

UNIVERSIDAD NACIONAL JORGE BASADRE GROHMANN

Facultad de Ciencias

Escuela Profesional de Biología - Microbiología

**Fitoplancton de la Represa Cularjahuira: Su
importancia en la calidad del agua**

TESIS

Presentada por:

Bach. Luis Armando Andrade Romero

Para optar el Título Profesional de:

BIÓLOGO MICROBIÓLOGO

TACNA - PERÚ

2025



ACTA DE SUSTENTACION DE TESIS Nro. 452

En la ciudad de Tacna, en el auditorium de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann; siendo las 2.25 horas del día Viernes 11 de setiembre del 2025, estando presente el jurado calificador nominado con Resolución de Facultad Nro. 11415-
- 2025 FACI-UNJBG, conformado por los siguientes docentes:

Mgr. Giovanni Ademir Aragón Alvarada (Presidente)
Msc. Víctor Hugo Carbajal Zegarra (Secretario)
Dr. Pablo Juan Franco León (Vocal)

Acto seguido, se dio lectura a la Resolución correspondiente, y del mismo modo se informa a la (al) Bachiller que el acto de sustentación constará de dos partes: (I) exposición y sustentación de la tesis, (II) absolución de preguntas del jurado. Todo ello en un tiempo no mayor a 60 minutos ni menor a 30 minutos. A continuación, el presidente del Jurado instó a la (al) Bachiller:

Luis Armando Andrade Romero,
a exponer la Tesis titulada:

Fitoplanton de la Represa Ularjahuira: Su importancia en la calidad del agua.

para optar el Título Profesional de Biologo Microbiologo.

Siendo las 3.10 p. horas, la (el) tesista concluye su exposición, luego se procedió a la formulación de las preguntas por parte de los miembros del jurado calificador, terminado este proceso, se invitó al público presente a abandonar la sala de sustentación para que los miembros del jurado emitan su calificación de acuerdo a reglamento. El promedio de la calificación dio el siguiente resultado: Aprobado por unanimidad, con nota de 15, de acuerdo al Reglamento de Grados y Títulos de la Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann - Tacna.

Siendo las 3.50 horas, se dio por concluido el acto de sustentación de la tesis, firmando los miembros del jurado calificador, en señal de conformidad.

Presidente

Secretario

Vocal

CONTANCIA DE SIMILITUD

Yo, Pablo Juan Franco León, en mi condición de asesor acreditado por la Resolución de Facultad N° 10784-2024-FACI-UN/JBG de la tesis titulada: **Fitoplancton de la Represa Cularjahuira: Su importancia en la calidad de agua**, perteneciente el Bach. Luis Armando Andrade Romero, Bachiller de la escuela profesional de Biología – Microbiología para optar por el título profesional de **BIÓLOGO-MICROBIÓLOGO**.

Después de realizado el análisis correspondiente en el software de similitud textual TURNITIN con fecha 22/09/2025; con la siguiente configuración:

- Excluir material bibliográfico
- Excluir material citado
- Excluir coincidencia baja (menos de 8 palabras)

Dicho documento presenta un porcentaje de similitud del **17%**

En tal sentido, **CERTIFICO QUE LA SIMILITUD** de la tesis está de acuerdo con el nivel **PERMITIDO**, para continuar con los trámites correspondientes y para su **publicación en el repositorio institucional**.

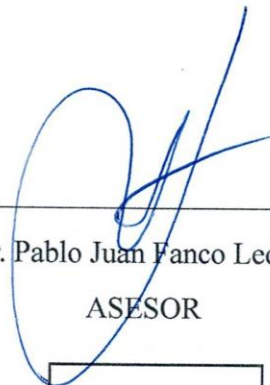
Se emite la presente constancia para los fines correspondientes.

Tacna, 23 de setiembre del 2025



Bach. Luis Armando Andrade Romero

AUTOR



Dr. Pablo Juan Franco León

ASESOR



DEDICATORIA

A mis padres, quienes inculcaron en mí y en mis hermanos el trabajo y la honestidad, y nos siguen apoyando en cada paso de nuestra vida. Gracias por su amor, sacrificio y confianza; deseo corresponder su esfuerzo.

A mis hermanos, Fernando y Ariana, su apoyo constante me permitió seguir avanzando en la realización de la presente tesis.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco profundamente al Dr. Pablo Juan Franco León, mi asesor, y al Blgo. Javier Máximo Ignacio Apaza por su apoyo en la realización de este trabajo, así como al Dr. Oscar Octavio Fernández Cutire y al Ing. Bret Gary Luque Zuñiga por su valiosa orientación y por compartir sus experiencias académicas.

Asimismo, extiendo mi gratitud y reconozco el respaldo de los Proyectos de Investigación “*Disponibilidad Hídrica y Estado de Conservación de los Ecosistemas Dependientes de Agua en la Cuenca Alta del Río Locumba*” y “*Perfeccionamiento de las Capacidades Científico Técnicas de la UNJBG, mediante el análisis fisiomolecular de variedades de maíz peruano con diferentes tolerancias al exceso de boro en Perú*” cuyo soporte logístico y acceso a recursos fueron fundamentales para el desarrollo de este trabajo.

ÍNDICE GENERAL

DEDICATORIA.....	IV
AGRADECIMIENTOS.....	V
ÍNDICE GENERAL	VI
ÍNDICE DE TABLAS.....	X
ÍNDICE DE FIGURAS.....	XII
ÍNDICE DE ANEXOS.....	XIV
RESUMEN.....	XV
INTRODUCCIÓN	2
I. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN.....	3
1.1 ENUNCIADO DEL PROBLEMA	3
1.2 DEFINICIÓN Y DELIMITACIÓN DEL PROBLEMA.....	3
1.3 ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACIÓN	6
1.3.1 Antecedentes internacionales.....	6
1.3.2 Antecedentes Nacionales	11
II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS	16
2.1 HIPÓTESIS GENERAL.....	16
2.2 HIPÓTESIS ESPECÍFICAS.....	16
2.3 OBJETIVO GENERAL	17

2.4	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
2.5	VARIABLES.....	19
2.5.1	Variable dependiente	19
2.5.2	Variable independiente	19
III.	MARCO TEÓRICO.....	20
IV.	MARCO METODOLÓGICO.....	46
4.1	Tipo y diseño del estudio.....	46
4.2	Población	46
4.3	Zona de estudio.....	46
4.3.1	Estaciones de muestreo	50
4.4	Técnicas de muestreo y análisis.....	53
4.4.1	Medición de la zona eufótica	53
4.4.2	Recuento de fitoplancton en cámara de Sedgewick-Rafter.....	54
4.4.3	Índices ecológicos de diversidad alfa	56
4.4.4	Determinación espectrofotométrica de la clorofila a	60
4.4.5	Determinación del estado trófico	64
4.4.6	Determinación del nivel trófico	66
4.5	Materiales	68
4.5.1	Materiales de campo	68
4.5.2	Materiales de Laboratorio.....	68
4.5.3	Equipos	69
4.5.4	Reactivos.....	69
4.5.5	Programas de análisis.....	69

4.6	Metodología de estudio	69
4.6.1	Medición de la zona eufótica	71
4.6.2	Muestreo de fitoplancton	71
4.6.3	Preservación, etiquetado y traslado de muestras.....	72
4.6.4	Análisis cualitativo de fitoplancton	73
4.6.5	Análisis cuantitativo de fitoplancton	75
4.6.6	Composición y abundancia de la comunidad fitoplanctónica.....	75
4.6.7	Índices ecológicos de diversidad alfa	76
4.6.8	Medición de parámetros fisicoquímicos	78
4.6.9	Determinación de clorofila a.....	81
4.6.10	Determinación del estado trófico	82
4.6.11	Determinación del nivel trófico	82
4.6.12	Determinación del coeficiente Nt/Pt.....	83
4.6.13	Selección del método de correlación por normalidad Shapiro-Wilk:	85
4.6.14	Cálculo de Coeficientes de correlación.....	85
4.6.15	Prueba de significatividad para coeficientes de correlación	86
4.6.16	Identificación de relaciones de interés	87
4.6.17	Análisis de componentes principales	89
V.	RESULTADOS	91
5.1	Composición y abundancia del fitoplanctónica.....	91
5.2	Índices ecológicos de diversidad alfa de la comunidad fitoplanctónica	102
5.3	Parámetros fisicoquímicos.....	105
5.4	Índices de calidad	110

5.5	Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk.....	113
5.6	Matriz de coeficientes de correlación y prueba de significatividad.....	115
5.7	Análisis de componentes principales.....	119
VI.	DISCUSIÓN	124
VII.	CONCLUSIONES.....	136
VIII.	RECOMENDACIONES	138
IX.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	139
	ANEXOS.....	153

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Clasificación Taxonómica actual de algas dulceacuícolas.....	32
Tabla 2 Estándares de Calidad Ambiental (ECA) Categoría 3: Rangos de parámetros físicoquímicos, inorgánicos y metales pesados.....	36
Tabla 3 Estaciones de monitoreo en la Represa Cularjahuirá	52
Tabla 4 Escala de valores del índice de estado trófico y valores de parámetros correspondientes.....	65
Tabla 5 Fórmulas para estimar el estado trófico por parámetro.....	66
Tabla 6 Escala de valores para el índice de nivel trófico (TLI)	67
Tabla 7 Fórmulas para estimar el nivel trófico por parámetro	67
Tabla 8 Criterios para interpretación del coeficiente Nt/Pt.....	83
Tabla 9 Rangos para la interpretación del coeficiente de Correlación de Spearman	88
Tabla 10 Lista taxonómica de las especies de fitoplancton en el embalse de la Represa Cularjahuirá en el periodo mayo - diciembre 2024.....	92
Tabla 11 Abundancia (células/L) y abundancia relativa mensuales del fitoplancton por filo en el embalse de la Represa Cularjahuirá (mayo - diciembre 2024)	96
Tabla 12 Abundancia mensual (células/L) por especie de fitoplancton en el embalse de la Represa Cularjahuirá (mayo - diciembre 2024)	98
Tabla 13 Índices ecológicos de diversidad alfa en el embalse de la Represa Cularjahuirá (mayo - diciembre, 2024).....	102
Tabla 14 Parámetros físicoquímicos en el embalse de la Represa Cularjahuirá en el periodo mayo - diciembre 2024.	105

Tabla 15 Concentraciones trimestrales de metales totales (mg/L) en el embalse de la Represa Cularjahuira (mayo - diciembre 2024)	108
Tabla 16 Índices de calidad del agua de la Represa Cularjahuira (mayo - diciembre 2024)	110
Tabla 17 Prueba de normalidad Shapiro-Wilk en parámetros y abundancias fitoplanctónicas	114
Tabla 18 Resumen de coeficientes de alta correlación y significancia entre parámetros físicoquímicos y abundancias	117
Tabla 19 Distribución de la varianza explicada por los componentes del PCA.....	119

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Vista de la Represa Cularjahuira antes y después de la reinauguración	4
Figura 2 Mapas de indicadores fisicoquímicos de agua subterránea en la subcuenca del río Tacalaya	23
Figura 3 Ubicación geográfica de la Represa Cularjahuira.....	50
Figura 4 Ubicación de estaciones de muestreo en el embalse de la Represa Cularjahuira	51
Figura 5 Medición y cálculo de la zona eufótica usando el disco de Secchi.....	54
Figura 6 Procedimiento para determinar la concentración de la clorofila a.....	60
Figura 7 Metodología para evaluar la diversidad y abundancia del fitoplancton.....	70
Figura 8 Metodología para la evaluación integral de la calidad del agua	77
Figura 9 Procedimiento para identificar correlaciones de interés	84
Figura 10 Representatividad taxonómica de especies fitoplanctónicas por filo en el embalse de la Represa Cularjahuira (mayo – diciembre 2024).....	94
Figura 11 Dendograma de similitud mensual - distancia Bray-Curtis del fitoplancton en el embalse de la Represa Cularjahuira (mayo – diciembre 2024).....	95
Figura 12 Tendencias normalizadas de índices ecológicos alfa del embalse de la Represa Cularjahuira (mayo - diciembre, 2024).....	103
Figura 13 Tendencias normalizadas de parámetros fisicoquímicos en el embalse de la Represa Cularjahuira (mayo - diciembre 2024)	107
Figura 14 Heatmap de correlaciones “Spearman” entre parámetros fisicoquímicos, abundancias e índices del embalse Cularjahuira (mayo - diciembre, 2024)	115

Figura 15 Heatmap de significancia estadística (valores p) de las correlaciones Spearman	116
Figura 16 Barplot de contribuciones al PC1 Y PC2 del PCA	120
Figura 17 Biplot de correlaciones entre los componentes principales 1 y 2 del análisis de componentes principales (PCA).....	122

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1 Etiqueta para botella de muestreo	154
Anexo 2 Ficha de datos fisicoquímicos mensual	155
Anexo 3 Especies del filo Euglenophyta	156
Anexo 4 Especies del filo Cyanobacteria	157
Anexo 5 Única especie Dinoplágellata	157
Anexo 6 Especies del filo Heterokontophyta.....	158
Anexo 7 Especies del Filo Charophyta y Chlorophyta	159

RESUMEN

La Represa Cularjahuira, localizada en la zona altoandina de Tacna, es mesotrófica, con aguas alcalinas, de baja mineralización con aguas frías-templadas. El principal objetivo del estudio fue determinar la importancia de la comunidad fitoplanctónica como potencial bioindicador de la calidad del agua de la Represa Cularjahuira mediante la correlación con las características fisicoquímicas y su estado trófico. Se calcularon los índices tróficos TSI y TLI, los índices de diversidad ecológica alfa, el coeficiente Nt/Pt y las concentraciones del fitoplancton. Los resultados obtenidos revelan que la diversidad y abundancia está dominada por el filo Heterokontophyta, los géneros más abundantes fueron Asterionella y Aulacoseira, el agua del embalse no presenta contaminación por metales, pero presenta condiciones de hipoxia, baja producción primaria y la colimitación/limitación del fósforo que son críticos para los cambios en la estructura del fitoplancton.

Palabras clave: *fitoplancton, calidad de agua, bioindicador, hipoxia, índice trófico.*

ABSTRACT

The Cularjahuira Reservoir, located in the high Andean region of Tacna, is mesotrophic, with alkaline, low-mineralization waters and cold-temperate temperatures. The main objective of the study was to determine the importance of the phytoplankton community as a potential bioindicator of water quality in the Cularjahuira Reservoir by correlating it with physicochemical characteristics and trophic status. The trophic indices TSI and TLI, alpha ecological diversity indices, the Nt/Pt ratio, and phytoplankton concentrations were calculated. The results obtained reveal that diversity and abundance are dominated by the phylum Heterokontophyta; the most abundant genera were *Asterionella* and *Aulacoseira*; the reservoir water shows no metal contamination but exhibits hypoxic conditions, low primary production, and phosphorus co-limitation/limitation, which are critical for changes in phytoplankton structure.

Keywords: phytoplankton, water quality, bioindicator, hypoxia, trophic index.

INTRODUCCIÓN

En el contexto de la gestión de los recursos hídricos en Tacna, Perú, la Represa Cularjahuira fue renovada como respuesta a la necesidad de abordar el déficit hídrico en la zona agrícola andina de Candarave (LATAM Construction, 2022). De acuerdo con la normativa nacional y por razones de conveniencia, resulta imperativo llevar a cabo un monitoreo sistemático de la calidad del agua..

El fitoplancton, no solo tiene potencial como bioindicador, puede llegar a influir en la calidad del agua a través de sus procesos metabólicos, como la respiración y la fotosíntesis que, si no se equilibran pueden terminar en la hipoxia o blooms respectivamente (Roldán Pérez & Ramírez Restrepo, 2008). El presente trabajo tuvo como principal objetivo determinar la importancia de la comunidad fitoplanctónica como potencial bioindicador de la calidad del agua de la Represa Cularjahuira mediante la correlación con las características fisicoquímicas y su estado trófico, entre mayo y diciembre del 2024, que corresponde principalmente a la época de estiaje.

La metodología se organizó de acuerdo a los objetivos específicos, a través de las evaluaciones de la composición y estructura de la comunidad fitoplanctónica, de los parámetros fisicoquímicos, los índices tróficos y el análisis de las correlaciones entre estos; se buscó generar información que ayude a comprender el sistema y mantener una calidad sostenible del recurso.

I. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

1.1 ENUNCIADO DEL PROBLEMA

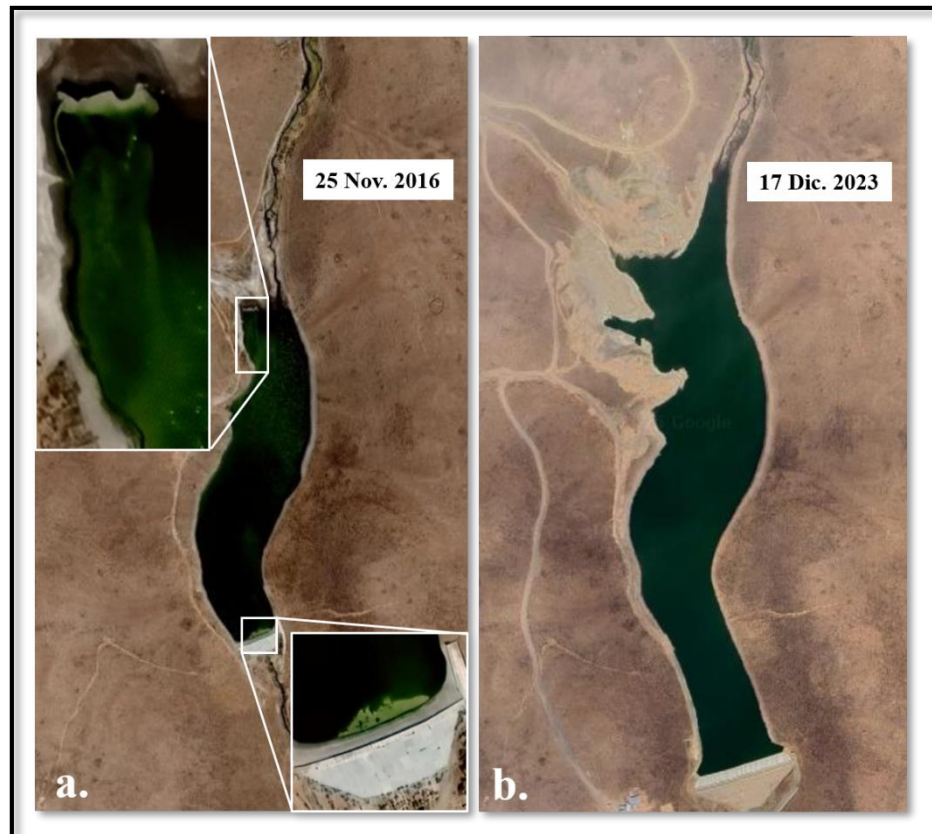
¿Qué importancia tiene la comunidad fitoplanctónica como bioindicador de la calidad del agua en el embalse de la Represa Cularjahuira durante el periodo mayo-diciembre de 2024?

1.2 DEFINICIÓN Y DELIMITACIÓN DEL PROBLEMA

La Represa Cularjahuira es una infraestructura de gran importancia para la provincia de Candarave, su captación útil de 2,35 MMC de agua es destinada a 780 hectáreas agrícolas en época seca (LATAM Construction, 2022). Según D.S. 004-2017-MINAM el agua de la represa está destinada para riego agrícola, pero en el tiempo de estudio se observó que también era fuente de agua para el ganado local y tenía uso acuícola ocasional (siembra libre de alevines de trucha arco iris), esto concuerda con Flores (2007) que calificó las aguas del afluente río Tacalaya con una óptima aptitud acuícola. Los elementos que transportan el agua en calidad de disolvente pueden favorecer o ser adversos para el desarrollo vegetal.

Figura 1

Vista de la Represa Cularjahuira antes y después de la reinauguración



Nota. a) Blooms detectados en anterior represa. b) Apariencia luego de la reinauguración. Fuente: Editado por el autor a partir de Google Earth.

Los riesgos relacionados con la mala calidad del agua de riego son principalmente químicos, según FAO & IWMI (2023) estos se pueden clasificar en efectos por salinidad y sodicidad, efectos de iones, metales pesados y contaminantes orgánicos.

Cuando el nivel del agua del embalse es bajo o la represa es pequeña, la carga de nutrientes aumenta y son susceptibles a las floraciones algales o “blooms”, estas producen aguas verdosas de desagradable olor y sabor (Paerl & Huisman, 2008), y aunque no ha habido registros públicos de problemas si existen antecedentes en el país (Autoridad Nacional del Agua ANA, 2016).

A pesar de su relevancia, no existe mucha información acerca de la renovada estructura hidráulica, este desconocimiento plantea un problema significativo por lo que es necesario monitorear la calidad del agua y conocer la dinámica biológica que presenta. El fitoplancton es fundamental en la red trófica y por su sensibilidad a los cambios ambientales, también tiene la capacidad ser indicador del estado de salud de un ecosistema acuático. Su estudio ayuda a crear una base y antecedente para posteriores investigaciones que ayuden en la gestión de recursos hídricos, su monitoreo es necesario para asegurar niveles deseables de calidad del agua, con capacidad de predicción y prevención de posibles problemas ambientales.

