0,40

Fuente: Elaboración propia.

Al realizar el análisis estadístico mediante la comparación de los valores de nitrógeno y fosforo obtenidos cada mes, se aprecia de nueva cuenta la influencia de la temporalidad, ya que, al realizar el análisis de varianza para ambos parámetros, se aprecia una diferencia estadísticamente significativa (α 0.05) entre las mediciones realizadas mes a mes.

5.4 Fitoplancton

5.4.1 Resultados cualitativos.

Durante el período de investigación fue posible identificar 16 géneros, 9 familias, 5 órdenes y una clase del *Phylum Cyanophyta* en el embalse Cerrón Grande, de los cuales

el género *Microcystis* fue el más constante y abundante, seguido por el género *Anabaena*. En la tabla Tabla 10 se presenta la clasificación taxonómica de los géneros observados.

5.4.2 Resultados cuantitativos.

Durante el período de muestreo, el mes de octubre fue el que presentó el menor valor promedio de densidad celular de cianobacterias, mientras que el mes de junio fue el que reporto el mayor. Por otro lado, durante los meses de enero, abril, mayo y junio, se reportaron floraciones superficiales masivas (Figura 21), las cuales estaban dominadas predominantemente por organismos del género *Microcystis*, la densidad máxima reportada ocurrió en junio del 2019, reportándose 5.04×10^6 cel/ml.



Figura 21. Floración superficial de cianobacterias en el Embalse Cerrón Grande.

En la Figura 21, se puede apreciar de forma gráfica, la densidad celular de cianobacterias para cada uno de los meses de muestreo; la diferencia de colores hace referencia a los parámetros de densidad celular de cianobacterias propuestas por Chorus & Bartram (1999) citados por Giannuzzi, las cuales son utilizadas como parámetro de toma de decisión para la gestión del agua destinada al consumo humano (Figura 22).

Tabla 10. Clasificación taxonómica de Cyanophytas presentes en el Embalse Cerrón Grande.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Género	Autoridad	
Cyanophyta	Cyanophyceae	Chroococcales	Chroococcaceae	<i>Chroococcus sp.</i>	Nägeli, C. 1849.	
			Microcystaceae	<i>Gloeocapsa sp.</i>	Kützing, FT 1843.	
				<i>Microcystis cf. aeruginosa</i>	Kützing, FT 1846.	
					<i>Microcystis sp.</i>	Lemmermann, E. 1907.
		Nostocales	Aphanizomenonaceae	<i>Cylindrospermopsis sp.</i>	G.Seenayya y N.Subba Raju, 1972.	
				<i>Dolichospermum sp.</i>	Thwaites , 1850, nom. inval.	
		Oscillatoriales	Microcoleaceae	<i>Planktothrix sp.</i>	K.Anagnostidis y J.Komárek, 1988	
			Oscillatoriaceae	<i>Oscillatoria sp.</i>	Gomont, M. (1892 '1893')	
		Spirulinales	Spirulinaceae	<i>Spirulina sp.</i>	Turpin ex Gomont, 1892	
			Leptolyngbyaceae	<i>Romeria sp.</i>	M.Koczwara, 1932	
		Synechococcales		Merismopediaceae	<i>Aphanocapsa sp.</i>	C.Nägeli, 1849.
					<i>Eucapsis sp.</i>	Clements, FE y Shantz, HL , 1909.
					<i>Merismopedia sp.</i>	Meyen, FJF 1839.
					<i>Limnothrix sp.</i>	Meffert, M.-E. 1988.
				Pseudanabaenaceae	<i>Pseudoanabaena cf. catenata</i>	Lauterborn, R. 1915.
		<i>Pseudoanabaena sp.</i>	Lauterborn, R. 1915.			

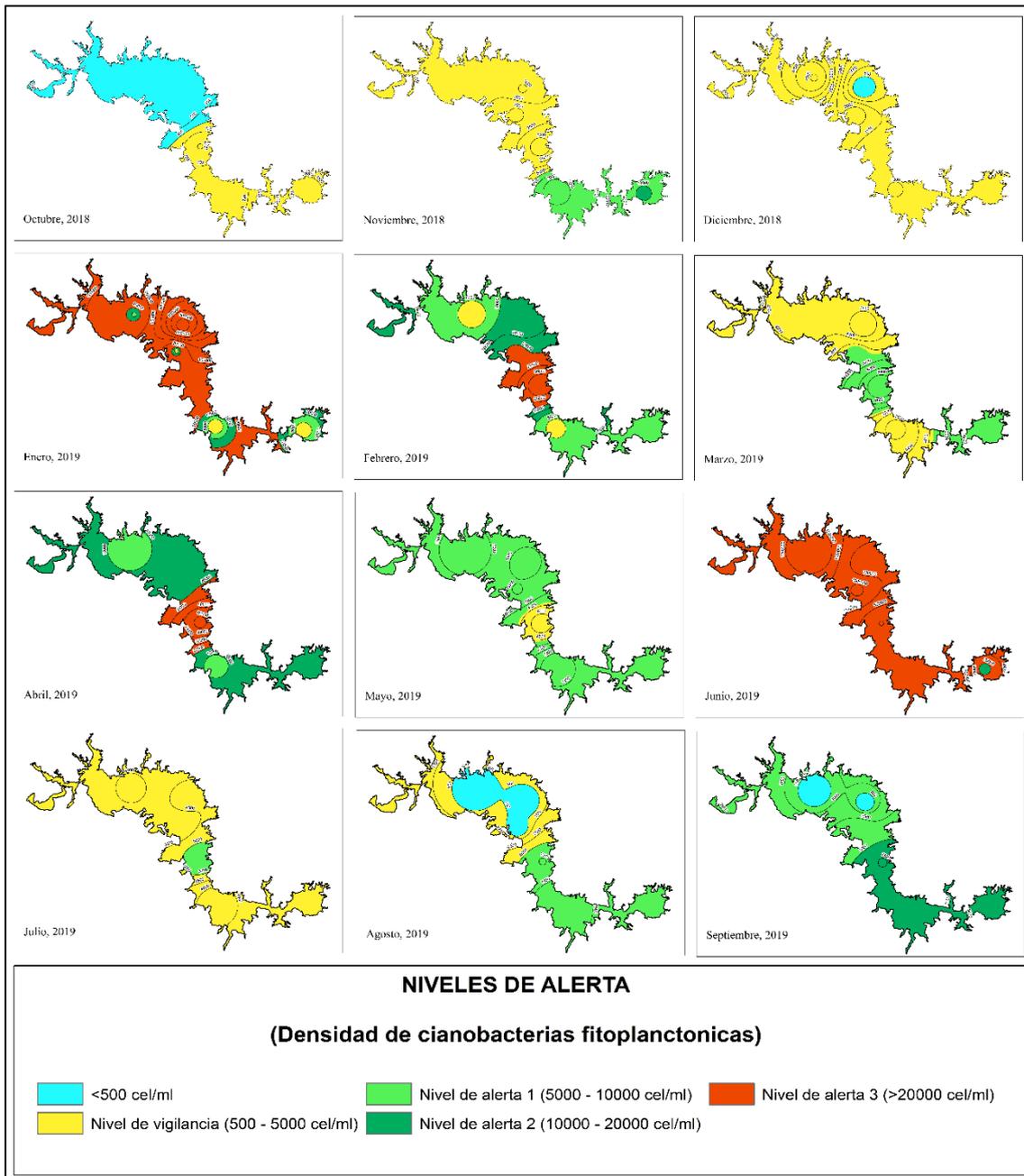


Figura 22. Densidad mensual de cianobacterias en el Embalse Cerrón Grande (octubre 2018 – septiembre 2019).

5.5 Microcistina

La medición de microcistina en muestras de agua provenientes del HCG se realizó en 3 ocasiones diferentes, con el propósito de utilizar de la forma más eficiente los reactivos necesarios para llevar a cabo este análisis; sin embargo, dicha cuantificación no fue posible de realizar, debido a que las curvas de calibración presentaron altos coeficientes de variabilidad entre muestras y duplicados (entre el 5 y el 25 %), por lo que la confiabilidad de dicha medición es baja.

Sin embargo, debido a que el método utilizado para la detección de la toxina es colorimétrico, fue posible evidenciar la existencia de microcistina en el 100% de las muestras analizadas, tal y como se muestra en la tabla Tabla 11.