La presente investigación evaluó la composición y estructura de la comunidad fitoplanctónica frente a los cambios en la calidad del agua en el embalse de la Represa Cularjahuira.

La duración del muestreo en el presente proyecto fue de 8 meses, desde mayo a diciembre del 2024, este periodo abarca principalmente la época seca (mayo, junio, julio y agosto), los meses de transición (septiembre, octubre, noviembre) y diciembre. Se tomó este periodo argumentando que los cambios en las condiciones ambientales eran más lentos en comparación con la época húmeda, lo que facilita la identificación de patrones de la comunidad fitoplanctónica.

1.3 ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACIÓN

1.3.1 Antecedentes internacionales

Jairo Ramírez (1986) es de los primeros autores en Sudamérica con trabajos conocidos, en su trabajo de investigación llevado a cabo en el embalse El Peñol de 1982 buscó hallar relaciones significativas entre dos factores, el fitoplancton de red y los promedios de parámetros fisicoquímicos. En los resultados se registraron 43 géneros fitoplanctónicos pertenecientes a Chlorophyta, Cyanophyta, Diatomaceae (ahora Bacillariophyta) representado el 60,46%, 18,6%, 16,27% respectivamente y el último 4,64% por Chrysophyta y Pyrrophyta en conjunto. Los parámetros fisicoquímicos

presentaron una conductividad baja, concentración de fosfatos y nitratos bajos, pH cercano al neutro e índices de diversidad intermedios, con los datos recolectados el autor clasificó a la represa como de eutrofización incipiente.

Alvial et al. (2008) estudiaron las diatomeas de sedimentos superficiales de ocho lagos chilenos, tres de ellos (Laja, Galletué e Icalma), ubicados bajo los 1360 msnm, tenían características fisicoquímicas similares: eran aguas alcalinas (promedio pH de 7,2), de baja conductividad (47,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y templado (13,1°C). En ellos abundaron diatomeas planctónicas que, según el autor, eran características de aguas alcalinas y mesotróficas; entre ellas, especies como *Asterionella formosa*, *Aulacoseira distans*, *Aulacoseira granulata*, *Cyclotella stelligera* y *Rhopalodia gibba*.

Napiórkowska-Krzebietke et al. (2013) investigaron la dinámica del fitoplancton en el lago Dejguny en relación con las condiciones ambientales que influyen en la calidad del agua. Se determinó que el lago era mesotrófico con tendencia a meso-eutrófico, la biomasa y la concentración de clorofila *a* eran bajas. Entre el fitoplancton y los nutrientes no se encontró una correlación significativa, pero el PCA indicó una mejor cohesión relativa con los parámetros ambientales en verano y, por último, la relación entre Nitrógeno total y Fósforo

total (10-17) también indicaron una colimitación en el desarrollo del fitoplancton.

Viteri-Garcés et al. (2017) mencionan que Ecuador tiene criterios técnico-ambientales para evitar la contaminación y evitar el deterioro de la calidad del recurso agua, uno de estos está basado en el manejo de comunidades biológicas como bioindicadores. En la investigación realizada busca establecer metodologías para el monitoreo de diferentes organismos bioindicadores y de parámetros fisicoquímicos con el fin de determinar un índice de calidad del agua y la contaminación presente a través del grado de eutrofización.

Le, Phan, Huynh, Le, & Nguyen, (2019) estudiaron 9 diversos cuerpos de agua en la provincia de Vinh Long, Vietnam, con el propósito de ver la relación del fitoplancton con los parámetros fisicoquímicos en época seca y lluviosa. En cuanto al fitoplancton, encontraron 209 especies donde predominaba el grupo Bacillariophyta, seguido de Chlorophyta, Cyanophyta y Phaeocystis, entre otros menores; la especie más dominante fue *Microcystis aeruginosa* y la densidad general registrada variaba de 4128 a 123029 cél/L. En cuanto a las correlaciones positivas destacan los parámetros de pH, oxígeno disuelto y nitrato en época de lluvia. Además de lo descrito, los autores compararon los valores

con el estándar nacional donde el oxígeno disuelto y sobre todo los fosfatos clasifican aguas de baja calidad.

Kathun & Rashidul Alam (2020) tenían como objetivo evaluar la interrelación entre el fitoplancton y las características fisicoquímicas del agua y el índice de calidad del agua en el río Turag durante más de un año. Los grupos más representativos fueron Bacillariophyceae y Chlorophyceae, según los índices directos el río presentaba una ligera contaminación, mientras el índice de calidad del agua (ICA) indicaba una mala calidad para consumo.

Piranti & Wibowo (2020) buscaban ver si el uso del fitoplancton como indicador de contaminación para la evaluación de la calidad del agua en el embalse de Wadaslintang, Indonesia, era confiable. Luego de evaluar 4 meses entre estación húmeda y seca, los principales grupos fueron Cyanophyta, Chlorophyta y Chrysophyta. Comparando índices directos, norma nacional y el índice STORET se obtuvo que el índice de diversidad de Shannon-Wiener es el más sensible de los mencionados ante la contaminación.

Balanza et al. (2023) analizan la calidad fisicoquímica del agua, el fitoplancton y las macrofitas para evaluar el estado trófico del embalse El Nihuil. El embalse comparte características del río Atuel que la alimenta, este no tiene contaminación antrópica pero

imágenes satelitales mostraron que ha disminuido y la proliferación de macrofitas podría afectar su calidad. Se encontró que el agua tenía alta carga de sólidos totales 1 g/L, la productividad, dominada por diatomeas, baja (con máximo de 0,8 µg/L de clorofila *a*), el nutriente limitante era el nitrógeno (Nt:Pt<9) y el TSI lo clasificaba como oligotrófico.

Zhang, Yu, Liu, & Guo (2024) estudiaron el río urbano Majiagou en Harbin, China, donde la urbanización influye en la comunidad fitoplanctónica por lo que entender su mecanismo de respuesta es de suma importancia. Se observó que predominan especies del grupo Bacillariophyta y Chlorophyta aunque con variaciones en la distribución espacial, además que en las zonas más contaminadas dominaron las diatomeas. Los factores más influyentes fueron el pH, el amonio, amoníaco, el DQO y la TP que mostraron una buena correlación con el fitoplancton.

1.3.2 Antecedentes Nacionales

Salazar-Torres & Huszar (2012) estudiaron la diversidad y distribución de microalgas en bofedales altoandinos en Huaytire, se encontró 52 géneros de algas, las diatomeas fueron las predominantes en riqueza (42% de especies) y abundancia (95%). Esta abundancia estuvo influenciada por el periodo y la zona de muestreo: el mejor periodo fue en el deshielo (septiembre-octubre), acompañado de luz y escorrentía intermedia, los extremos donde el bofedal se congelaba por completo (junio-agosto) o no había hielo (noviembre-diciembre) eran menores; en el caso de la zona, la abundancia era menor en zonas no impactadas a comparación de zonas de pastoreo o cercanas a la urbe. Entre los parámetros fisicoquímicos se tiene a la temperatura que varió entre 5,3 y 8,7, el oxígeno disuelto entre 31-38% el pH entre 6,6 y 6,8 y la conductividad eléctrica que tenía un promedio de 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Se concluyó que las diatomeas eran tolerantes a las condiciones extremas altoandinas y tanto la riqueza como la abundancia crecieron en el periodo de deshielo.

Franco Leon et al. (2019a) estudiaron el fitoplancton de la laguna Paucarani, donde encontraron 31 especies agrupadas en 5 divisiones, la división Cyanophyta con 8 especies, la Euglenophyta con 3

especies, Dinophyta con una especie, Bacillariophyta con 17 especies y Chlorophyta con 2 especies; además la familia más abundante en diversidad de especies fue Bacillariophyta. Algunos promedios de los parámetros fisicoquímicos de dos zonas fueron el pH de 7,9, temperatura de 10°C, transparencia de 14 cm, conductividad de 208 ms/cm y oxígeno disuelto de 11,43 mg/L.

Franco Leon et al. (2019b) estudiaron la estructura fitoplanctónica del río altoandino “Kaño” donde registraron 30 especies de 4 divisiones correspondientes a la más dominante y abundante que fue Bacillariophyta, le sigue la Chlorophyta, la Cyanophyta y la Euglenophyta. El río Kaño se caracteriza por ser rico en oxígeno y cloro, sus aguas no salinas tienen una conductividad de 185,15 μ S/cm, estas características indican el potencial del río para la crianza de ciertos peces.

Calisaya-Anco et al. (2013) son autores que trabajaron con diatomeas en la evaluación de la calidad del agua en 10 estaciones a lo largo de la cuenca del río Locumba durante un año. Analizaron once parámetros fisicoquímicos para determinar el grado de contaminación del agua. Se encontró que conforme la cuenca descende altitudinalmente, la diversidad disminuye y cambia selectivamente a especies tolerantes al gradiente de contaminación

que también se incrementa. Uno de los puntos de muestreo de gran interés y cuyas aguas aportan a la Represa Cularjahuira es el arroyo Tacalaya, este presentó las siguientes características: pH de $8,4 \pm 0,5$, conductividad de $2,4 \pm 3,2$ mS/cm, DBO de $5,3 \pm 3,9$ mgO²/L, la diversidad de Shannon-Wiener rondaba los 2,5 bits cel⁻¹ y el arsénico alcanzó los 0,6 mg/L. En todo el estudio se identificaron 77 taxones, de estas destacan los géneros *Nitzschia* y *Navicula* como los géneros más diversos.

Vélez-Azañero et al. (2016) usaron la diversidad de fitoplancton como indicador de calidad del agua en la cuenca baja del río Lurín, en ella se registró 5 especies de cianobacterias y 89 especies de microalgas. Los géneros *Navicula*, *Fragilaria*, *Nitzschia* y *Synedra* representaban el 31,2% de especies, su división correspondiente, Bacillariophyta, era la más abundante con el 72% de especies. En los parámetros fisicoquímicos la temperatura y la conductividad estuvieron relacionadas con la altitud, sus valores variaron entre 1820 µS/cm y 23°C a los 1390 µS/cm y 16°C; en cambio tenían una relación inversa al pH que varió entre 6,1 y 8,2. Los autores concluyeron que los géneros *Navicula* y *Nitzschia* tienen potencial bioindicador por su sensibilidad a los cambios fisicoquímicos en el sistema.

Baylón Coritoma et al. (2018) en su estudio evaluó la calidad del agua de cinco lagunas del departamento de Pasco usando el fitoplancton (índices bióticos) y parámetros fisicoquímicos (pH, conductividad, temperatura y metales pesados). En los resultados se registraron 88 taxones siendo la Chlorophyta seguida de la Bacillariophyta las principales representantes de la diversidad mientras que para la abundancia es la Bacillariophyta el dominante por gran diferencia. La relación entre los parámetros fisicoquímicos y el fitoplancton es significativa siendo la conductividad eléctrica quien tuvo la más alta correlación, aunque estos también en su mayoría no cumplen con los ECA. También, los índices bióticos determinaron que cuatro de las cinco lagunas presentaban mala calidad en sus aguas por contaminación exceptuando a la laguna Huaroncocha.

Rascón et al. (2021) tenían el objetivo de determinar la dinámica espaciotemporal de Pomacochas, un lago altoandino y tropical. Se evaluaron las variables limnológicas con 11 parámetros fisicoquímicos y los índices de calidad con 4 índices de estado trófico; el estudio también analizó las relaciones entre ellos. En el análisis de componentes principales (ACP), el componente principal 1 (CP1) que explicaba el 93,55% de la varianza total se correlacionó

fuertemente con N-NO_2^- , la clorofila y turbidez, y de forma moderada con la conductividad, el pH, la transparencia, la saturación de oxígeno y el fósforo reactivo soluble (PRS); comparando índices se destacó el índice de estado trófico de Aizaki (IET_A) como el que mejor se ajusta a las condiciones tróficas temporales del lago Pomacochas. Se concluyó que el lago presentaba una fuerte tendencia a la eutrofia debido a la contaminación por actividades antropogénicas, sobre todo en la época húmeda por lo que también estaba condicionado a la estacionalidad climática.

II. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

2.1 HIPÓTESIS GENERAL

La importancia de la comunidad fitoplanctónica como potencial bioindicador de la calidad del agua en el embalse de la Represa Cularjahuira se evidencia en su correlación con las características fisicoquímicas y su estado trófico durante el periodo de estudio.

2.2 HIPÓTESIS ESPECÍFICAS

- El fitoplancton en el embalse presenta una baja riqueza y diversidad, en el tiempo de estudio la abundancia se mantiene dominada por pocas especies, típico de ecosistemas alto andinos.
- La calidad fisicoquímica del agua y el embalse es deficiente, la integración de diferentes índices de calidad permite una evaluación más compleja desde diversos enfoques.

- Las correlaciones estadísticas permiten identificar entre las variables aquellos pares de mejor asociación, en la Cuenca del Río Locumba se espera que las diatomeas estén mejor asociadas a la calidad.
- El análisis por componentes principales permite identificar patrones complejos entre las variables destacando los factores más importantes en la evaluación del estado del embalse.

2.3 OBJETIVO GENERAL

Determinar la importancia de la comunidad fitoplanctónica como potencial bioindicador de la calidad del agua de la Represa Cularjahuira mediante la correlación con las características fisicoquímicas y su estado trófico.

2.4 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Evaluar la composición y estructura del fitoplancton en el embalse de la Represa Cularjahuira mediante la caracterización taxonómica y el recuento de las especies presentes.

- Evaluar la calidad del agua del embalse en la Represa Cularjahuira integrando las características fisicoquímicas y los índices tróficos (TSI y TLI) en cuadros comparativos mensuales.
- Analizar las relaciones entre la estructura del fitoplancton y la calidad del agua mediante correlaciones estadísticas entre las abundancias de los taxones, la diversidad, los parámetros fisicoquímicos (temperatura, OD, pH, CE, TDS, transparencia, nutrientes y clorofila *a*) y los índices tróficos (TSI y TLI).
- Identificar los factores más relevantes asociados al estado del embalse en la Represa Cularjahuira mediante un análisis de componentes principales (PCA).

2.5 VARIABLES

2.5.1 Variable dependiente

La comunidad de fitoplancton que está presente en el agua del embalse en la Represa Cularjahuira.

2.5.2 Variable independiente

La calidad del agua del embalse en la Represa Cularjahuira.

III. MARCO TEÓRICO

La calidad del agua

La “calidad del agua” es solo un término relativo cuya interpretación depende del uso que se le dé al recurso (FAO, 1994), se define por determinadas características físicas, químicas y biológicas, pero también se refiere a la medida en que satisface las necesidades del usuario, dado que las características de un suministro de agua influyen en su adecuación para un uso específico. Los usos específicos tienen distintos requerimientos de calidad y entre dos suministros de agua se considera de mayor calidad el que dé mejor resultado o causa menos problemas que el otro. Por ejemplo, determinamos la capacidad de un río como suministro de agua para riego, pero no para uso municipal por su carga de sedimentos.

Los problemas del suelo agrícola más comúnmente encontrados y usados para evaluar la calidad del agua son los relacionados con la salinidad, la tasa de infiltración del agua y la toxicidad entre otros problemas menores.

La calidad del agua en los embalses

La imperante necesidad de gestionar el escaso recurso hídrico ha propiciado la construcción de numerosas infraestructuras hidráulicas, tales como embalses, cuya cantidad continúa en aumento a nivel global. El propósito de cada uno varía de acuerdo a las características propias del recurso y a la necesidad de la región a

la que pertenece (o la administra). Por eso, para gestionar eficazmente los embalses es necesario comprender las diferencias estructurales y las similitudes funcionales entre los ecosistemas lacustres naturales y los embalses creados por el hombre. Gran parte del conocimiento limnológico proveniente de los lagos naturales nos ayuda en el estudio del funcionamiento metabólico y las interrelaciones comunitarias de la biota en los embalses (Wetzel, 2001).

Según Roldán Pérez & Ramírez Restrepo (2008) en el caso de represas y embalses tenemos que los *factores* que influyen en el mantenimiento de la calidad del agua son las fluctuaciones estacionales de temperatura, los sedimentos y sólidos que aporta el afluente, el tiempo de residencia del agua y la localización de la salida principal del embalse. Los problemas más comunes que se presentan en estas estructuras hidráulicas son la acumulación de sedimentos y la eutrofización. El sedimento afecta la fisicoquímica del agua, la penetración de la luz, consecuentemente la zona eufótica y la capacidad fotosintética generando retos en la gestión del recurso.

El caso de la subcuenca del río Tacalaya

La cuenca del río Locumba, ubicada al extremo sur del Perú, región Tacna, tiene una variación altitudinal de 0 a 5800 m.s.n.m., nace en las cumbres altoandinas y recorre al oeste hasta el océano Pacífico alcanzando una extensión aproximada de 5 834 km cuadrados, el agua superficial se genera en la parte húmeda de la cuenca

por encima de los 4000 m.s.n.m. desde las subcuencas de los ríos Callazas, Calientes y Salado, así como en la quebrada Tacalaya y la naciente del río Cinto. En la subcuenca del río Tacalaya la época húmeda se da en los meses de diciembre, enero, febrero y marzo, y la época seca en los meses de mayo, junio, julio y agosto (Consortio Río Locumba, 2017).

En la subcuenca Tacalaya, Cotrina Chávez et al. (2009) estudió fuentes de agua subterráneas y manantiales donde se analizaron los parámetros fisicoquímicos de temperatura, pH y la conductividad eléctrica; se concluyó que estas dos últimas variables están influenciadas fuertemente por la presencia del volcán Tutupaca, no tienen valores constantes por lo que el margen de variación es grande. Esos resultados establecen un rango de pH que va desde 3,85 a 9,19, los valores entre 8,20 y 8,73 se registraron en los sectores de Quilcata, Cibacani, Uyamani, Camilaca y Turun. La conductividad eléctrica varía debido a las rocas sedimentarias que aumentan los minerales (sales) obteniendo un rango de 44 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en sectores donde el agua es más superficial y está alejado de la cámara magmática, los niveles de conductividad son más bajos, en el sector de Turun, Camilaca, Cibacani, Corahuaya las conductividades varían entre 137 y 20 mS/cm . La temperatura registrada varía desde los 4,04 °C a 23,9 °C, los sectores con los valores más elevados son Tacalaya, Sivicani, Cotaya, Alto Poquera y Calumbraya; mientras los valores por debajo de 9°C se registran en Camilaca, Cohahuaya, Tantane, Cibacani, Chaipoco, Japo, entre otros.

Según la Figura 2 la zona donde se ubica la Represa Cularjahuira presenta lecturas de temperatura con valores entre 11 y 15 °C, pero se destaca por presentar altos valores de pH y, en comparación con otras zonas, bajos valores de conductividad; siendo que el pH tiene valores por encima de 8,5 y en el caso de la conductividad entre 50 y 250 uS/cm. Como se mencionó anteriormente, estos valores varían ampliamente de acuerdo a la época, pero nos ofrecen una perspectiva acerca de una fuente constante de agua que llega a la represa.

El río Tacalaya tiene sus nacientes en manantiales ubicados en las faldas occidentales del volcán Tutupaca a 4600 m.s.n.m., dentro de los principales problemas en su calidad tiene concentraciones en arsénico de 0,106 y 0,262 mg/L., en boro de 1,25 y 4,75 mg/L. (época de lluvia y de estiaje respectivamente), sus aguas alimentan al río Ilabaya donde se elevan estos números (MINAGRI, INRENA & UNALM, 1998).

El Fitoplancton

El término derivado del prefijo griego “*phyto*” = planta y “*plankton*” = errante que se usan para referirse a los organismos fotosintéticos que deambulan por las aguas superficiales. Está compuesto por un conjunto diverso de organismos pertenecientes a la mayoría de los principales grupos taxonómicos. Estos organismos tienen diferentes requisitos fisiológicos y varían en respuesta a los

parámetros fisicoquímicos por lo que estos pueden diferir entre aguas dulces (ríos y lagos) y océanos (Graham, Wilcox, 2000 & Wetzel, 2001).

El tamaño es una de las características más importantes, afectando la ecología del fitoplancton (su tasa de crecimiento). Las células pequeñas responden al aumento de nutrientes con un rápido crecimiento poblacional, no tiene problemas para mantenerse en la zona eufótica pero son más susceptibles a la depredación. Las células más grandes son de lento crecimiento, pero absorben y almacenan más nutrientes para periodos de escasez, estas tenderían a hundirse más profundo de la zona eufótica por lo que desarrollaron adaptaciones de flotabilidad, aunque no son fácilmente depredadas son susceptibles a parásitos. El entorno físico donde vive el fitoplancton está determinado por las propiedades físicas del agua y su interacción con la radiación solar (Graham & Wilcox, 2000).

Comunidades fitoplanctónicas

En el estudio de los ecosistemas acuáticos, las comunidades fitoplanctónicas que coexisten en un mismo cuerpo de agua están formadas por un conjunto diverso de grupos taxonómicos, estos tienen diferentes requisitos fisiológicos por lo que varían espacial y temporalmente de acuerdo a los parámetros fisicoquímicos presentes. La clasificación del fitoplancton es actualizada continuamente conforme la tecnología y los descubrimientos permiten a los investigadores y científicos una mejor comprensión de la biología y la genética. La recopilación más reciente de

algas publicada en la base de datos en línea *AlgaeBase* refiere 14 filos de cuatro reinos que cuentan con 63 clases en total, aunque solo mencionaremos 10 filos que se pueden encontrar en agua dulce (Guiry, 2024).

Filo Heterokontophyta. Este comprende 18 clases, las clases más diversas son las Bacillariophyceae, la Phaeophyceae, la Mediophyceae, la Chrysophyceae, la Coscinodiscophyceae y la Xanthophyceae.

La Bacillariophyceae, conocidas como diatomeas, es considerado uno de los grupos más importantes del fitoplancton, pueden ser de vida solitaria o formar colonias, su principal característica es su pared celular silicificada, llamada frústulo, que en la mayoría de casos consisten en dos partes simétricas. Gracias a la complejidad del frústulo se desarrollan hermosas estructuras que también sirven como características taxonómicas. En una columna de agua las diatomeas por lo general son más robustas y de frústulos gruesos en el fondo, mientras que las superficiales son más frágiles y pequeñas. La reproducción es por lo general asexual por división repetida, pero cuando la célula llega a un tamaño mínimo crítico (30-40%) y las condiciones externas son adecuadas se da la reproducción sexual (en general por isogamia) que también ayuda a recuperar el tamaño.

Chrysophyceae, este posee formas flageladas unicelulares o coloniales, la reproducción más común para unicelulares es la división longitudinal mientras la sexual es por isogamia. Las crisofíceas se relacionan con las aguas de pobres nutrientes (Gonzales de Infante, 1998; Wetzel, 2001).

Phaeophyceae, conocidas como algas pardas, son en su mayoría marinas, varían de longitud desde filamentos a algas macroscópicas de varios metros, por lo que pueden formar grandes biomasas, son muy pocas las especies encontradas en ríos, arroyos y otros cuerpos de agua (Graham & Wilcox, 2000).

La Xantophíceae, conocidas como algas verde amarillas, son organismos unicelulares que pueden formar agrupaciones en forma de colonia o filamentos, se caracterizan por una alta cantidad de carotenoides sobre la clorofila que le da un tono amarillo. Tienen reproducción asexual por partición, formando zoosporas y la reproducción sexual por isogamia. Estas forman parte del plancton con una estrecha relación al sustrato como epífitas. Algunos de sus representantes son planctónicos incluyen géneros como *Chlorobotrys*, *Gloeobotrys* y *Gloeochloris* (Gonzales de Infante, 1998; Wetzel, 2001).

Filo Chlorophyta. También conocidas como algas verdes, son un grupo muy grande y diverso de algas unicelulares que pueden tener vida colonial o filamentosas. Su característico color verde se debe a la presencia de clorofila *a* y *b*, pero también tienen carotenos y xantofilas. Aparte de algunas clorofíceas que son desnudas, el resto tiene una pared celular de dos o más capas, siendo la interna la celulósica y la externa, peptídica. La mayoría de sus miembros pertenecen al orden de Volvocales y al de Clorococales. Tiene varias formas de reproducción siendo la división vegetativa la más común para la asexual, mientras que para la sexual puede

ser desde simple como la isogamia hasta más complejas como oogamia (Gonzales de Infante, 1998; Wetzel, 2001; Graham & Wilcox, 2000).

Filo Rhodophyta. Conocidas como algas rojas debido a la presencia de pigmentos fotosintéticos como la ficobiliproteína, ficoeritrina y la ficocianina, se ubican en hábitats marinos (desde aguas tropicales hasta polares) y en menor medida en aguas dulces. Son de importancia económica y ecológica ya que son usados en la industria alimentaria, farmacéutica, cosmética, son productores primarios y apoyan en la estabilización de los hábitats y la formación de arrecifes. En el agua dulce existen especies que pueden ser indicadoras ya que se asocia con aguas limpias, bien oxigenadas y son sensibles a la contaminación (Graham & Wilcox, 2000).

Filo Cyanobacteria. Anteriormente conocidas como Cyanophytas, Chloroxybacterias o algas verde-azules, son organismos capaces de realizar la fotosíntesis con una simple estructura celular procariota. La principal diferencia frente al resto de bacterias es la presencia de clorofila *a*, además de otros pigmentos fotosintéticos. Los niveles de organización que alcanzan son unicelulares, colonias y filamentos, la reproducción predominante es por fisión binaria y no poseen flagelos. El rango de tamaño que alcanzan es de μm a mm. Las bacterias fueron las formas de vida dominantes por más de 1,5 billones de años y la teoría de endosimbiosis afirma que los cloroplastos de las algas y plantas eucariotas descendieron de las cianobacterias. Aunque las cianobacterias modernas son reconocidas por su capacidad para ocupar hábitats extremos y valoradas por su

capacidad para fijar nitrógeno atmosférico, enriquecer suelos y producir compuestos medicinalmente útiles, también son motivo de preocupación cuando forman proliferaciones molestas, especialmente cuando producen toxinas (Gonzales de Infante, 1998; Graham & Wilcox, 2000).

Filo Charophyta. Este grupo destaca por su aporte en la investigación de la evolución de características fundamentales de las plantas, ya que el grupo tiene estrecha relación con la ascendencia de las plantas terrestres. Este grupo presenta paredes celulares, puede tener reproducción asexual o sexual donde se alternan entre una fase haploide y una diploide. Tiene 6 clases de las que destacan Charophyceae y Zygnematophyceae; el primero posee plasmodesmos, un sistema parecido al xilema y estructuras reproductivas compleja (aquí destacan el género Chara y Nitella); y el segundo incluye algas filamentosas, su reproducción es por gametos similares al musgo y plantas terrestres. El mencionado género Chara también es un indicador de aguas limpias y oxigenadas por su sensibilidad a contaminantes (Graham & Wilcox, 2000).

Filo Euglenophyta (Euglenozoa). Este es un grupo relativamente grande y diverso cuando las condiciones son favorables, pero pocas son las especies verdaderamente planctónicas. La mayoría son unicelulares, poseen de uno a tres flagelos que le proporciona una movilidad limitada siendo esta una característica que la destaca de otros grupos de fitoplancton. Aunque son fotosintéticos casi dos tercios también son facultativamente heterótrofos (para asimilar carbono) por plastidios incoloros

o su ausencia. Estudios demuestran que tiene potencial uso como bioindicador de contaminación, debido a que su desarrollo es más común en sistemas lacustres poco profundos, ricos en materia orgánica y con concentraciones de amoníaco. Algunos euglenoides pueden tolerar condiciones extremas y persistir en suelos por largos periodos en su forma quística. Los géneros más frecuentes en el plancton son *Euglena*, *Phacus*, *Trachelomonas* y *Strombomonas* (Gonzales de Infante, 1998; Wetzel, 2001; Graham & Wilcox, 2000).

Filo Cryptophyta (Cryptista). Se caracterizan por ser en su mayoría comprimidas dorsoventralmente, biflageladas y móviles solitarios. Aunque hay algunos incoloros, por lo general tienen clorofila *a* y pigmentos accesorios como la clorofila *c*, carotenoides y ficobilinas. En vez de pared celular posee placas proteicas rígidas que describen formas asimétricas aplanadas de las que salen dos característicos flagelos desiguales. Su principal forma de reproducción es asexual por división longitudinal. Estas algas son relativamente escasas en el plancton en cuanto al número de especies, pero en condiciones favorables pueden aumentar su densidad poblacional y la del zooplancton como excelente alimento para ellas (Gonzales de Infante, 1998; Wetzel, 2001; Graham & Wilcox, 2000).

Filo Dinoflagellata. Conocidos como *Dynophyta* o dinoflagelados, son organismos móviles y unicelulares biflagelados. Su presencia es más notoria en aguas marinas que en las continentales. La nutrición de este grupo puede ser heterotrófica, mixotrófica o autótrofa, donde sus plastidios pueden tener pigmentos de clorofila

a, *c* y carotenos que le dan un color pardo amarilloso por lo que se le conoce al grupo. Para realizar la fijación fotosintética de carbono los dinoflagelados sintetizan una enzima llamada RuBisCO. La reproducción predominante es asexual por división binaria mientras que la sexual es por conjugación de aplanogametos o zoogametos. Los géneros más comunes en las aguas continentales son: *Gymnodinium*, *Glenodinium*, *Peridinium*, *Ceratium* y *Gonyaulax* (Gonzales de Infante, 1998; Wetzel, 2001; Graham & Wilcox, 2000).

Filo Glaucophyta. Los glaucofitos tienen semejanzas con las cianobacterias, poseen una delgada pared de peptidoglicano, sus plastidios de color azul verdoso (conocidos como cianelas que caracteriza al grupo) poseen clorofila *a* y ficobilinas, además de carotenoides. Todos sus miembros son de agua dulce con reproducción asexual y que pueden formar colonias (Graham & Wilcox, 2000).

Filo Haptophyta. Son principalmente biflagelados unicelulares marinos con escamas corporales externas conocidas como cocolitos. La mayoría contienen plásticos dorados o marrones como autótrofos, pero también pueden ser fagotróficos (donde la mayoría cambia los cocolitos por un haptonema). Aunque son grandes productores primarios también pueden ocasionar floraciones si la contaminación aporta nutrientes minerales.

Tabla 1*Clasificación Taxonómica actual de algas dulceacuícolas*

Reino	Filo	Nombre Común	Clases
Protozoa	Euglenophyta (Euglenozoa)	Euglenofitas	Euglenophyceae
Eubacteria	Cyanobacteria	Cianofitas o algas verde azuladas	Cyanophyceae
	Cryptophyta (Cryptista)	Criptofitas	Cryptophyceae
			Acavomonea
			Apicomonadea
			Colponemea
			Colpovorophyceae
	Dinoflagellata	Dinofitas o Dinoflagelados	Dinophyceae
			Ellobiophyceae
			Noctilucopephyceae
			Oxyrrhinophyceae
			Perkinsea
			Syndiniophyceae
	Haptophyta	Haptofitas	Coccolithophyceae
			Bacillariophyceae
			Bolidophyceae
Chromista			Chrysoparadoxophyceae
			Chrysophyceae
			Coccinodiscophyceae
			Dictyochophyceae
			Eustigmatophyceae
			Mediophyceae
	Heterokontophyta	Heterokontofitas	Olisthodiscophyceae
			Pelagophyceae
			Phaeophyceae
			Phaeosacciophyceae
			Phaeothamniophyceae
			Pinguiophyceae
			Raphidophyceae
			Schizocladiophyceae
			Synchromophyceae

Reino	Filo	Nombre Común	Clases
Plantae	Charophyta	Carofitas	Xanthophyceae
			Charophyceae
			Chlorokybophyceae
			Coleochaetophyceae
			Klebsormidiophyceae
			Mesostigmatophyceae
			Zygnematophyceae
			Chlorodendrophyceae
	Chlorophyta	Clorofitas o algas verdes	Chlorophyceae
			Chloropicophyceae
			Chuariophyceae
			Mamiellophyceae
			Nephroselmidiophyceae
			Pedinophyceae
			Picocystophyceae
			Pyramimonadophyceae
Glaucophyta Rhodophidophyta	Glaucofitas Rododelfiofitas	Trebouxiophyceae	
		Ulvophyceae	
Rhodophyta	Rodofitas	Glaucophyceae	
		Rhodophidophyceae	
		Bangiophyceae	
		Compsopogonophyceae	
		Cyanidiophyceae	
		Florideophyceae	
		Porphyridiophyceae	
Rhodellophyceae			
Stylonematophyceae			

Nota. Tabla elaborada por el autor a partir de Guiry (2024), considerando solo filos y clases que tienen especies fitoplanctónicas de agua dulce.

El papel del fitoplancton como bioindicador

Como componentes fundamentales de la red alimentaria del agua, el fitoplancton se encuentra entre los primeros en reaccionar a los cambios en la calidad del agua y con ello inician una cadena de reacciones que se refleja en otros grupos de organismos (zooplancton, fauna bentónica, peces, aves, etc.). Conocer la estructura (taxones, abundancia y biomasa) y su función (respuesta al cambio ambiental) es de importancia predictiva ante floraciones repentinas (Willen, 2000).

Según Roldán Pérez & Ramírez Restrepo (2008), el estudio de los lagos en zonas templadas deja ejemplos de bioindicadores para cada estado trófico, en lagos oligotróficos predominan las Crisofíceas, Dinofíceas y Bacillarofícias, mientras que en los eutróficos se presentan las Cianofíceas, Clorofíceas y Euglenofíceas.

El conocimiento y la bibliografía acerca del fitoplancton en embalses de países como España, le permite usarlo como indicador del estado trófico, de presiones fisicoquímicas e hidromorfológicas (este último determina las variaciones en la tasa de renovación del cuerpo de agua).

En la guía elaborada de la Confederación Hidrográfica del Ebro (2007) describe 3 enfoques para agrupar los sistemas indicadores existentes:

- Usando especies y comunidades características: Esta línea de trabajo requiere un buen número de estudios e inventarios previos ya que la caracterización del lago o embalse nos permite analizar los patrones de variación de la composición de las especies y crear índices de comunidades

para cada cuerpo de agua. Para gran parte de los casos donde no hay muchos estudios también se puede usar índices basados en valores de sensibilidad de especies como el grado trófico (índice trófico) o al contenido de materia orgánica.

- Usando grupos algales y sus índices: Este enfoque trabaja usando índices basados en las abundancias relativas y en el valor indicador de los principales grupos algales. Por ejemplo, el uso del exceso de cianobacterias indica eutrofia o presencia de cianotoxinas.
- Usando parámetros relacionados con la biomasa: La biomasa puede medirse directamente con el recuento en general (células/ml), el biovolumen (mm^3/L) e indirectamente con la concentración de clorofila. Estos parámetros ya tienen su procedimiento estandarizado.

Parámetros fisicoquímicos

Las propiedades físicas y químicas dependen en gran medida de las características de los ríos y quebradas que alimentan los embalses y represas. Este razonamiento deriva del agua que llena estas estructuras con la materia orgánica y los minerales producto de la erosión del terreno por el que pasan (Roldán Pérez & Ramírez Restrepo, 2008).

El agua almacenada en la Represa Cularjahuira es destinada para riego agrícola y según la norma peruana D.S.004-2017-MINAM corresponde a la “Categoría 3: Riego de vegetales y bebidas de animales”.

Tabla 2

Estándares de Calidad Ambiental (ECA) Categoría 3: Rangos de parámetros fisicoquímicos, inorgánicos y metales pesados

Parámetros	Unidad de medida	D1: Riego de vegetales		D2: Bebida de animales
		Agua para riego no restringido (c)	Agua para riego restringido	Bebida de animales
FÍSICOS- QUÍMICOS				
Aceites y Grasas	mg/L	5	10	
Bicarbonatos	mg/L	518		**
Cianuro Wad	mg/L	0,1		0,1

Parámetros	Unidad de medida	D1: Riego de vegetales		D2: Bebida de animales
		Agua para riego no restringido (c)	Agua para riego restringido	Bebida de animales
Cloruros	mg/L	500		**
Color (b)	Color verdadero Escala Pt/ Co	100 (a)		100 (a)
Conductividad	(μ S/cm)	2 500		5 000
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5)	mg/L	15		15
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	40		40
Detergentes (SAAM)	mg/L	0,2		0,5
Fenoles	mg/L	0,002		0,01
Fluoruros	mg/L	1		**
Nitratos + Nitritos	mg/L	100		100
Nitritos	mg/L	10		10
Oxígeno Disuelto (valor mínimo)	mg/L	≥ 4		≥ 5
Potencial de Hidrógeno (pH)	Unidad de pH	6,5 – 8,5		6,5 – 8,4
Sulfatos	mg/L	1 000		1 000
Temperatura	$^{\circ}$ C	$\Delta 3$		$\Delta 3$
INORGÁNICOS				
Aluminio	mg/L	5		5
METALES PESADOS				
Arsénico	mg/L	0,1		0,2
Bario	mg/L	0,7		**
Berilio	mg/L	0,1		0,1
Boro	mg/L	1		5
Cadmio	mg/L	0,01		0,05
Cobre	mg/L	0,2		0,5
Cobalto	mg/L	0,05		1

Parámetros	Unidad de medida	D1: Riego de vegetales		D2: Bebida de animales
		Agua para riego no restringido (c)	Agua para riego restringido	Bebida de animales
Cromo Total	mg/L	0,1		1
Hierro	mg/L	5		**
Litio	mg/L	2,5		2,5
Magnesio	mg/L	**		250
Manganeso	mg/L	0,2		0,2
Mercurio	mg/L	0,001		0,01
Níquel	mg/L	0,2		1
Plomo	mg/L	0,05		0,05
Selenio	mg/L	0,02		0,05
Zinc	mg/L	2		24

Δ 3: significa variación de 3 grados Celsius respecto al promedio mensual multianual del área evaluada

_El símbolo ** dentro de la tabla significa que el parámetro no aplica para esta Subcategoría. Los valores de los parámetros se encuentran en concentraciones totales, salvo que se indique lo contrario.

Nota. Tabla editada por el autor a partir del D.S. N°004-2017-MINAM (2017).

Turbidez y transparencia. La turbidez es un parámetro que depende de la concentración de partículas en suspensión, todo material suspendido interviene causando dispersión, absorción de la luz y por tanto limitando la zona eufótica. La turbiedad de las aguas se debe a la presencia de material suspendido y coloidal como arcilla, limo, materia orgánica e inorgánica finamente dividida, plancton y otros organismos microscópicos.

Inversamente proporcional a la turbidez, está la transparencia, que podemos medir con ayuda de un disco de Secchi (DS), este es un instrumento sencillo y artesanal para estimar la penetración luminosa o transparencia. La guía de UNESCO & IAEA (2016) indica que:

“La medida de profundidad de visión del disco Secchi (D) es de gran utilidad para elegir las profundidades adecuadas de toma de muestras para análisis de fitoplancton. Así pues, en aguas oceánicas muy transparentes la capa fótica y profundidad de compensación (aprox. $2,7 \times D$) es mucho más profunda que en aguas costeras de elevada turbidez, y es necesario planear las profundidades de toma de muestras en consonancia”. (p. 15)

Conductividad. La conductividad eléctrica se define como la capacidad de una sustancia de conducir corriente eléctrica, esta propiedad está muy ligada la cantidad de sales disueltas, pero como la contribución de cada especie iónica a la conductividad es diferente, aunque coincide proporcionalmente, el valor medido y el número total de iones en solución tiene una relación más compleja de lo que

aparentan. La unidad de medición que se usa es el S/cm, $\mu\text{S/cm}$ o mS/cm (Rodier, Legube, & Merlet, 2009).

Sólidos totales disueltos. La medida de sólidos totales disueltos (TDS) es un índice de la cantidad de sustancias disueltas en el agua, y proporciona una indicación general de la calidad química. El contenido que lo conforma puede ser muy variado albergando aniones inorgánicos disueltos (como carbonatos, bicarbonatos, cloruros, sulfatos, fosfatos y nitratos), cationes (como calcio, magnesio, sodio, potasio, amonio, etc.), materia orgánica e inorgánica particulada (aceites, grasas, arcillas, arenas, fangos, etc.). Este parámetro influye directamente en la turbidez, el color del agua, la salinidad y en consecuencia la conductividad del mismo. Para su análisis el procedimiento es sencillo, se calcula por diferencia de pesos donde la alícuota es un volumen conocido filtrado y evaporado en una estufa a ($180\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 1 hora). El valor del TDS se mide por unidad de volumen de agua (mg/L) (UDELAR, 2016).

Temperatura. La temperatura es uno de los principales parámetros que afectan en la calidad del agua, este tiene gran importancia, influye sobre la solubilidad de las sales y gases, como el oxígeno, sobre las velocidades en el metabolismo (toda la actividad biológica), difusión (conductividad) y reacciones bioquímicas. Por ejemplo, las altas temperaturas estimulan la putrefacción, con lo se consume el oxígeno disuelto y aumenta la DBO, entre otras consecuencias que también pueden transformar la comunidad biológica del ecosistema entre temporadas.

Según UDELAR (2016), la temperatura en la columna del cuerpo de agua varía dependiendo de la velocidad de mezcla entre el agua profunda y el calentamiento del agua superficial, si la diferencia es notable se forman estratos (desde la superficie, epilimnion, metalimnion e hipolimnion).