Tabla 11. Identificación de presencia o ausencia de microcistina en muestras de agua del HCG.

Estación	Feb		Mar		Abr		May		Jun		Jul		Ago		Sep	
	P	A	P	A	P	A	P	A	P	A	P	A	P	A	P	A
E1	✓	-	✓	-	✓	-	✓	-	✓	-	✓	-	N/A	-	N/A	-
E2	N/A	-	N/A	-	✓	-	✓	-	✓	-	✓	-	N/A	-	N/A	-
E3	N/A	-	N/A	-	✓	-	✓	-	✓	-	✓	-	N/A	-	✓	-
E4	N/A	-	N/A	-	✓	-	✓	-	✓	-	✓	-	✓	-	✓	-
E5	N/A	-	N/A	-	✓	-	✓	-	✓	-	✓	-	✓	-	✓	-
E6	✓	-	✓	-	✓	-	✓	-	✓	-	✓	-	✓	-	✓	-

Simbología: P = Presencia; A= Ausencia; N/A= No aplica (no se efectuó medición).

5.6 Análisis de componentes.

Para la realización del ACP, se evaluaron los siguientes parámetros: Disco Secchi (DS), lluvia (mm), pH, conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$), temperatura (T), concentración de nitrógeno (N) y fósforo (P). El test de medida de adecuación muestral de Kaiser-Meyer-Olkin indica que la relación entre las variables es baja ($\text{KMO} = 0,6$), sin embargo, al evaluar la significancia estadística de dicha prueba mediante la prueba de esfericidad de Bartlett, se demostró que es significativa ($\alpha < 0,05$), por lo que se decidió efectuar el ACP.

Respecto al comportamiento de los parámetros fisicoquímicos evaluados en el HCG, el ACP explicó el 50.23% de la variabilidad de dichos datos, por medio de los componentes 1 (25.2%) y 2 (25.03%) (Figura 23). En el componente 1 se asociaron positivamente las variables lluvia y temperatura, mientras que de forma negativa se asociaron el nitrógeno y el pH; por otro lado, en el componente 2, las variables fósforo y conductividad eléctrica se asociaron positivamente y disco Secchi se asoció de forma negativa.

El comportamiento temporal de los parámetros fisicoquímicos se pudo observar a partir de la distribución de los meses en el plano de ordenación, el cual agrupo a los meses de la estación lluviosa en los grupos 1 y 2 y a los de la estación seca en los grupos 3 y 4 con la excepción del mes de agosto el cual corresponde a la época lluviosa, pero durante el 2019, presento valores de lluvia promedio mensual menores los históricos (Figura 8).