Oxígeno disuelto. El oxígeno es vital para la respiración de organismos y microorganismos aerobios, este es moderadamente soluble en el agua y esta solubilidad varía de acuerdo a otros factores disminuyendo con el aumento de la temperatura y salinidad y cuando disminuye la presión atmosférica.

Según UDELAR (2016) y Chacón Chaquea (2016), el oxígeno disuelto también brinda información como indicador del balance entre fotosíntesis y respiración y por ende es clave en el control de la contaminación en las aguas superficiales. Un rango aceptable para agua no contaminada varía entre 7 y 14 mg/L (en equilibrio con la atmósfera), estos valores disminuyen por los factores antes mencionados y principalmente por altas cargas de materia orgánica.

pH. El pH es un parámetro que mide la concentración de iones hidrógeno presentes en el agua. La medida del pH tiene amplia aplicación en el campo de las aguas naturales y residuales. Es una propiedad básica e importante que afecta a muchas reacciones químicas (por ejemplo, cambios en la solubilidad de los nutrientes, formación de precipitados, etc.) y biológicas.

Según UDELAR (2016) el pH de las aguas naturales depende de las características de la cuenca de drenaje, la fotosíntesis, la capacidad de

amortiguación del medio, la oxidación de la materia orgánica y la transformación química de sustancias minerales, así como de la acción de contaminantes. El valor del pH compatible con la vida en las aguas naturales varía entre 6 y 9, pero los efectos letales aparecen en valores extremos menores a 4,5 y mayores a 9,5 como consecuencia de la desnaturalización de las proteínas.

Nitrógeno. Según Romero Rojas (2009), el nitrógeno es de gran importancia por su papel en los procesos vitales de todas las plantas y animales (ciclo del nitrógeno), de acuerdo a su valencia pueden presentarse en diversas formas (amoníaco, nitrito, nitrato o nitrógeno orgánico) y su dinámica puede revelar información del estado ecológico de un cuerpo de agua, por ejemplo, una alta concentración de nitrógeno orgánico o amoniacal es característica de una polución reciente, mientras que cuando predomina los nitratos indica una polución de un largo tiempo.

Fósforo. El mismo autor describe que el fósforo es un elemento esencial en el crecimiento de algas, pero un exceso de este nutriente es perjudicial y dañino para la calidad del agua o su uso. Así como el nitrógeno, existen diferentes formas en la que el fósforo se presenta, los principales son, desde el más simple hasta el más complejo: ortofosfatos, polifosfatos y fosfatos orgánicos. Considerando la importancia del fósforo como nutriente, este ayuda no solo en el estudio de la polución de ríos, lagos y embalses, sino también en los procesos químicos y biológicos de purificación y tratamiento de aguas residuales.

Clorofila. Según Rodier, Legube, & Merlet (2009), todo organismo fotosintético posee clorofila, esta corresponde aproximadamente del 1 al 2% del peso seco de las algas, por lo que su medición también se puede usar como indicador de la biomasa algal. Se puede encontrar a los pigmentos de clorofila en dos formas, una activa que mantiene el nombre y una segunda forma degradada llamada feopigmentos. La relación entre las dos formas nos permite determinar el estado fisiológico de las poblaciones fitoplanctónicas: Si la proporción de feopigmentos es mayor, entonces las células son más viejas y degradadas. Para el estudio de este parámetro, puede usarse diferentes métodos de cuantificación como la espectrometría, la fluorometría y la cromatografía líquida de alta resolución (HPLC).

La eutrofización

Roldán Pérez & Ramírez Restrepo (2008) la define como un proceso normal en cualquier sistema acuático continental antiguo o de aguas costeras que resulta del aumento de nutrientes, el autor redacta 5 principales consecuencias:

- El aumento de la producción en términos de biomasa.
- Disminución de diversidad de especies.
- Fuertes fluctuaciones de oxígeno disuelto, dióxido de carbono y pH en el ciclo día-noche.
- Alta demanda bioquímica de oxígeno en el fondo.

- Aparición de densas masas de algas y vegetación acuática que terminan llevando al embalse a una “distrofia”.

Ante la eutrofización, la norma más racional es la de "prevenir" la eutrofización en los embalses, pues corregirla es a menudo costoso y difícil, sino imposible. Otros promotores de la eutrofización por exceso de nutrientes tienen origen en fuentes antropogénicas (descarga de aguas residuales, el uso de fertilizantes, la erosión de suelos agrícolas o gases ambientales industriales) por lo que otro concepto aceptable se refiere al cambio de estado trófico a otro nivel superior por un aumento de nutrientes. La determinación del estado trófico de un cuerpo de agua es una herramienta fundamental para la gestión de la calidad del agua y aunque se conoce que los principales actores son el nitrógeno y fósforo, la clasificación del estado se basa en el nutriente limitante que por lo general es el fósforo.

El proceso de eutrofización comienza con el enriquecimiento de nutrientes que promueve el crecimiento y la multiplicación del plancton; este aumento repentino y exagerado de fitoplancton provoca una turbidez, se genera una capa superficial (aquí predominan cianobacterias) donde el oxígeno disuelto que se produce no baja al resto del cuerpo de agua sino se escapa a la atmósfera. En cambio, en el fondo del cuerpo de agua, debido a la turbidez, el plancton existente se reduce hasta que muere siendo sustituido por descomponedores como

microorganismos anaeróbicos; estos nuevos habitantes aprovechan los detritos acumulados para desarrollarse produciendo sustancias tóxicas (amoníaco, sulfuro de hidrógeno, metano, entre otros).

En resumen, debido a los nutrientes extras la actividad metabólica sube, pero la disponibilidad de oxígeno se va reduciendo hasta que ya no resulta sustentable y la diversidad comienza a morir para dar paso a un nuevo orden donde las bacterias anaerobias predominan, entonces el estado trófico ha cambiado a uno eutrófico. Podemos evaluar la eutrofización mediante el grado de eutrofia, para esto existen diversos métodos como por ejemplo la abundancia relativa porcentual y el índice de diversidad de Shannon-Wiener del fitoplancton o también podemos usar el Índice de Estado Trófico (Moreno Franco et al., 2010).

IV. MARCO METODOLÓGICO

4.1 Tipo y diseño del estudio

La presente investigación es de tipo descriptivo de diseño longitudinal.

4.2 Población

La población está constituida por la comunidad fitoplanctónica en el embalse de la Represa Cularjahuira durante el periodo mayo - diciembre 2024.

4.3 Zona de estudio

La actual Represa Cularjahuira, reinaugurada el 14 de julio del 2022 gracias al trabajo conjunto entre autoridades locales, el Ministerio de Desarrollo Agrario y Riego (MIDAGRI) y Southernm Perú, está ubicada a 4076,28 m.s.n.m. en el distrito de Camilaca, provincia de Candarave en Tacna.

Ubicación Política:

Región	:	Tacna
Departamento	:	Tacna
Provincia	:	Candarave
Distrito	:	Camilaca

Georreferencia:

Se ubica según Datum WGS 84 en las coordenadas geográficas:

Latitud Sur : 17°10'19.5'' S

Latitud Oeste : 70°22'44.6'' O

Y en la Zona 19 Sur en coordenadas estándar UTM se ubica entre:

Coordenada Este : 353331.75

Coordenada Norte : 8100125.57

Ubicación Hidrográfica:

El área de estudio pertenece a la Cuenca Locumba.

Área Administrativa:

Se encuentra dentro de la jurisdicción de la Autoridad Administrativa del Agua AAA-Caplina-Ocoña y la Autoridad Local del Agua ALA-Locumba-Sama (SNIP, 2016).

Área de análisis:

Laboratorio de Procesos Ecológicos de la Escuela Profesional de Biología

Microbiología

Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Escuela Profesional de Agronomía

Importancia de la Represa Cularjahuirá

Según Pino Vargas et al. (2016), Tacna y sus cuatro cuencas se caracterizan en su mayoría por ser áridas, típico del desierto en el que se encuentra, pero en el periodo de lluvias se genera una oferta hídrica muy importante en la zona alto andina (Cuenca Maure y parte alta de la cuenca Locumba y Sama) que es crítica para atender las necesidades hídricas de la región. En la cuenca Locumba, donde se ubica el estudio, se ve aumentada la disponibilidad de agua en los ríos Callazas, Salado, Tacalaya y Quebrada Honda, pero en la época de estiaje estas necesidades hídricas no siempre logran ser cubiertas, cabe resaltar que aún en los años más críticos de sequía siempre hay excedentes hídricos perdidos cuando llegan al mar.

Antes de la Represa Cularjahuirá, la comunidad tenía un pequeño dique de 15 metros de altura, que desde 1998 almacenaba aproximadamente entre 200 y 300 mil metros cúbicos de agua para uso agrícola, con el paso del tiempo presentaba deficiencias estructurales, filtraciones y su almacenamiento ya no satisfacía la demanda (SNIP, 2016).

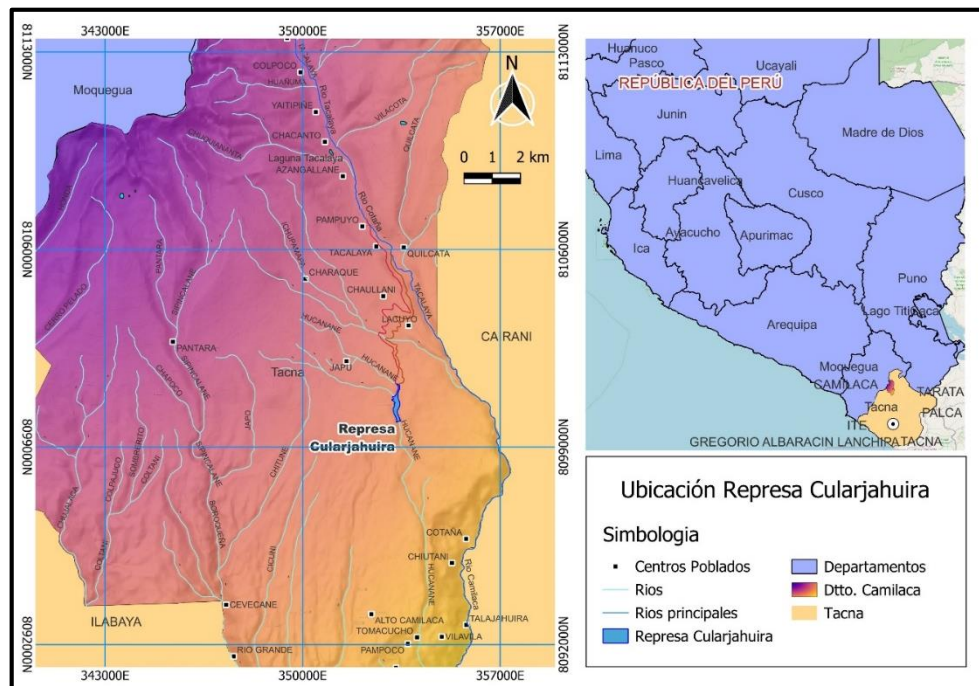
La actual presa, de tipo CFRD (Concrete Faced Rockfill Dam o Presa de enrocado con cara de concreto), tiene 41,72 m. de altura (39 m. de almacenamiento) y 180 m. de longitud de corona. Esta infraestructura hídrica permite el almacenamiento de hasta 2,55 millones de metros cúbicos

de agua (2,35 MMC de volumen útil) en época de lluvias (principalmente enero-marzo).

En él convergen escorrentías superficiales y principalmente agua del río Tacalaya a través de dos canales denominados “Tacalaya 1” y “Tacalaya 2”, este último es la principal con una capacidad de 400 L/seg (hasta 1000 L/seg en época de lluvia) desde la quebrada Tacalaya; en promedio, ambos permiten trasvasar 630 L/seg. El agua almacenada está destinada para riego agrícola en los sectores de Paramarca, Tantani y Tomachuco sumando 500 hectáreas de cultivos, 95% de estos son destinados al orégano como principal actividad económica, aunque se proyecta que puede extenderse a mediano plazo unas 280 hectáreas adicionales en el sector Alto Camilaca (Grupo México - Southern Perú, 2022; LATAM Construction, 2022).

Figura 3

Ubicación geográfica de la Represa Cularjahuira



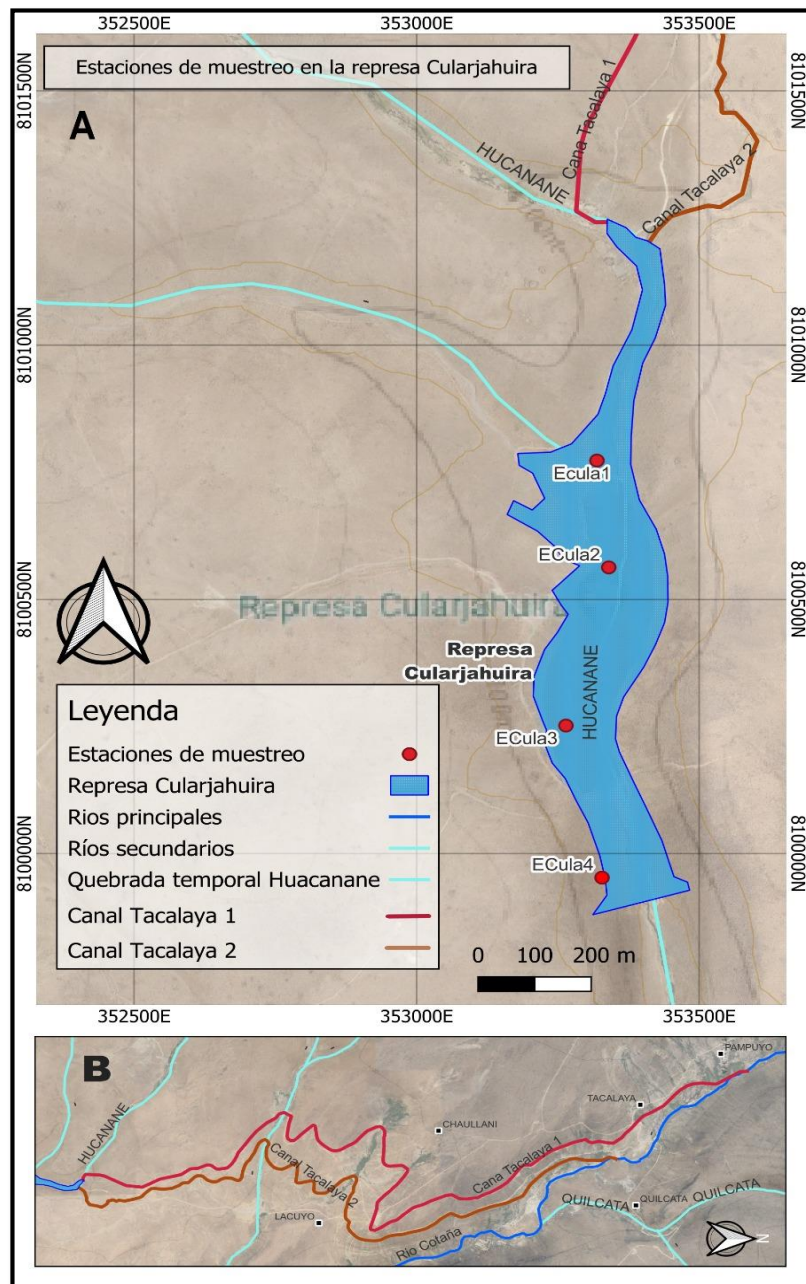
Nota. Figura elaborada por el autor.

4.3.1 Estaciones de muestreo

Se establecieron 4 estaciones de muestreo correspondientes a intervalos de 250 m. aproximadamente, en estos se realizaron la medida de los parámetros fisicoquímicos in situ y la colecta de muestras para el posterior análisis de nutrientes, metales totales y del fitoplancton.

Figura 4

Ubicación de estaciones de muestreo en el embalse de la Represa Cularjahuira



Nota. Figura editada por el autor a partir de Google Earth.

La codificación de las estaciones de muestreo sigue el Protocolo Nacional para Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos (R.J. N°010-2016-ANA, 2016), estos fueron identificados usando un sistema de posicionamiento global (GPS) donde las coordenadas están en el sistema UTM en estándar geodésico WGS84 y ordenados previa descripción en una tabla de doble entrada como se muestra a continuación:

Tabla 3

Estaciones de monitoreo en la Represa Cularjahuira

CÓDIGO	Descripción de estaciones de muestreo	COORDENADAS UTM WGS 84 ZONA 19 Hemisferio Sur	
		Este	Norte
ECula1	Primera estación de muestreo, que se encuentra frente a la desembocadura de los canales que alimentan el embalse.	353319	8100773
ECula2	Segunda estación de muestreo, se ubica en medio del cuello más ancho del embalse, frente a un borde en forma de coma.	353340	8100563
ECula3	Tercera estación de muestreo, se ubica en medio del ensanchamiento, frente a un pequeño borde saliente, antes del tramo regular que llega a la corona.	353264	8100252
ECula4	Cuarta estación, ubicada al final del embalse, cerca de la corona y la orilla próxima tiene una escalera de acceso.	353328	8099953

Nota. Tabla elaborada por el autor.

La colecta de las muestras consistió en la toma de una porción de agua en un punto determinado para su análisis individual. La frecuencia con la que se realizó fue mensual.

4.4 Técnicas de muestreo y análisis

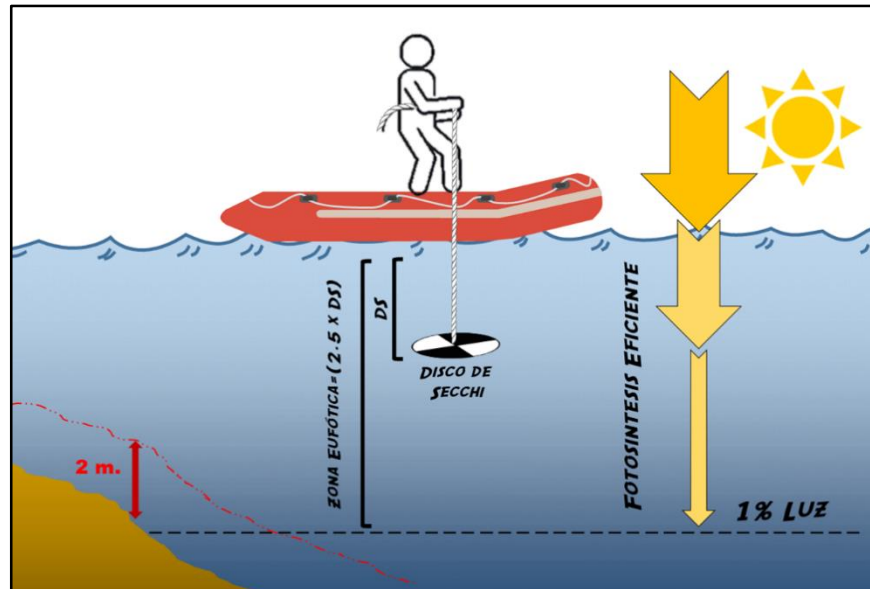
4.4.1 Medición de la zona eufótica

Según la guía de UNESCO & IAEA (2016) la medida de la profundidad de visión del disco Secchi nos sirve para calcular la zona eufótica, este último nos ayuda a determinar la profundidad del agua donde penetra la luz solar y se desarrolla el fitoplancton, además que también sirve como indicador indirecto (de baja confiabilidad) de la calidad del agua.

Con ayuda de una cuerda atada al disco, previamente marcada para medir distancias, se baja lentamente del lado del bote donde la sombra de esta no interfiera con la luz del sol hasta que la imagen del disco desaparezca de la visión del observador. Luego, se mide la diferencia restante de cuerda si fuera necesario y se multiplica por 2,5 para obtener la zona eufótica.

Figura 5

Medición y cálculo de la zona eufótica usando el disco de Secchi



Nota. Figura elaborada por el autor.

4.4.2 Recuento de fitoplancton en cámara de Sedgewick-Rafter

Es un método tradicional para el conteo de células que usa una cámara con una capacidad exacta de 1 ml que puede ser de cristal o plástico y tiene divisiones de 20x50 para el conteo.

Primero se homogeniza la muestra previamente fijada volteando los frascos con suavidad para que no se rompan las colonias o cadenas de fitoplancton, UNESCO & IAEA, (2016) recomienda de 30 a 50 veces. Inmediatamente después se toma una alícuota de 1 ml con una pipeta Pasteur desechable, se vierte en la cámara semiabierta (con el

cubreobjetos en diagonal) lo suficientemente rápido para que no se concentre en un lado, luego se termina de cerrar con el cubreobjetos y se obtiene una cámara con una distribución de células homogénea. La cámara ya cargada se llevará a un microscopio compuesto directo o invertido para la observación. Se recomienda trabajar con 2 a 3 alícuotas por muestra, cuidando que los datos no difieran más del 15%, valor que podría indicar un error de distribución o manipulación inadecuada.