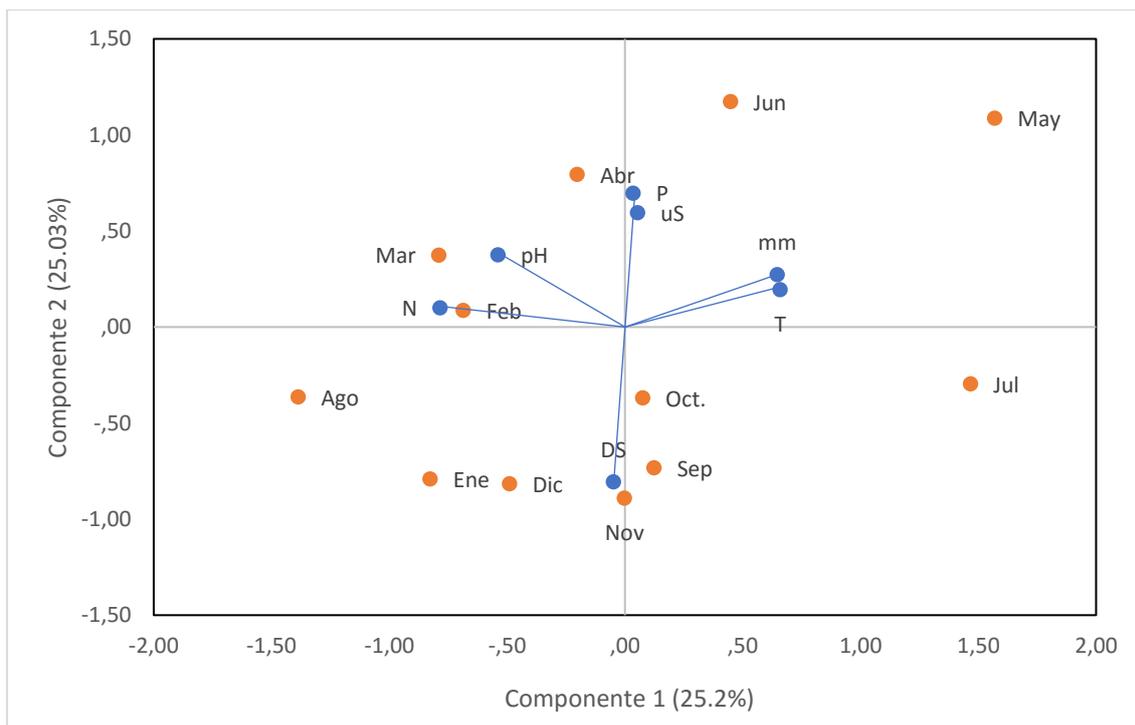


Figura 23. Diagrama de componentes principales para factores fisicoquímicos

Posteriormente del ACP, se realizó un análisis de regresión múltiple para determinar cual de los dos componentes tenía más peso, o explicaba de mejor manera las abundancias celulares ocurridas en el HCG, obteniéndose como resultado que el componente 2 (DS, P, μ S) es el que explica de forma significativa ($\alpha < 0,05$) el 18 % de la abundancia celular respecto a los elementos del componente 2. A pesar que el modelo únicamente logra explicar el 18% de la variabilidad de la abundancia, esto puede ser explicado debido a la dinámica de contaminación ocurrida en el embalse, ya que al recibir las descargas de diversas zonas de la cuenca alta del Lempa, la variabilidad de la abundancia celular es hasta cierto punto impredecible.

6 CONCLUSIONES

El embalse Cerrón Grande es afectado por una alta carga de contaminantes orgánicos, los cuales favorecen la proliferación masiva de organismos fitoplanctónicos, principalmente aquellos pertenecientes a la división *Cyanophyta*. A pesar de que las relaciones N:P siempre fueron superiores a la propuesta por Redfiel (16:1), no puede considerarse al fósforo como un elemento limitante, ya que las abundancias celulares de estos organismos son muy altas; por lo cual se considera que el fósforo que ingresa al medio es prontamente utilizado y asimilado por los organismos y de esta manera su concentración en el medio acuático es baja.

El efecto espacio temporal del comportamiento del fitoplancton en el embalse es muy marcado, ya que las concentraciones promedio más altas de estos organismos ocurrieron durante el periodo de época seca y al inicio de la estación lluviosa, lo cual probablemente se deba al efecto combinado del arrastre de nutrientes que llegan al embalse y la disponibilidad de luz solar.

Fue posible demostrar que no existe diferencia estadísticamente significativa entre los valores de los diferentes parámetros fisicoquímicos superficiales y aquellos medidos en el tercio inferior de la zona fótica calculada para cada estación y mes de muestreo; sin embargo, se observó que el comportamiento de estas variables al compararlas en el espacio total del embalse y a lo largo del año de monitoreo, manifiestan variaciones significativas, lo que convierte a esta masa de agua en un sitio muy heterogéneo y es posible que se requiera de un muestreo mucho mas denso para poder determinar mejores correlaciones entre las variables fisicoquímicas y la abundancia celular de fitoplancton.

Se realizó en análisis microcistina libre en la muestras obtenidas en los meses de febrero a septiembre del 2019 y se obtuvo que, en el 100% de los casos evaluados había presencia de esta toxina; sin embargo debido a incoherencias en las curvas de calibración y a las dificultades acaecidas para lograr una buena repetibilidad de las mismas, estos resultados, apegados al principio de fidelidad y cientificidad no fueron tomados en cuenta para la presentación de resultados así como tampoco se incluyeron dentro de los análisis correlacionales.

7 AGRADECIMIENTOS

El grupo investigador desea externar sus agradecimientos a la Dirección de Investigación de la UCA, por la promoción del ejercicio investigativo y por apoyar iniciativas de investigación en el área medio ambiental.