La estimación de la densidad celular, tomando en cuenta la filtración y el número de celdas observadas, se hace con la siguiente ecuación modificada (8).

$$D(\text{cel/L}) = \frac{N \times \left(\frac{\text{n}^\circ \text{ celdas totales}}{\text{n}^\circ \text{ de celdas barridos}} \right) \times \left(\frac{V_f}{V_c} \right)}{V_{\text{mta}}} \quad (1)$$

Donde:

D= densidad celular (cel/L)

N= número de células contadas

V_f =Volumen de la muestra luego de la filtración (L)

V_c =Volumen de la cámara (L)

V_{mta} =Volumen total de la muestra(L)

4.4.3 Índices ecológicos de diversidad alfa

Riqueza específica (S):

Es la forma más simple de estimar la biodiversidad, esta se refiere al número total de especies que se pueda obtener en un estudio que produzca un inventario. A diferencia de los siguientes índices, este no toma en cuenta el valor de importancia de las especies.

Índice de riqueza de Margalef (D_{MG}):

Trabaja convirtiendo el número de especies por muestra en una proporción donde las especies son añadidas por expansión de la muestra. El menor valor que puede tener este índice es de 0, el cual indicaría una muy baja diversidad y alta dominancia de la única especie presente. Aunque no tiene un máximo valor fijo, todo resultado menor que 2 se considera de baja diversidad y viceversa.

$$D_{Mg} = \frac{S-1}{\ln N} \quad (2)$$

Donde:

S= número de especies

N=número total de individuos

Índice de dominancia de Simpson (λ):

$$\lambda = \sum p_i^2 \quad (3)$$

Donde:

p_i = abundancia proporcional de la especie i , es decir, el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

El índice tiene un rango de 0 a 1, entonces cuando el índice es 1, existe un solo individuo dominante y cuando es cercano a 0 se indica una diversidad alta.

Manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes. Como su valor es inverso a la equidad, la diversidad puede calcularse como $1 - \lambda$. Las unidades se indican como bits/ind.

Índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'):

$$H' = - \sum p_i \ln p_i \quad (4)$$

Donde:

p_i = abundancia proporcional de la especie i , es decir, el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

Este índice es un medidor de diversidad que considera principalmente la riqueza y la equitatividad, es independiente del tamaño de la muestra y expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. El rango de valores que maneja van desde 0 a (logaritmo natural de S) nats/individuo, donde S es el número total de especies. Esto se interpreta cuando los valores menores se acercan hasta el cero, hay dominancia de una sola especie (esto puede indicar una alta contaminación), mientras que los valores superiores (que se acercan al logaritmo del número de especies) son para las aguas con alta diversidad y uniformidad (aguas limpias, de mayor calidad). Las unidades que se representan originalmente usando base 2 son en

bits/ind., pero en ecología usamos logaritmo natural de unidades nats/ind (Moreno, 2001; Roldán Pérez & Ramírez Restrepo, 2008).

Índice de Pielou (J’):

Este índice mide la equitatividad de una comunidad biológica, esto quiere decir, qué tan uniformemente están distribuidos la abundancia entre las especies. Varía entre 0 (una sola especie) hasta 1 (todas las especies tienen el mismo número de individuos).

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}} = \frac{H'}{\ln(S)} \quad (5)$$

Dónde:

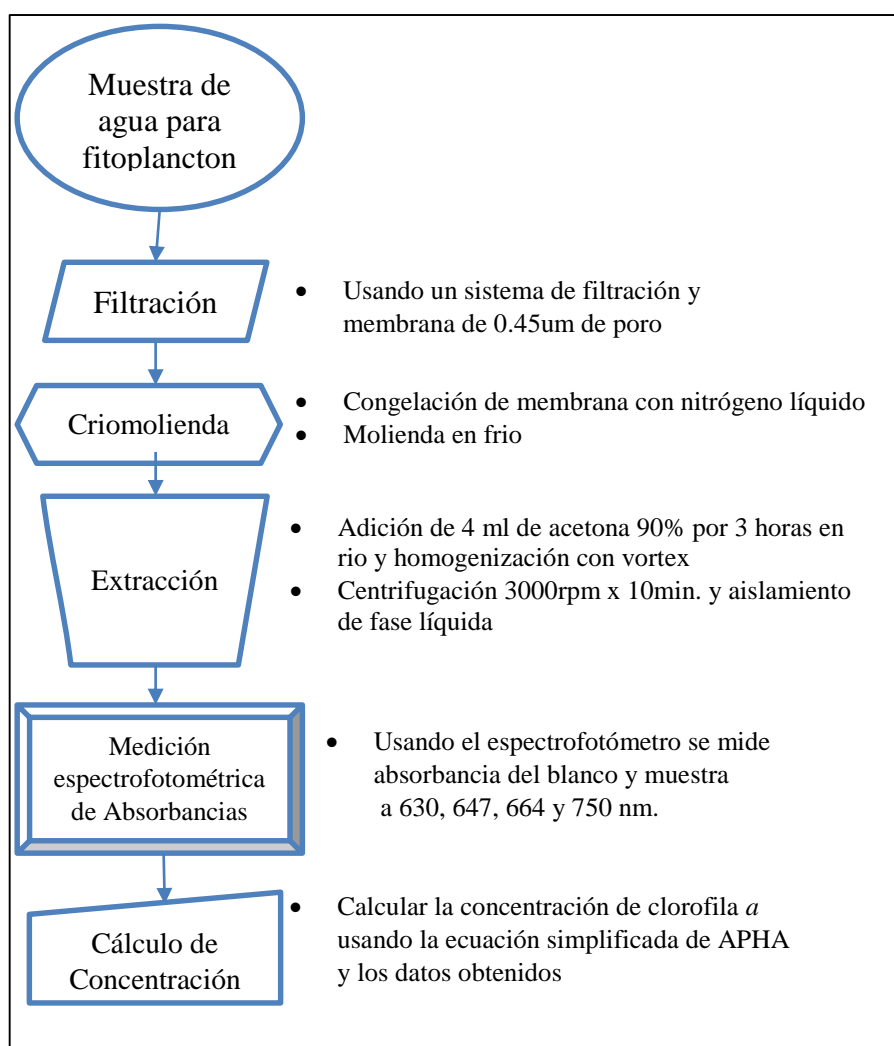
S representa el número de especies presentes.

H’ es el valor de diversidad de Shannon-Wiener

4.4.4 Determinación espectrofotométrica de la clorofila *a*

Figura 6

*Procedimiento para determinar la concentración de la clorofila *a**



Nota. Figura elaborada por el autor.

Dependiendo del aparente estado del agua se usan diferentes volúmenes en la filtración, para aguas eutróficas y mesotróficas se requiere menos volumen que puede ir de 200 ml. a 2 L., para aguas oligotróficas se recomienda un volumen de 5 a 7 litros de muestra, este volumen debe corregirse posteriormente para que corresponda al rango de lectura del espectrofotómetro, o sea que a 664 nm se obtenga una absorbancia entre 0,1 y 1,0.

La muestra debe pasar por un sistema de filtración armado con una membrana de 0,45 μm de poro, a una presión negativa máxima de 0,3 atm. El material de trabajo es la membrana con la biomasa que una vez obtenido es muy sensible por lo que se dobla sobre sí mismo evitando la pérdida de material y se lleva a un tubo de plástico previamente rotulado y cubierto con papel aluminio que lo protegerá de la fotodegradación.

Luego se realiza la criomolienda, donde el tubo de plástico que contiene la membrana se congela a temperatura $-196\text{ }^{\circ}\text{C}$ usando baños de nitrógeno líquido y se pulveriza con una bagueta de vidrio y metal que estén a la misma temperatura.

Para la extracción de la clorofila se adiciona al tubo un volumen conocido de acetona 90%, en este caso se usó 4 ml y se homogeniza

con un vortex por un mínimo de 30 segundos. El material se podrá guardar congelándose hasta por 3 horas en un congelador normal.

Después de homogenizar se procede a centrifugar el tubo por 10 min. a 3000 rpm donde se obtiene dos fases, una líquida con los pigmentos y la otra de material particulado sobrante.

Para cuantificar los tipos de clorofila se usa un espectrofotómetro donde se mide la absorbancia del blanco (acetona al 90%) y la fase líquida extraída a 630, 647, 664 y 750 nm.

Este procedimiento fue elaborado con base en metodologías descritas por Wasmund, Topp, & Schories (2006), Bursztyn Fuentes, Granitto, Maluendez Testoni, & Castro (2022) y APHA, AWWA, WEF (2023).

Con los valores obtenidos se calcula la concentración de clorofila *a* usando la ecuación (6).

$$Cl_a \left(\frac{mg}{m^3} \right) = V_e \left[\frac{11,85x(A_{664}-A_{750})}{V_f \times l} - \frac{1,54x(A_{647}-A_{750})}{V_f \times l} - \frac{0,08(A_{630}-A_{750})}{V_f \times l} \right] \quad (6)$$

Donde:

A_{750} = Densidad óptica del extracto a 750 nm

A_{664} = Densidad óptica del extracto a 664 nm

A_{647} = Densidad óptica del extracto a 647 nm

A_{630} = Densidad óptica del extracto a 630 nm

V_e = Volumen del extracto de etanol (ml)

V_f = Volumen de agua filtrada

l =longitud de paso de cubeta (1 cm)

(ecuación adaptada por el autor a partir de APHA, AWWA, WEF, 2023)

4.4.5 Determinación del estado trófico

Uno de los índices más usados para clasificar el estado de un cuerpo de agua es el índice de estado trófico o trophic state index (TSI), su clasificación se obtiene por un puntaje que comprende los números del 0 al 100.

Este índice se obtiene usando los valores de 3 parámetros: la transparencia determinada por el disco de Secchi, la concentración de clorofila *a* y la concentración de fósforo total. Aunque Carlson (1977) no categoriza su escala, diversos autores proponen rangos muy similares para el estado trófico al cual corresponden.

Tabla 4

Escala de valores del índice de estado trófico y valores de parámetros correspondientes

Estado trófico	TSI	Ds (m)	Pt (mg/m ³)	Chl a (mg/m ³)
	0	64	0,75	0,04
Oligotrófico (TSI <30)	10	32	1,5	0,12
	20	16	3	0,34
	30	8	6	0,94
Mesotrófico (30 < TSI < 60)	40	4	12	2,6
	50	2	24	6,4
	60	1	48	20
Eutrófico (60 < TSI < 90)	70	0,5	96	56
	80	0,25	192	154
	90	0,12	384	427
Hipereutrófico (90 < TSI < 100)	100	0,06	768	1183
Relación de los parámetros de eutrofización		$TSI_{DS} / 2$	$2 \times TSI_{PT}$	$\sqrt{7,8} TSI_{Chla_{\alpha}}$

Nota. Reproducido de Moreno Franco et al. (2010), basado en Carlson (1977).

Lo que sí propone el autor son las fórmulas para calcular el estado trófico usando los parámetros anteriormente mencionados.

Tabla 5

Fórmulas para estimar el estado trófico por parámetro

Parámetro de eutrofización	Fórmulas
Claridad del agua (m)	$TSI_{DS}=60-14,42Ln(Ds)$
Fósforo total (mg/ m ³)	$TSI_{PT}=14,42Ln(P_T)+4,18$
Clorofila <i>a</i> (mg/m ³)	$TSI_{Chl a}=9,8Ln(Chl a)+30,6$

Nota. Tabla editada por el autor a partir de Carlson (1977).

4.4.6 Determinación del nivel trófico

Otro índice usado frecuentemente es el índice de nivel trófico o trophic level index (TLI), muy parecido al TSI en el uso de sus parámetros, pero también considera el nitrógeno total por lo que se considera más complejo, su clasificación se obtiene por un puntaje que comprende los números del 0 a 7, desde ultra-microtrófico hasta hipertrófico (Burns, Rutherford, & Clayton, 1999).

Tabla 6*Escala de valores para el índice de nivel trófico (TLI)*

Tipo de Lago	Valor TLI	Chl. a (mg/m ³)	DS (m)	PT (mg/m ³)	NT (mg/m ³)
Ultra-microtrófico	0 – 1	0,13 - 0,33	33 – 25	0,84 - 1,8	16 – 34
Microtrófico	1 – 2	0,33 - 0,82	25 – 15	1,8 - 4,1	34 – 73
Oligotrófico	2 – 3	0,82 - 2,00	15 – 7	4,1 – 9	73 – 157
Mesotrófico	3 – 4	2 – 5	7 - 2,8	9 – 20	157 – 337
Eutrófico	4 – 5	5 – 12	2,8 - 1,1	20 – 43	337 – 725
Supertrófico	5 – 6	12 – 31	1,1 - 0,4	43 – 96	725 – 1558
Hipertrófico	6 – 7	>31	<0,4	>96	>1558

Nota. Reproducido de Burns, Rutherford, & Clayton (1999).

El TLI total se obtiene promediando los valores obtenidos de los niveles tróficos correspondientes a los cuatro parámetros que integra, las fórmulas que el mismo autor propone son las siguientes:

Tabla 7*Fórmulas para estimar el nivel trófico por parámetro*

Parámetro de eutrofización	Fórmulas
Claridad del agua (m)	$TL_{DS}=5,10+2,27\log(1/DS)$
Fósforo total (mg/m ³)	$TL_{PT}=0,218+2,92\text{Log}(PT)$
Nitrógeno total (mg/m ³)	$TL_{NT}=-3,61+3,01\text{Log}(NT)$
Clorofila a (mg/m ³)	$TL_{Chl\ a}=2,22+1,103\text{Lg}(Chl\ a)$

Nota. Fuente modificado de Burns, Rutherford, & Clayton (1999).

4.5 Materiales

4.5.1 Materiales de campo

Cooler grande y refrigerantes, frascos de plástico de 120 ml, 500 ml y 1 L., baldes de plástico, pipetas pasteur de 1 ml., multiparámetro Hach 40D, equipo GPS, disco de Secchi, botella Nyskin de policarbonato de 5 L. marca Water Mark, red de fitoplancton de 10 μ m de abertura, ficha de datos de campo, papel toalla, guantes de nitrilo, bolsas desechables, botas de jebe, guantes químicos, lapiceros, plumones indelebles, cinta adhesiva, libreta de apuntes y bote.

4.5.2 Materiales de Laboratorio

Guantes, mascarillas, gafas de seguridad, bata de laboratorio, porta y cubreobjetos, membrana filtrante SAMIEX 0,47mm x 0,45 μ m, cubetas desechables 1 cm x 1 cm para espectrofotómetro, tubos de plástico de 10 ml con tapa, pinzas, vasos precipitados de 100, 250 y 500 ml, pipetas de 1 y 10 ml, propipeta, gradilla, papel aluminio, termo de transporte para nitrógeno líquido, papel toalla.

4.5.3 Equipos

Microscopio Nikon Eclipse Si RS, disco de Secchi, cámara de Sedgewick-Rafter, centrífuga, equipo de filtración al vacío (embudo, portafiltro, pinzas de aluminio, base, matraz Erlenmeyer y bomba de vacío), congeladora, espectrofotómetro PEAK T-9200S y vortex MIXER LABNET.

4.5.4 Reactivos

Agua destilada, solución de lugol, formaldehído 40%, acetona 90% y nitrógeno líquido.

4.5.5 Programas de análisis

Microsoft Office, Excel, PowerPoint, ToupView, R y QGis

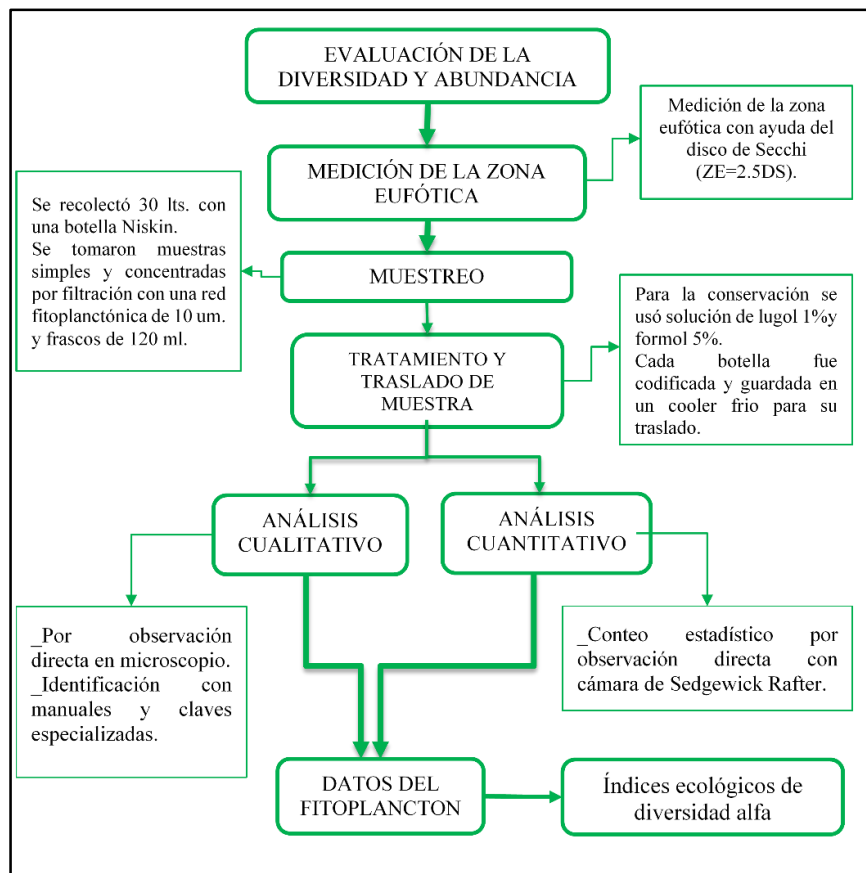
4.6 Metodología de estudio

La siguiente metodología de estudio fue organizada para cumplir con los objetivos planteados. A continuación, se describen los procedimientos según los objetivos específicos para garantizar un enfoque claro y eficiente en la investigación.

Para el primer objetivo se propuso evaluar la composición y estructura del fitoplancton en el embalse de la Represa Cularjahuirra mediante la caracterización taxonómica y el recuento de las especies presentes, estas fueron ordenadas en una tabla para su estudio. A continuación, un diagrama de flujo resumirá el procedimiento.

Figura 7

Metodología para evaluar la diversidad y abundancia del fitoplancton



Nota. Figura elaborada por el autor.

4.6.1 Medición de la zona eufótica

En la Figura 5 se describe la manera en que se toma la profundidad de visión del disco de Secchi. El Anexo 2 describe una ficha donde se anotará la medida de la profundidad de visión del disco de Secchi de cada punto de muestreo, todo en unidades de metros y se calculará (multiplicando por 2,5) la zona eufótica.

4.6.2 Muestreo de fitoplancton

El muestreo se realizó de forma horizontal, a lo largo del embalse, se designó 4 estaciones de muestreo determinadas principalmente por su facilidad de acceso, la zona de estudio en el cuerpo de agua corresponde a la zona eufótica (calculada al momento usando el disco de Secchi) tratando de evitar la orilla y el fondo donde el levantamiento de sedimentos producido por el movimiento del agua generaría una contaminación en las muestras, por lo que el muestreo se realizó en bote.

El volumen de agua que se recolectó dependía del aparente estado trófico del ecosistema, lo que Samanez Valer et al. (2014) recomiendan para muestras simples es una botella de 150 ml. y para muestras concentradas por filtración, de 30 a 40 litros para Oligotróficos o de 10 a 20 litros para mesotróficos a eutróficos.

Por razones de accesibilidad, tiempo y temperatura, en cada punto de muestreo recolectó aproximadamente 30 litros para la muestra concentrada usando una botella hidrográfica tipo Niskin de 5 litros de capacidad (previo lavado con el agua del embalse). Para obtener el volumen total de muestra por estación se dividió las 6 cargas de la botella en profundidades equidistantes (6 profundidades los 4 primeros meses y 3 el resto), de manera que sean representativas de toda la zona eufótica.

Luego, las muestras se filtraron con una red fitoplanctónica con apertura de malla de 10 μ m y almacenadas en frascos de 120 ml para su posterior tratamiento.

4.6.3 Preservación, etiquetado y traslado de muestras

Luego de tomar la muestra de agua y trasvasar su contenido a frascos limpios se procedió a adicionar el preservante en dos tiempos.

Para la primera parte, al momento del muestreo, se usó una solución de lugol (yoduro potásico) a una concentración de 1,0 ml por 100 ml de muestra. El lugol es recomendado para periodos de conservación cortos (meses), ya que no representa los inconvenientes de higiene y seguridad que supone el formol. Luego de una hora se agregó formol

en una concentración de 5% para asegurar la preservación de las muestras (Samanez Valer et al., 2014 & UNESCO & IAEA, 2016). Para el etiquetado de cada botella se usó códigos de identificación por estación, este también indicaba la fecha y hora de recolección, el preservante utilizado, el uso de la muestra y el método de recolección usando un marcador indeleble (Anexo 1).

Para el traslado de muestras, los frascos se guardaron verticalmente en un cooler refrigerado para protegerlos de la luz y mantener una temperatura fría.