Agradecemos igualmente al Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales y a ISCOS por el acompañamiento y apoyo logístico en campo, brindado desde el primer momento hasta el culmen de este proyecto de investigación.

8 LITERATURA CITADA.

- Aizaki, M. O. Otsuki, M. Fukushima, M. Hosomi and Muraoka. (1981). Application of Carlson's trophic state index to Japanese lakes and relationships between the index and other parameters. *Verh. Internat. Verein Limnol.* 21:675-681
- Belasri, A., & Lakhouili, A. (2016). Estimation of Soil Erosion Risk Using the Universal Soil Loss Equation (USLE) and Geo-Information Technology in Oued El Makhazine Watershed, Morocco. *Journal of Geographic Information System*, 98-107.
- C. Vásquez, A. Ariza, G. Pinilla. 2006. Descripción del estado trófico de diez humedales del altiplano cundiboyacense. *UNIVERSITAS SCIENTIARUM julio-diciembre de 2006 Revista de la Facultad de Ciencias Pontificia Universidad Javeriana*. Vol. 11, N° 2, 61-75.
- Carlson, R. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22.
- Carlson, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, march 1977, v. 22(2).
- Chorus, I., & Bartram, J. (1999). *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: F & FN Spon.
- Codd, G., A. 2000. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. *Ecological Engineering* 16 (2000) 51–60.
- Fernandes Cunha, D., do Carmo Calijuri, M., & Lamparelli, M. (2013). A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs. *Ecological Engineering*(60), 126-134.
- Giannuzzi, L. (2009). *Cianobacterias y Cianotoxinas. Identificación, Toxicología, Monitoreo y Evaluacion de Riesgo*. Buenos Aires, Argentina.: Gobierno de la Provincia de Corrientes.
- Giannuzzi, L. (2009). *Cianobacterias y cianotoxinas: identificación, toxicología, monitoreo y evaluación de riesgo*. Buenos Aires, Argentina: Gobierno de la Provincia de Corrientes.

- Harper, D. 1992. Eutrophication in freshwaters. Principles, problems and restoration. Springer Science+Business Media Dordrecht. St Edmundsbury Press, Bury St Edmunds, Suffolk, UK.
- Lamparelli, M. (2004). Grau de trofia em corpos d'água do Estado de Sao Pablo: Avaliaçao dos metodos de monotamiento. San Pablo, Brazil.: Tesis Doctoral. Instituto de Biociencias de la Universidad de San Pablo. Departamento de Ecología.
- Lee, R. E. (2008). Phycology. Colorado, USA.: Cambridge, Colorado State University, .
- MARN. (2016). Plan Nacional de Gestión Integrada del Recurso Hídrico de El Salvador, con énfasis en Zonas Prioritarias. San Salvador, El Salvador.: Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- MARN. (2017). Informe de la calidad del agua de los ríos de El Salvador. San Salvador, EL Salvador: Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (MARN).
- MARN. (2018). Inventario Nacional de Humedales, El Salvador. San Salvador, El Salvador: Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Martino, P. (1989). Curso Básico sobre Eutroficación. Organización Panamericana de la Salud. Programa de salud Ambiental.
- Mata, R., & Puiguriguer, M. (2000). El Salvador, el “País de las hamacas”. Los riesgos geológicos: El ejemplo de los grandes deslizamientos. Enseñanza de las Ciencias de la Tierra., 261 - 269.
- Reynolds, C. S. (2006). The Ecology of Phytoplankton. New York, USA: Cambridge.
- Romero, B. (2003). Zonas de Vida de la República de El Salvador. Soyapango, San Salvador, El Salvador. : (MAG), Ministerio de Agricultura y Ganadería.
- Shilling, F., Sommarstrom, S., Kattelman, R., Washburn, B., Florsheim, J., & Henley, R. (2005). California Watershed Assessment Manual: Volume I. E.E. U.U: California Resources Agency and the California Bay-Delta Authority.
- UNESCO (2009). Cianobacterias Planctónicas del Uruguay. Manual para la identificación y medidas de gestión. Montevideo, Uruguay: UNESCO. Programa Hidrológico Internacional para América Latina y el Caribe.