4.6.4 Análisis cualitativo de fitoplancton

El análisis cualitativo se realizó en el laboratorio de “Procesos Ecológicos” con la identificación de la taxones presentes en la muestra sin tomar en cuenta la cantidad de cada una.

El método que se usó para el análisis cualitativo fue la observación directa en microscopio: primero se homogeniza suavemente los frascos que contienen la muestra preservada, luego se toma una alícuota con una pipeta descartable y usando porta y cubreobjetos de vidrio se llevará a observación en el microscopio, en este caso modelo Nikon Eclipse Si RS.

Con el microscopio y usando el programa ToupView se tomaron fotos de las especies encontradas, describiendo el tamaño y objetivo con el que se observan.

Identificación por claves:

Para la identificación de fitoplancton se usaron las siguientes claves y manuales de identificación:

- “*A Guide to Common Diatoms at Water Pollution Surveillance System Station*” de Federal Water Pollution Control Administration (1996).
- “*Cianobacterias Planctónicas de Uruguay: Manual para la identificación y medidas de gestión*” del PHI de la UNESCO.
- “*A Key to the More Frequently Occurring Freshwater Algae*” de Edward G. Bellinger y David C. Sige en “*Freshwater Algae*”.
- “*Gêneros de algas de águas Continentais do Brasil: Chave para identificação e descrições*” de Carlos E. de M. Bicudo y Mariângela Menezes.
- “*Algae of the Western Great Lakes Area: An illustrated key to the Genera of Desmids and Freshwater Diatoms*” de G.W. Prescott.

4.6.5 Análisis cuantitativo de fitoplancton

El objetivo del análisis cuantitativo es tener una estimación estadística de las especies registradas previamente en el inventario del análisis cualitativo. El método que se usó para la cuantificación fue la observación directa en microscopio usando la cámara de Sedgewick-Rafter.

El conteo en cámara de Sedgewick-Rafter, descrito anteriormente en el subtítulo 4.4.2, permite tener una estimación cuantitativa de la concentración de cada especie y es a partir de estos datos que se trabajó los siguientes análisis para cumplir los objetivos.

4.6.6 Composición y abundancia de la comunidad fitoplanctónica

La composición se ordenó una tabla donde se clasificaron taxonómicamente para analizar la actual estructura de la comunidad y su diversidad.

La abundancia, determinada por el conteo de los organismos celulares, nos reveló la densidad de cada especie y también se ordenó en una tabla de doble entrada versus los meses para compararlos.

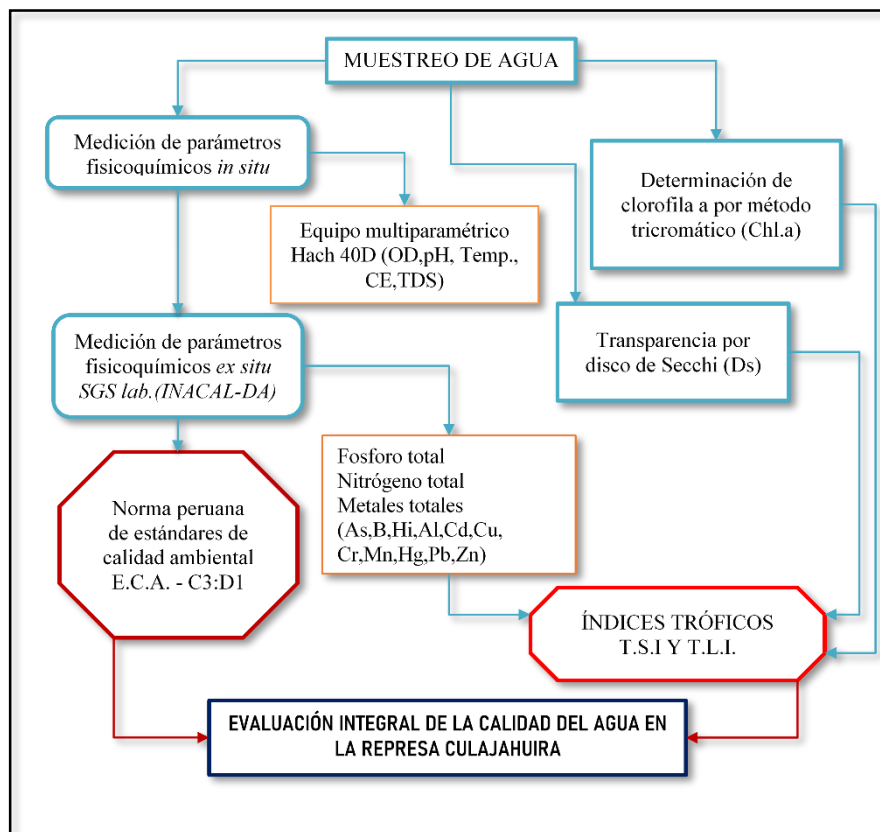
4.6.7 Índices ecológicos de diversidad alfa

Los índices que se consideraron para evaluar la calidad del agua en el embalse con características de oligotróficas fueron la riqueza, el índice de riqueza de Margalef, el índice de dominancia de Simpson, el índice de diversidad de Shannon-Wiener y el de equidad de Pielou. En el subtítulo 4.4.3 de Índices ecológicos de diversidad alfa se describen los conceptos y las fórmulas correspondientes a los índices ecológicos mencionados, luego se creó una tabla de doble entrada meses vs índices con los datos obtenidos para su análisis e interpretación.

Para el segundo objetivo se propuso realizar una evaluación integral de la calidad del agua mediante cuadros comparativos mensuales entre los parámetros fisicoquímicos y los índices tróficos. A continuación, la siguiente figura resume el procedimiento elaborado para obtener una amplia visión de la calidad del agua en el embalse.

Figura 8

Metodología para la evaluación integral de la calidad del agua



Nota. Figura elaborada por el autor.

4.6.8 Medición de parámetros fisicoquímicos

La evaluación de parámetros fisicoquímicos se realizó a la par que se obtenía muestras de fitoplancton, se evaluaron en dos etapas correspondientes al lugar de medición, la clorofila que es una de ellas se mencionara aparte.

La primera etapa fue la medición de parámetros fisicoquímicos *in situ*. Para la medición de los parámetros *in situ* se usó el medidor portátil y multiparamétrico modelo Hach 40D y una muestra representativa del agua que fue tomada a la par se realizaba el muestreo fitoplanctónico descrito en el anterior objetivo. Se apartó 500 ml en un envase de boca ancha, donde se introdujeron los sensores y cuando se estabilizaron los valores se procedió a registrarlos en el equipo y anotarlos en físico. Los parámetros que mide el equipo multiparamétrico son: la conductividad eléctrica, el oxígeno disuelto, el pH, la temperatura y sólidos totales disueltos; todos los valores fueron anotados para cada estación de muestreo en la ficha de datos mensual (Anexo 2) a lo largo del estudio realizado. La segunda etapa fue la medición de parámetros fisicoquímicos *ex situ* y externalización de análisis químicos. Para la medición de otros parámetros que no pueden ser medidos *in situ* se usó muestras integradas de las cuatro estaciones (1 litro) para que lo analice el

laboratorio especializado en análisis químico SGS (acreditado por INACAL-DA), este proporcionó los materiales necesarios y cuando la muestra lo requería se le daba un tratamiento de acuerdo a las indicaciones del laboratorio. Los parámetros y métodos correspondientes que se encargaron al laboratorio especializado fueron:

- Fósforo total (SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 4500-P.F,J; 24th.:2023 Phosphorus. Automated Ascorbic Acid Reduction Method. Persulfate Method for Simultaneous Determination of Total Nitrogen and Total Phosphorus)
- Nitrógeno total (SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 4500-P.J; 23rd Ed.:2017 Phosphorus. Persulfate Method for Simultaneous Determination of Total Nitrogen and Total Phosphorus)
- Metales Totales que incluyen Arsénico y Boro, entre otros (EPA- Method 200.8 Rev. 5.4, 1994. 2016. Determination of trace elements in water and wastes by Inductively Coupled Plasma-Mass spectrometry)

El periodo de evaluación para estos parámetros varió en 2 grupos, el fósforo y nitrógeno total fueron monitoreados mensualmente, mientras los metales totales fueron evaluados de forma trimestral.

La evaluación de los metales totales se realizó de forma trimestral debido a que estos elementos suelen presentar variaciones lentas en el tiempo, sobre todo en cuerpos de agua estáticos y donde no ingresan afluentes por la temporada que es el caso.

4.6.9 Determinación de clorofila *a*

La determinación de la clorofila *a* se realizó de manera mensual, por el método tricromático que usa la espectrofotometría para calcular las absorbancias a ciertas longitudes de onda y calcular su concentración. En la *Figura 6* se muestra un flujograma que resume el procedimiento completo, este se basa principalmente en el *Standard “Methods for Examination of Water and Wastewater”* de APHA,AWWA,WEF (2023), entre otros más, que garantizan la calidad y reproducibilidad de los datos.

Para la determinación de la clorofila *a* también se tomaron muestras que integraban las cuatro estaciones, un previo sondeo exploratorio meses antes determinó el volumen inicial necesario, esta se almaceno dentro de botellas de plástico nuevas que se mantuvieron refrigeradas hasta llegar al laboratorio donde se realizó la filtración, la criomolienda, la extracción, la medición espectrofotométrica y por último el cálculo de final para obtener la concentración.

4.6.10 Determinación del estado trófico

El índice de estado trófico (TSI) es una herramienta muy común usada para ver el estado de un cuerpo de agua, sobre todo si se sospecha de una eutrofización, tiene una escala de 0 al 100 pero solo toma en cuenta 3 parámetros (fósforo total, clorofila *a* y el disco de Secchi) que se pueden usar individualmente o integrándose.

En la presente investigación se usó los datos obtenidos de la medición de la zona eufótica, la medición de parámetros fisicoquímicos (Fósforo total) y la determinación de clorofila *a* para clasificar el estado del agua según el valor del índice obtenido para cada mes.

4.6.11 Determinación del nivel trófico

El índice de nivel trófico (TLI) es un índice parecido al TSI pero que considera el nitrógeno total además de los 3 parámetros clásicos del TSI, tiene una escala del 0 al 7 y cada unidad de nivel corresponde a un tipo de lago. De igual forma que el anterior, se usó los datos obtenidos anteriormente para obtener los valores correspondientes a cada mes.

4.6.12 Determinación del coeficiente Nt/Pt

El coeficiente entre el nitrógeno total y fósforo total es un indicador del nutriente limitante y es útil tomarlo en cuenta para evaluar el crecimiento de grupos fitoplanctónicos que pueden indicar eutrofización. Según Guildford & Hecky (2000) la deficiencia de algún nutriente en agua dulce es más consistente y común de lo que podría ser en el mar; concluye que el crecimiento fitoplanctónico deficiente en nitrógeno se da cuando el coeficiente Nt/Pt es <20 molar, el crecimiento deficiente en fósforo se da cuando el coeficiente Nt/Pt es >50 molar y en el espacio intermedio de ellos cualquiera de los dos nutrientes puede ser el limitante.

Tabla 8

Criterios para interpretación del coeficiente Nt/Pt

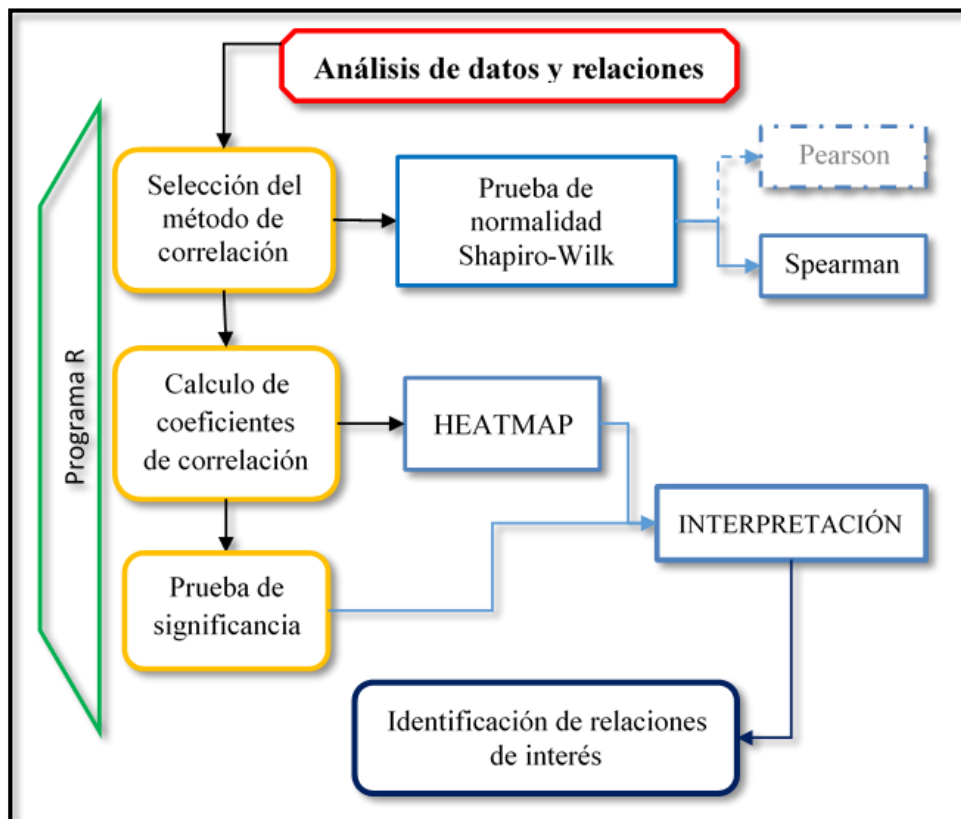
Coeficiente Nt/Pt		Interpretación
molar	peso	
<20	<9,1	Limitación por nitrógeno
20 – 50	9,1 – 22,6	Posible colimitación
>50	>22,6	Limitación por fósforo

Nota. Tabla elaborada por el autor a partir de datos de Guildford & Hecky (2000)

Para el tercer objetivo se propuso analizar las relaciones entre la estructura del fitoplancton y la calidad del agua, usando los indicadores estudiados en los dos objetivos anteriores. Esto nos permitió ver el grado de la relación entre ellos, estos coeficientes de correlación nos ayudan a identificar fuertes relaciones, pero este método no asegura la causalidad entre ellos.

Figura 9

Procedimiento para identificar correlaciones de interés



Nota. Figura elaborada por el autor.

4.6.13 Selección del método de correlación por normalidad Shapiro-

Wilk:

Para explorar las relaciones luego de analizar los datos que se obtuvieron, se debe escoger un modelo de correlación entre Pearson y Spearman. Si los datos son continuos, normalmente distribuidos y se espera una relación lineal, se utiliza el coeficiente de correlación de Pearson, al contrario, si los datos no son normalmente distribuidos o no lineal, se utiliza el coeficiente de correlación de Spearman.

Se usó la prueba de Shapiro-Wilk en el programa R para evaluar si los valores de los parámetros y abundancias siguen una distribución normal.

4.6.14 Cálculo de Coeficientes de correlación

Con el modelo de correlación y usando el programa R, se comenzó a generar coeficientes de correlación que se ordenaron en matrices, comparando parámetros fisicoquímicos y los índices contra las abundancias del fitoplancton en un mapa de calor “heatmap” modificado. En el caso de las abundancias se usaron los filos y géneros con presencia continua ya que la tolerancia durante el tiempo de estudio podría indicar un potencial bioindicador.

La fórmula para calcular el coeficiente de Spearman que usa el programa R es:

$$\rho = \frac{\text{cov}(R_x, R_y)}{\sigma_{R_x} \cdot \sigma_{R_y}} \quad (7)$$

Donde:

ρ es el coeficiente de correlación

n es el número de observaciones

R_x, R_y son los rangos asignados a los valores originales

$\text{cov}(R_x, R_y)$ es la covarianza entre los rangos de las variables X y Y

$\sigma_{R_x} \cdot \sigma_{R_y}$ son las desviaciones estándar de los rangos X y Y

4.6.15 Prueba de significatividad para coeficientes de correlación

La prueba de significancia permite determinar si la asociación entre variables es estadísticamente significativa, considerando un nivel de $\alpha = 0,05$, las correlaciones con $p < 0,05$ son interpretadas como significativas. Para evaluar la significancia estadística de las correlaciones obtenidas mediante el coeficiente de correlación de Spearman, se calcularon los valores p correspondientes en el mismo programa.

Se usó la aproximación de la distribución t de Student para determinar si las asociaciones observadas eran lo suficientemente fuertes para considerarse influyentes. La fórmula de t usando el coeficiente de correlación de Spearman es:

$$t = \frac{\rho \sqrt{n-2}}{\sqrt{1-\rho^2}} \quad (8)$$

Donde:

ρ es el coeficiente de correlación

n es el número de observaciones

$n-2$ son los grados de libertad

4.6.16 Identificación de relaciones de interés

Con los datos obtenidos se seleccionaron las correlaciones con mejores valores desde las clasificadas como “correlaciones altas” para identificar asociaciones importantes entre las variables. La siguiente tabla muestra la interpretación asignada a los valores que se pueda obtener:

Tabla 9

Rangos para la interpretación del coeficiente de Correlación de Spearman

Valor del coeficiente rho	Significado
-1	Correlación negativa grande y perfecta
-0,9 a -0,99	Correlación negativa muy alta
-0,7 a 0,89	Correlación negativa alta
-0,4 a -0,69	Correlación negativa moderada
-0,2 a -0,39	Correlación negativa baja
-0,01 a -0,19	Correlación negativa muy baja
0	-
0,01 a 0,19	Correlación positiva muy baja
0,2 a 0,39	Correlación positiva baja
0,4 a 0,69	Correlación positiva moderada
0,7 a 0,89	Correlación positiva alta
0,9 a 0,99	Correlación positiva muy alta
1	Correlación negativa grande y perfecta

Nota. Fuente de Martínez Rebollar & Campos Francisco (2015).

Para el cuarto objetivo se propuso identificar los factores más relevantes asociados al estado del embalse, se usó un análisis de tipo PCA, esto nos ayudó a identificar relaciones o patrones complejos que no se pueda ver a simple vista con las correlaciones.

4.6.17 Análisis de componentes principales

Utilizando el programa R, se realizó un análisis de componentes principales (PCA), esta técnica concentra la mayor parte de la varianza total de los datos en los primeros componentes principales, permitiendo reducir la complejidad, simplificar el análisis y facilitar la comprensión de los datos.

Para emplear esta herramienta es necesario que los datos estén completos y conserven su distribución en un mismo rango por lo que se procedió a estandarizar usando el método z-core que es apropiado para PCA. Los valores escalados tienen media cero y desviación estándar unitaria para evitar que variables con mayores rangos dominen la variabilidad.

Se corrió el código correspondiente para el análisis y se obtuvo:

- Una tabla con la distribución de la varianza explicada por los componentes del PCA.
- Una figura de barplot las contribuciones independientes a los dos primeros componentes principales.
- Una figura de biplot entre los dos primeros componentes principales.

Para la interpretación del biplot se debe considerar que los factores están representados por flechas, la dirección que tienen indican su relación respecto a los componentes principales que se analizan y la longitud indica que tanto contribuye, por lo que si la flecha es más larga y se acerca al círculo su contribución es mayor. Si dos flechas tienen ángulos que se aproximan a 90° , su correlación es baja, caso contrario cuando son ángulos agudos, su correlación es buena y positiva, o flechas opuestas su correlación es buena y negativa.

V. RESULTADOS

5.1 Composición y abundancia del fitoplanctónica

A continuación se presenta la tabla completa con la lista taxonómica de las especies encontradas en el presente estudio.

Tabla 10

Lista taxonómica de las especies de fitoplancton en el embalse de la Represa Cularjhuira en el periodo mayo - diciembre 2024

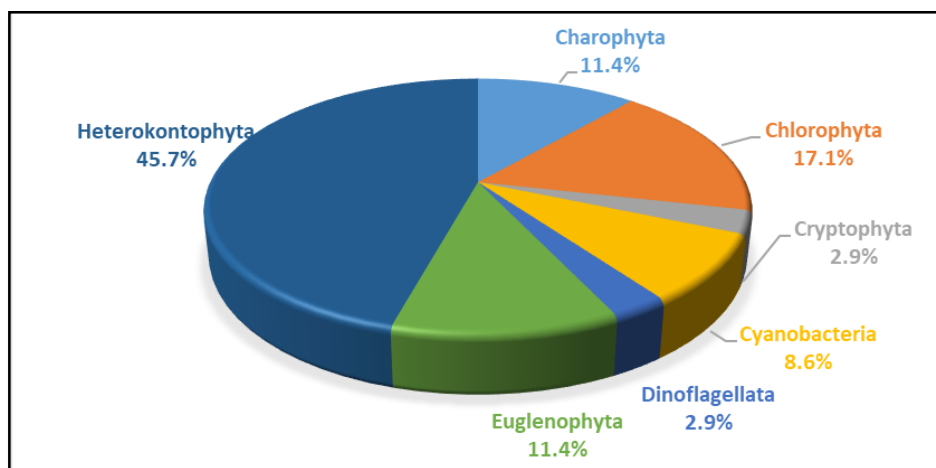
Filo	Clase	Orden	Familia	Género y especie
				<i>Traquelomonas hispida</i>
Euglenophyta	Euglenophyceae	Euglenales	Euglenaceae	<i>Traquelomonas sp.</i>
				<i>Colacium sp.</i>
		Sphaeropleales	Neochloridaceae	<i>Golenkinia radiata</i>
		Pseudanabaenales	Pseudanabaenaceae	<i>Pseudanabaena sp.</i>
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Nostocales	Aphanizomenonaceae	<i>Anabaena sp.</i>
			Nodulariaceae	<i>Nodularia sp.</i>
Cryptophyta	Cryptophyceae	Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	<i>Cryptomonas sp.</i>
Dinoflagellata	Dinophyceae	Peridinales	Peridiniaceae	<i>Peridinium cinctum</i>
		Naviculales	Naviculaceae	<i>Navicula sp.</i>
		Cymbellales	Anomoeoneidaceae	<i>Anomoeoneis sp.</i>
		Rhabdonematales	Tabellariaceae	<i>Asterionella Formosa</i>
				<i>Ulnaria ulna</i>
Heterokontophyta	Bacillariophyceae	Licmophorales	Ulnariaceae	<i>Ulnaria sp.</i>
		Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Synedra radians</i>
		Rhopalodiales	Rhopalodiaceae	<i>Rhopalodia gibba</i>
				<i>Rhopalodia gibberula</i>

Filo	Clase	Orden	Familia	Género y especie
				<i>Ephytemia sorex</i>
		Cymbellales	Gomphonemataceae	<i>Gomphonema sp.</i>
		Surirellales	Surirellaceae	<i>Cymatopleura solea</i>
				<i>Nitzschia sigmoidea</i>
		Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Nitzschia sp.</i>
				<i>Aulacoseira granulata</i>
	Coscinodiscophyceae	Aulacoseirales	Aulacoseiraceae	
		Melosirales	Melosiraceae	<i>Melosira sp.</i>
	Chrysophyceae	Synurales	Mallomonadaceae	<i>Mallomonas akrokomos</i>
		Desmidiiales	Desmidiaceae	<i>Staurastrum sp.</i>
	Zygnematophyceae	Spirogyrales	Spirogyraceae	<i>Spirogyra sp.</i>
		Desmidiiales	Desmidiaceae	<i>Cosmarium sp.</i>
	Klebsormidiophyceae	Klebsormidiales	Elakatotrichaceae	<i>Elakatothrix sp.</i>
			Volvocaceae	<i>Eudorina sp.</i>
		Chlamydomonadales	Sphaerocystidaceae	<i>Sphaerocystis sp.</i>
				<i>Acutodesmus sp.</i>
	Chlorophyceae	Sphaeropleales	Scenedesmaceae	
		Oedogoniales	Oedogoniaceae	<i>Oedogonium sp.</i>
		Sphaeropleales	Schizochlamydeaceae	<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>
	Trebouxiophyceae	Chlorellales	Oocystaceae	<i>Oocystis lacustris</i>

Nota. Tabla elaborada por el autor.

Figura 10

Representatividad taxonómica de especies fitoplanctónicas por filo en el embalse de la Represa Cularjahuira (mayo – diciembre 2024)

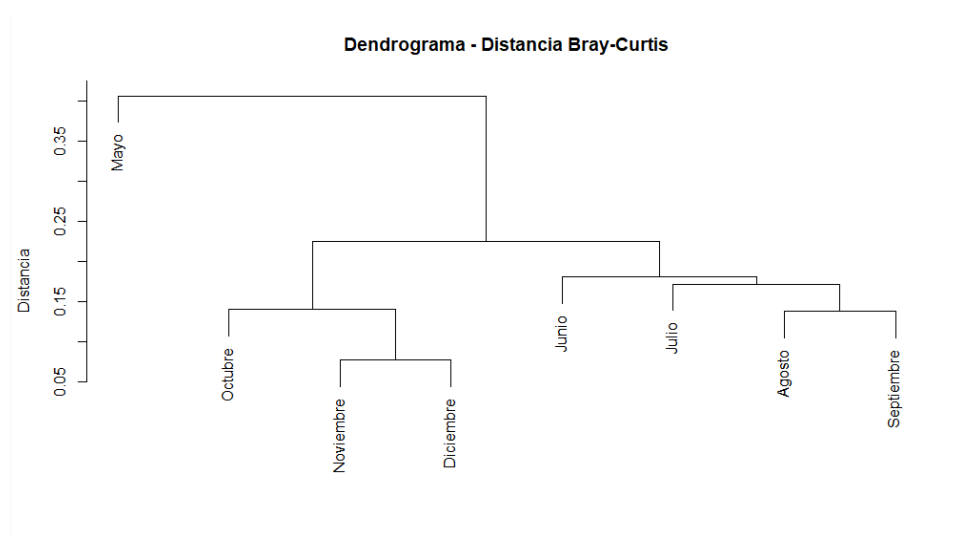


Nota. Figura elaborada por el autor.

Como se observa en la Tabla 10 y la Figura 10, el presente estudio registró 35 especies (riqueza total), agrupadas en 7 filos. El filo más grande es el Heterokontophyta con el 45,7% (16 especies) del total de especies registradas, seguidos de Chlorophyta con el 17,1% (6 especies), Charophyta con el 11,4% (4 especies), Euglenophyta con el 11,4% (4 especies), Cyanobacteria con el 8,6% (3 especies), Cryptophyta y Dinoflagellata con el 2,9% (1 especie) cada uno.

Figura 11

Dendrograma de similitud mensual - distancia Bray-Curtis del fitoplancton en el embalse de la Represa Cularjahuira (mayo – diciembre 2024)



Nota. Figura elaborada por el autor

La Figura 11 muestra un dendrograma de similitud mensual indicando que tan diferentes son las comunidades en cuanto a su composición taxonómica, sin considerar abundancias. Los valores altos, cercanos a la unidad, indican mayor disimilitud. El mes de mayo se encuentra alejado del resto, su comunidad es moderadamente diferente al resto de meses y aun presenta características de la estación húmeda, en contraste, pares como noviembre-diciembre y agosto-septiembre presentan alta similitud. El grupo principal (de junio a diciembre) se divide en 2 subgrupos de buenas similitudes que reflejan sucesiones temporales.

Tabla 11*Abundancia (células/L) y abundancia relativa mensuales del fitoplancton por filo en el embalse de la Represa**Cularjahuira (mayo - diciembre 2024)*

Filo	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
Charophyta	58,6 0,006%	483,9 0,454%	1881,9 4,450%	4323,3 4,645%	4292,0 4,056%	3049,3 1,002%	300,8 0,024%	789,5 0,321%
Chlorophyta	3220,6 0,355%	564,5 0,529%	12999,5 30,741%	31654,1 34,006%	4652,3 4,396%	15330,0 5,040%	6127,8 0,489%	1798,2 0,732%
Cryptophyta	585,6 0,064%	967,7 0,907%	47,4 0,112%	37,6 0,040%	0,0 0	0,0 0	0,0 0	394,7 0,161%
Cyanobacteria	33377,3 3,676%	16774,2 15,722%	13394,8 31,675%	19699,2 21,163%	12750,6 12,049%	17000,8 5,589%	20563,9 1,642%	17456,1 7,102%
Dinoflagellata	2986,4 0,329%	161,3 0,151%	174,0 0,411%	188,0 0,202%	0,0 0	0,0 0	0,0 0	0,0 0
Euglenophyta	3981,8 0,439%	6532,3 6,122%	47,4 0,112%	1240,6 1,333%	532,6 0,503%	167,1 0,055%	375,9 0,030%	526,3 0,214%
Heterokontophyta	863768,1 95,131%	81209,7 76,115%	13742,8 32,498%	35939,8 38,611%	83599,6 78,996%	268629,9 88,314%	1224962,4 97,815%	224824,6 91,470%
Abundancia Mensual	907978,3 100%	106693,5 100%	42287,8 100%	93082,7 100%	105827,1 100%	304177,1 100%	1252330,8 100%	245789,5 100%

Nota. Tabla elaborada por el autor.

En la Tabla 11 se observa que el filo Heterokontophyta es el grupo dominante en casi todos los meses sobre todo en mayo y noviembre, la variación de la abundancia mensual está sujeta a este filo; el filo Cyanobacteria es el segundo más abundante y estable en el año respecto al resto, le sigue el filo Chlorophyta que fluctúa repetidamente; los filos Charophyta y Euglenophyta ya se consideran grupos de bajo aporte por que casi no influyen en la abundancia general; por último están los filo Cryptophyta y Dinoflagellata que tienen abundancias muy bajas y desde septiembre casi no están presentes.

Los meses de julio y agosto fueron los únicos donde la dominancia se repartió entre 3 filos, Heterokontophyta (32,5% y 38,61%), Cyanobacteria (31,68% y 21,16%) y Chlorophyta (30,74% y 34,01%).

La siguiente Tabla 12 muestra la composición taxonómica y la abundancia de la comunidad fitoplanctónica en el embalse de la Represa Cularjahuira desde mayo a diciembre del 2024 por especie. La abundancia se expresó en concentración (células/L) y se observa como varía mensualmente teniendo su máximo en noviembre y su mínimo en julio. Las especies más abundantes son *Aulacoseira granulata* (59,914%) seguida de *Asterionella formosa* (27,742%), ambas del filo Heterokontophyta pero de la clase coccinodiscophyceae y bacillariophyceae respectivamente.

Tabla 12

Abundancia mensual (células/L) por especie de fitoplancton en el embalse de la Represa Cularjahuira (mayo - diciembre 2024)

TAXONOMÍA	Abundancia (cel/L)							
	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
Filo Euglenophyta (Euglenozoa)								
Clase Euglenophyceae								
<i>Traquelomonas hispida</i>	409,9	80,6	0,0	37,6	0,0	0,0	37,6	43,9
<i>Traquelomonas sp.</i>	527,0	322,6	0,0	0,0	47,0	0,0	0,0	0,0
<i>Golenkinia radiata</i>	644,1	80,6	47,4	300,8	15,7	0,0	0,0	0,0
<i>Colacium sp.</i>	2400,8	6048,4	0,0	902,3	469,9	167,1	338,3	482,5
Filo Cyanobacteria								
Clase Cyanophyceae								
<i>Pseudanabaena sp.</i>	0,0	0,0	680,0	2368,4	235,0	0,0	3007,5	0,0
<i>Anabaena sp.</i>	33377,3	16774,2	3874,5	6616,5	1817,0	10233,9	13985,0	12543,9
<i>Nodularia sp.</i>	0,0	0,0	8840,3	10714,3	10698,6	6766,9	3571,4	4912,3
Filo Cryptophyta (Cryptista)								
Clase Cryptophyceae								
<i>Cryptomonas sp.</i>	585,6	967,7	47,4	37,6	0,0	0,0	0,0	394,7
Filo Dinoflagellata								

TAXONOMÍA	Abundancia (cel/L)							
	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
Clase Dinophyceae								
<i>Peridinium cinctum</i>	2986,4	161,3	174,0	188,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Filo Heterokontophyta								
Clase Bacillariophyceae								
<i>Navicula sp.</i>	351,3	967,7	427,0	639,1	266,3	793,7	1165,4	1140,4
<i>Anomoeoneis sp.</i>	234,2	0,0	47,4	0,0	0,0	41,8	263,2	87,7
<i>Asterionella Formosa</i>	833552,9	7338,7	553,5	1879,7	986,8	2297,4	1090,2	701,8
<i>Ulnaria ulna</i>	234,2	80,6	253,0	2255,6	235,0	1127,8	601,5	131,6
<i>Ulnaria sp.</i>	117,1	241,9	63,3	375,9	141,0	584,8	789,5	131,6
<i>Synedra radians</i>	0,0	2338,7	2514,5	4699,2	1629,1	751,9	1654,1	614,0
<i>Rhopalodia gibba</i>	0,0	80,6	268,8	2894,7	2678,6	10066,8	11353,4	4429,8
<i>Rhopalodia gibberula</i>	0,0	161,3	63,3	338,3	94,0	0,0	0,0	219,3
<i>Ephytemia sorex</i>	175,7	80,6	47,4	1240,6	751,9	3717,6	3308,3	3333,3
<i>Gomphonema sp.</i>	0,0	80,6	427,0	1466,2	375,9	334,2	563,9	263,2
<i>Cymatopleura solea</i>	0,0	0,0	0,0	338,3	360,3	4010,0	4624,1	1886,0
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	225,6	307,0
<i>Nitzschia sp.</i>	0,0	80,6	110,7	563,9	156,6	668,3	1391,0	43,9
Clase Coscinodiscophyceae								
<i>Aulacoseira granulata</i>	29102,6	66290,3	8666,3	18834,6	74091,5	235756,1	1190751,9	208771,9
<i>Melosira</i>	0,0	0,0	0,0	413,5	830,2	8479,5	7180,5	2763,2

TAXONOMÍA	Abundancia (cel/L)							
	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
Clase Chrysophyceae								
<i>Mallomonas akrokomos</i>	0,0	3467,7	300,5	0,0	1002,5	0,0	0,0	0,0
Filo Charophyta								
Clase Zygnematophyceae								
<i>Staurastrum sp.</i>	58,6	0,0	0,0	0,0	0,0	41,8	0,0	43,9
<i>Spirogyra sp.</i>	0,0	483,9	1881,9	4323,3	3054,5	1837,9	225,6	438,6
<i>Cosmarium sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	75,2	307,0
Clase Klebsormidiophyceae								
<i>Elakatothrix sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1237,5	1169,6	0,0	0,0
Filo Chlorophyta								
Clase Chlorophyceae								
<i>Eudorina sp.</i>	0,0	322,6	7907,2	21315,8	344,6	41,8	75,2	131,6
<i>Sphaerocystis sp.</i>	0,0	161,3	3052,2	9661,7	4276,3	3174,6	714,3	350,9
<i>Acutodesmus sp.</i>	58,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Oedogonium sp.</i>	0,0	0,0	2024,2	0,0	0,0	7309,9	0,0	0,0
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	644,1	0,0	15,8	676,7	15,7	292,4	263,2	263,2
Clase Trebouxiophyceae								
<i>Oocystis lacustris</i>	2517,9	80,6	0,0	0,0	15,7	4511,3	5075,2	1052,6
Abundancia total x mes	907978,3	106693,5	42287,8	93082,7	105827,1	304177,1	1252330,8	245789,5

Nota. Tabla elaborada por el autor.

La riqueza de especies tiene una variación progresiva con un incremento casi constante (excepto por una ligera caída entre octubre y noviembre) desde mayo (18) a diciembre (27), siendo estos mismos la mínima y la máxima riqueza registrada respectivamente. En la tabla podemos ver que la abundancia mensual ha variado en 3 tendencias, ha comenzado con una disminución inicial muy brusca desde mayo a julio, luego sube progresivamente de agosto a octubre, cuando ocurre un bloom fitoplanctónico que nos deja en noviembre con la mayor abundancia del estudio e inmediatamente después, una rápida caída en diciembre.

5.2 Índices ecológicos de diversidad alfa de la comunidad fitoplanctónica

Tabla 13

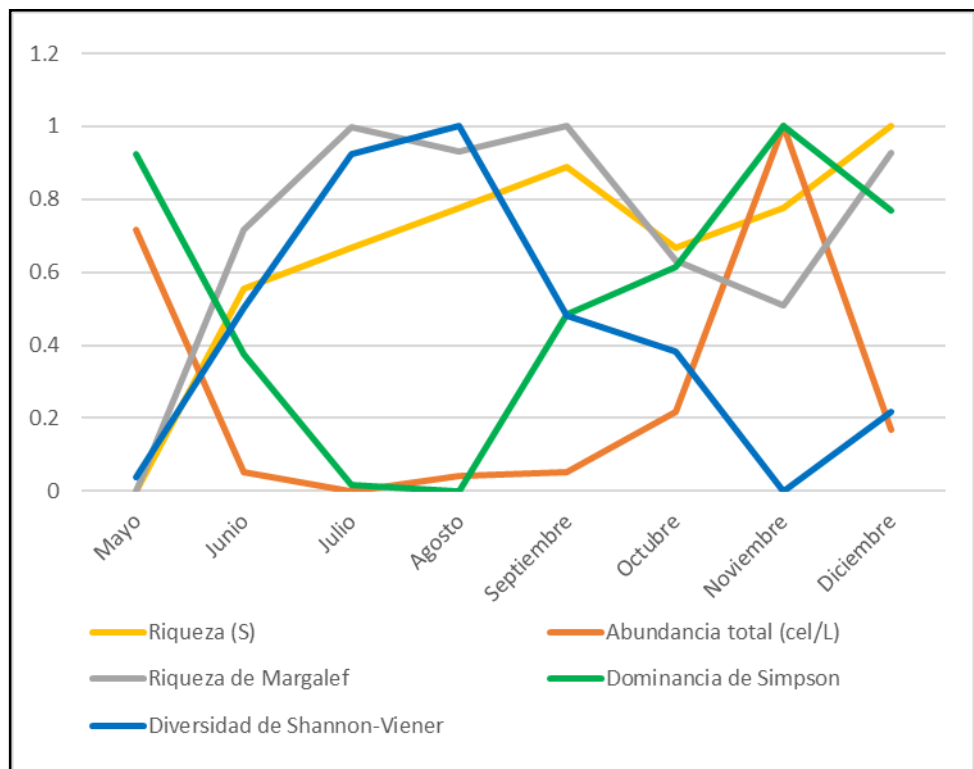
Índices ecológicos de diversidad alfa en el embalse de la Represa Cularjahuira (mayo - diciembre, 2024)

Mes	Riqueza (S)	Abundancia total (cel/L)	Riqueza de Margalef	Dominancia de Simpson	Diversidad de Shannon-Wiener	Máxima Diversidad de Shannon-Wiener	Equidad de Pielou
Mayo	18	907978,3	1,2392	0,8452	0,3952	2,8904	0,1367
Junio	23	106693,5	1,9002	0,4205	1,3601	3,1355	0,4338
Julio	24	42287,8	2,1592	0,1429	2,2311	3,1781	0,7020
Agosto	25	93082,7	2,0977	0,1305	2,3897	3,2189	0,7424
Septiembre	26	105827,1	2,1608	0,5045	1,3096	3,2581	0,4020
Octubre	24	304177,1	1,8217	0,6056	1,1071	3,1781	0,3484
Noviembre	25	1252330,8	1,7093	0,9044	0,3156	3,2189	0,0980
Diciembre	27	245789,5	2,0947	0,7252	0,7676	3,2958	0,2329

Nota. Tabla elaborada por el autor.

Figura 12

Tendencias normalizadas de índices ecológicos alfa del embalse de la Represa Cularjahuira (mayo - diciembre, 2024)



Nota. Figura elaborada por el autor.

En la Tabla 13 se observa los índices ecológicos aplicados en el tiempo de estudio y la Figura 12 muestra las tendencias normalizadas de estos índices, ambos permitieron evaluar la estructura, el equilibrio ecológico del embalse y cómo evolucionan en el tiempo de estudio. La riqueza de especies (S) mostró un incremento progresivo desde 18 a 27 especies, casi constante.

Las tendencias confirman una relación inversa entre dos grupos (abundancia y dominancia contra el resto) que se muestra más estable entre junio y octubre. En los meses más abundantes, mayo y noviembre, están los mayores valores de la dominancia de Simpson (0,845 y 0,904), los menores valores de diversidad de Shannon-Wiener (0,395 y 0,316) y los menores valores de equidad de Pielou (0,137 y 0,098); mientras que en los meses de menor abundancia, julio y agosto, están los menores valores de dominancia de Simpson (0,143 y 0,131), los mayores valores de diversidad de Shannon-Wiener (2,231 y 2,39) y los mayores valores de equidad de Pielou (0,702 y 0,742). La riqueza de Margalef es un índice ajustado al tamaño de muestra, la mayoría de los valores menores a 2 indican una baja riqueza respecto a su abundancia correspondiente, se determinó que además de julio y agosto, los meses de septiembre y diciembre también tienen una riqueza moderada que se encuentra cerca al límite inferior. el mayor valor se obtiene en septiembre con 2,161 y el peor en mayo con 1.239.

5.3 Parámetros fisicoquímicos

Tabla 14

Parámetros fisicoquímicos en el embalse de la Represa Cularjahuira en el periodo mayo - diciembre 2024.

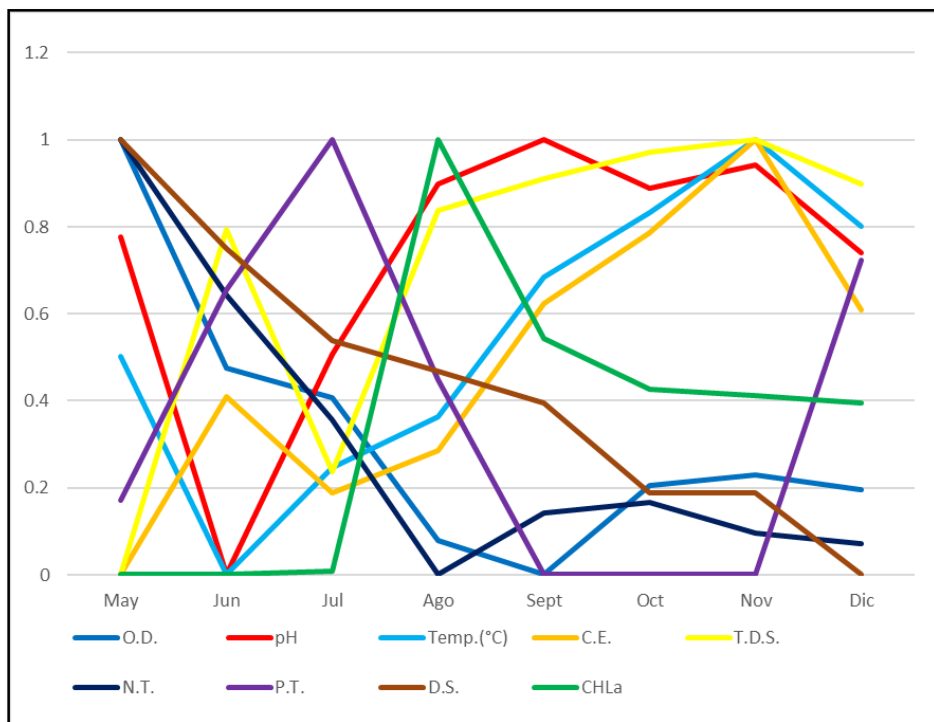
	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
OD (mg/L)	6,05	3,66	3,36	1,86	1,51	2,44	2,55	2,40
Ph	8,55	7,62	8,23	8,70	8,82	8,69	8,75	8,51
Temp. (°C)	11,2	6,5	8,8	9,9	12,9	14,3	15,9	14,0
CE (µS/cm)	238,5	281,9	258,4	268,8	304,5	321,7	344,4	303,0
TDS (ppm)	155,0	242,4	181,2	247,1	255,3	261,9	265,1	254,0
Chl a (µg/L)	0,0004	0,0015	0,018	2,206	1,197	0,941	0,910	0,874
Nt. (mg/L)	0,710	0,560	0,440	0,290	0,350	0,360	0,330	0,320
Pt. (mg/L)	0,015	0,029	0,039	0,023	<0,01	<0,01	<0,01	0,031
DS (m)	3,875	3,375	2,953	2,812	2,667	2,250	2,250	1,875

Nota. Tabla elaborada por el autor.

En la Tabla 14 se observa un resumen con los diferentes promedios de los parámetros fisicoquímicos obtenidos en el periodo de estudio: el oxígeno disuelto tiene una tendencia descendente desde mayo a septiembre, se considera hipóxico, su valor varía entre 1,51 y 6,05 mg/L, este último, de mayo, el único que cumple con el ECA correspondiente al cuerpo de agua (>4 mg/L); el pH se mantiene alcalino entre 7,62 y 8,82, los promedios de junio(7,62) y julio (8,23) son los únicos que cumplen con el ECA (6,5 – 8,5); la temperatura cambió de acuerdo a la estación entre frío y templado con el promedio más bajo en junio (6,5 °C) y el más alto en noviembre (15,9 °C); la conductividad eléctrica está estrechamente ligado a los sólidos totales disueltos, ambos aumentan desde mayo (238,5 μ S/cm y 155 ppm) a noviembre (344,4 μ S/cm y 265,1 ppm), excepto en julio donde cae ligeramente; la clorofila *a* que comenzó con trazas, tuvo un gran aumento en agosto (2,21 μ g/L), cuando comenzó a decrecer ligeramente hasta el final, pero siguieron considerándose como niveles bajos; el nitrógeno total decrece de mayo (0,71 mg/L) a agosto(0,29mg/L) y luego se mantiene constante con $0,34 \pm 2$ mg/L.; el fósforo total tiene bajos niveles con el máximo en julio (0,039 mg/L), pero de septiembre a noviembre no llega al valor mínimo detectable (<0,01 mg/L); por último, la transparencia por disco de Secchi comienza en mayo (3,875 m) y desciende constantemente hasta diciembre (1,875 m).

Figura 13

Tendencias normalizadas de parámetros fisicoquímicos en el embalse de la Represa Cularjahuira (mayo - diciembre 2024)



Nota. Figura elaborada por el autor.

En la Figura 13 se observa las tendencias de los parámetros fisicoquímicos previamente normalizados usando el método Min-Max, el cual ajusta los valores de 0 a 1, permitiendo observar sincronía entre pares de variaciones como pH-temperatura, conductividad-TDS y el nitrógeno total-oxígeno. De mayo hasta agosto las variaciones fueron bruscas y a partir de este mes se vuelven más lentas y progresivas respecto a las anteriores.

El muestreo trimestral de los metales totales permitió vigilar cambios estacionales: el primer análisis en mayo que representa el inicio del monitoreo y final de la temporada húmeda; el segundo en agosto, identificado como el mes seco más crítico; y el último en diciembre, que marca el cierre del año y refleja las condiciones luego de varios meses con cambios lentos en los parámetros fisicoquímicos.

Tabla 15

Concentraciones trimestrales de metales totales (mg/L) en el embalse de la Represa Cularjahuira (mayo - diciembre 2024)

Metales Totales	Unidad	ECA C3:D1	Mayo	Agosto	Diciembre
Arsénico	mg/L	0,10	0,014020	0,020100	0,039020
Boro	mg/L	1,00	0,194000	0,222000	0,458000
Hierro	mg/L	5,00	0,488100	0,033000	0,932400
Aluminio	mg/L	5,00	0,198000	0,300000	0,231000
Cadmio	mg/L	0,01	<0,000030	<0,000030	<0,000030
Cobre	mg/L	0,20	0,002500	0,001700	0,004870
Cromo	mg/L	0,10	<0,000300	<0,000300	0,149600
Manganeso	mg/L	0,20	0,030090	0,055600	0,030720
Mercurio	mg/L	0,001	<0,000090	<0,000090	<0,000090
Plomo	mg/L	0,05	0,000800	<0,000600	<0,000600
Zinc	mg/L	2,00	0,018900	0,005000	0,004100

Nota. "<" indica que el valor está por debajo del límite de detección. Tabla editada por el autor a partir del D.S. N°004-2017-MINAM, 2017.

Los resultados muestran que las concentraciones de los metales totales (principalmente arsénico y boro) se encuentran dentro de los límites establecidos por los estándares de calidad ambiental (ECA) para aguas de “Categoría 3, D1:Riego de vegetales”, esto indica que, en el tiempo de estudio, el embalse de la Represa Cularjahuira no presenta contaminación por los metales pesados descritos en la tabla.

5.4 Índices de calidad

Tabla 16

Índices de calidad del agua de la Represa Cularjahaira (mayo - diciembre 2024)

MES	Parámetros de Eutrofización	Valor	TSI	TSI compuesto	Estado de eutrofia	TLI	TLI compuesto	Tipo de Lago	Nt/Pt
Mayo	DS (m)	3,88	40,5	27,90	O	3,76	3,10	M	47,33
	PT (µg/L)	15	43,2			3,65			
	NT (µg/L)	710	-			4,97			
	CHLa (µg/L)	0,0004	0,0			0,00			
Junio	DS (m)	3,38	42,5	31,73	M	3,90	3,26	M	19,31
	PT (µg/L)	29	52,7			4,49			
	NT (µg/L)	560	-			4,66			
	CHLa (µg/L)	0,0015	0,0			0,00			
Julio	DS (m)	2,95	44,4	33,80	M	4,03	3,31	M	11,28
	PT (µg/L)	39	57,0			4,86			
	NT (µg/L)	440	-			4,35			
	CHLa (µg/L)	0,0180	0,0			0,00			
Agosto	DS (m)	2,81	45,1	44,28	M	4,08	3,79	M	12,61
	PT (µg/L)	23	49,4			4,19			
	NT (µg/L)	290	-			3,80			
	CHLa (µg/L)	2,206	38,4			3,09			

MES	Parámetros de Eutrofización	Valor	TSI	TSI compuesto	Estado de eutrofia	TLI	TLI compuesto	Tipo de Lago	Nt/Pt
Septiembre	DS (m)	2,67	45,9	38,53	M	4,13	3,43	M	35,00
	PT (µg/L)	10	37,4			3,14			
	NT (µg/L)	350	-			4,05			
	CHLa (µg/L)	1,197	32,4			2,42			
Octubre	DS (m)	2,25	48,3	38,56	M	4,30	3,42	M	36,00
	PT (µg/L)	10	37,4			3,14			
	NT (µg/L)	360	-			4,08			
	CHLa (µg/L)	0,941	30,0			2,15			
Noviembre	DS (m)	2,25	48,3	38,45	M	4,30	3,38	M	33,00
	PT (µg/L)	10	37,4			3,14			
	NT (µg/L)	330	-			3,97			
	CHLa (µg/L)	0,910	29,7			2,12			
Diciembre	DS (m)	1,88	50,9	44,64	M	4,48	3,76	M	10,32
	PT (µg/L)	31	53,7			4,57			
	NT (µg/L)	320	-			3,93			
	CHLa (µg/L)	0,874	29,3			2,07			

Nota. O=Oligotrófico; M= Mesotrófico. Tabla elaborada por el autor.

En la Tabla 16 tenemos un resumen de los índices de calidad aplicados en el periodo de estudio. Aunque inicialmente se evaluó los parámetros más conocidos de eutrofización (la transparencia del agua, el fósforo total y la clorofila *a*), no se obtuvo valores con rangos eutróficos en el periodo de estudio. El disco de Secchi que mide la transparencia del agua comienza con una distancia de 3,88 m en mayo y tiene un descenso progresivo hasta diciembre de 1,88 m. El fósforo total varía erráticamente, comienza en mayo (15 µg/L) con una tendencia ascendente hasta julio (39 µg/L) y cae hasta perderse por debajo del mínimo detectable (<10 µg/L) entre septiembre y noviembre para luego aparecer en diciembre con una recuperación casi total (31 µg/L.). La clorofila *a* es un parámetro confiable para estimar la calidad del agua, en los primeros tres meses del presente estudio la concentración de esta fue muy extremadamente baja (<0,04 µg/L), luego en agosto tiene un aumento significativo hasta 2,21 µg/L y se mantiene decreciendo ligeramente hasta diciembre 0,87 µg/L. El nitrógeno total tiene una tendencia decreciente desde mayo (710 µg/L) hasta agosto (290 µg/L) y luego sube en septiembre (350 µg/L) desde donde se mantiene casi constante hasta el final.

Para el índice de estado trófico (TSI) se obtuvieron los valores de índice para cada parámetro y el promedio total en cada mes, Los valores del TSI total variaron entre 27,9 y 44,6, en una escala que iba de 0 al 100 elaborada

por Carlson (1977), la clasificación correspondiente, mencionada por Moreno Franco et al. (2010), ubicó a mayo como el único oligotrófico, el resto de meses clasificaron como mesotróficos.

El índice de nivel trófico (TLI), que incluye el nitrógeno total, se trabajó de manera similar al TSI; los valores del TLI total variaron dentro del cuarto nivel (3-4), en una escala que iba de 0 a 7 elaborada por Burns et al. (1999), este nivel correspondía al tipo de lago mesotrófico.

Adicionalmente se obtuvo el coeficiente Nt/Pt para tomar en cuenta el nutriente limitante en cada mes. Los menores valores pertenecen a junio, julio, agosto y diciembre (19,31, 11,28, 12,61 y 10,32), según Tabla 8 estos indican una colimitación entre nitrógeno y fósforo; el resto de meses el coeficiente es mayor a 22,6 (peso) y se considera al fósforo como principal nutriente limitante.

5.5 Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk

Se aplicó el test de normalidad de Shapiro-Wilk tanto a los parámetros fisicoquímicos como a las abundancias de los principales filos fitoplanctónicos, con el objetivo de evaluar la distribución y normalidad de los datos.

Tabla 17

Prueba de normalidad Shapiro-Wilk en parámetros y abundancias fitoplanctónicas

Variable	W	p-valor	¿Distribución Normal?
Oxígeno Disuelto (OD)	0,8546	0,106	Sí
Potencial de Hidrógeno (pH)	0,7985	0,028	No
Temperatura (°C)	0,9683	0,884	Sí
Conductividad Eléctrica	0,9847	0,982	Sí
Sólidos Disueltos (TDS)	0,758	0,01	No
Nitrógeno Total (NT)	0,8293	0,058	Sí
Fósforo Total (PT)	0,878	0,18	Sí
Transparencia(DS)	0,9688	0,8885	Sí
Clorofila <i>a</i>	0,8688	0,147	Sí
Abundancia Total	0,7562	0,0096	No
Euglenophyta	0,7277	0,0046	No
Cyanobacteria	0,8021	0,03	No
Cryptophyta	0,7659	0,012	No
Dinoflagellata	0,4863	0,000007	No
Heterokontophyta	0,7622	0,011	No
Charophyta	0,8576	0,114	Sí
Chlorophyta	0,8253	0,053	Sí

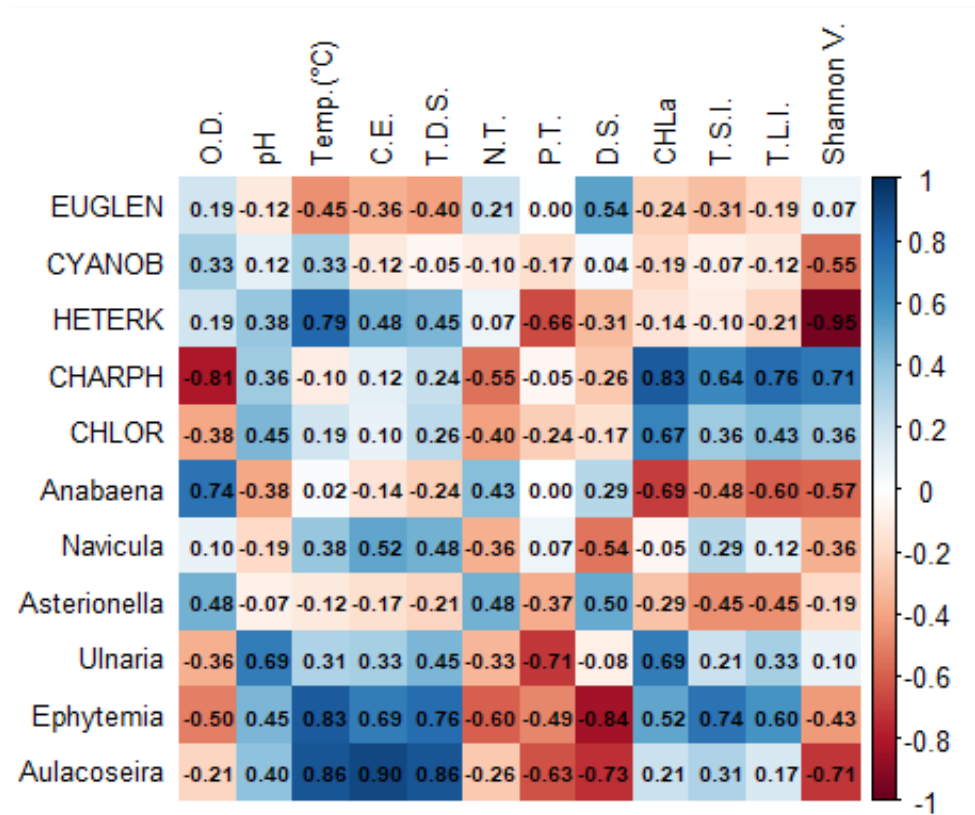
Nota. Tabla elaborada por el autor.

Como una parte de los parámetros y abundancias no presentaba una distribución normal ($p < 0,05$), se optó por utilizar el coeficiente de correlación de Spearman (prueba no paramétrica que no asume normalidad de los datos).

5.6 Matriz de coeficientes de correlación y prueba de significatividad

Figura 14

Heatmap de correlaciones “Spearman” entre parámetros fisicoquímicos, abundancias e índices del embalse Cularjahuira (mayo - diciembre, 2024)



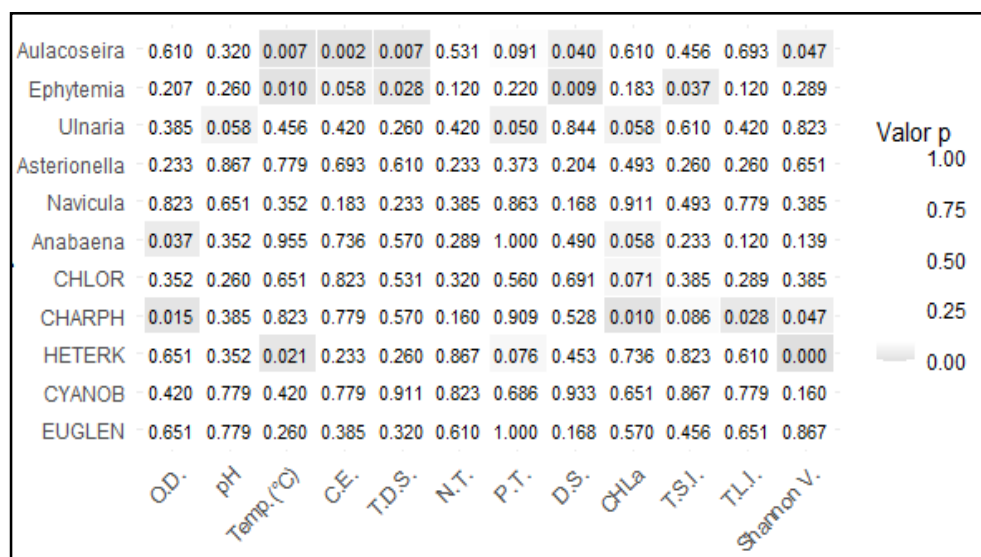
Nota. Figura elaborada por el autor.

La Figura 14 muestra un mapa de calor (heatmap) con todas las correlaciones posibles, un degradado de color indicando la fuerza de cada relación y el coeficiente numérico obtenidos en el programa R, que según la Tabla 9 de interpretación del coeficiente de correlación de Spearman, va desde 1 (azul para correlación positiva grande y perfecta) hasta -1 (rojo para correlación negativa grande y perfecta).

Figura 15

Heatmap de significancia estadística (valores p) de las correlaciones

Spearman



Nota. Figura elaborada por el autor.

La Figura 15 muestra las significancias estadísticas (valores p) correspondientes a todas las correlaciones Spearman obtenidas en R, considerando que nos interesan las $< 0,05$, el heatmap nos ayuda a identificarlas según este criterio, resaltandolas con un tono oscuro que se intensifica en su aproximación a 0.

Tabla 18

Resumen de coeficientes de alta correlación y significancia entre parámetros fisicoquímicos y abundancias

Coeficientes de correlación	Valor p	Pares relacionados
-0,84	0,009	DS – Ephytemia
-0,81	0,015	OD – CHARPH
-0,73	0,040	DS – Aulacoseira
-0,71	0,047	Shannon V. –Aulacoseira
0,71	0,047	CHARPH – Shannon V.
0,74	0,037	TSI – Ephytemia
0,74	0,037	OD – Anabaena
0,76	0,028	TLI – CHARPH
0,76	0,028	TDS – Ephytemia
0,79	0,021	Temp. – HETERK
0,83	0,010	Temp. – Ephytemia
0,83	0,010	Chl a – CHARPH
0,86	0,007	Temp. – Aulacoseira
0,86	0,007	TDS – Aulacoseira
0,90	0,002	CE – Aulacoseira
0,95	0,000	Shannon V. – HETEROK

Nota. Tabla elaborada por el autor.

La Tabla 18 recopila las correlaciones y sus respectivas significancias ordenándolas según fuerza y dirección, se observó que la totalidad de las significancias aceptables (valor $p < 0,05$) coinciden los mejores coeficientes. Las correlaciones observadas son en su mayoría “altas”, a excepción de dos “CE – Aulacoseira” y “Shannon V. – HETEROK” que califican como “muy altas”. Los parámetros fisicoquímicos más correlacionados con las abundancias son la temperatura, el oxígeno disuelto, la transparencia por disco de Secchi, la clorofila *a* y los sólidos totales disueltos; por otra parte, las abundancias más correlacionadas son los filos Heterokontophyta y Charophyta, y los géneros Aulacoseira y Ephytemia. Entre los índices de calidad, la diversidad de Shannon-Wiener tenía una correlación muy alta con el filo Heterokontophyta, el TSI estaba mejor correlacionado con el género Ephytemia y el TLI con el filo Charophyta.

5.7 Análisis de componentes principales

Tabla 19

Distribución de la varianza explicada por los componentes del PCA

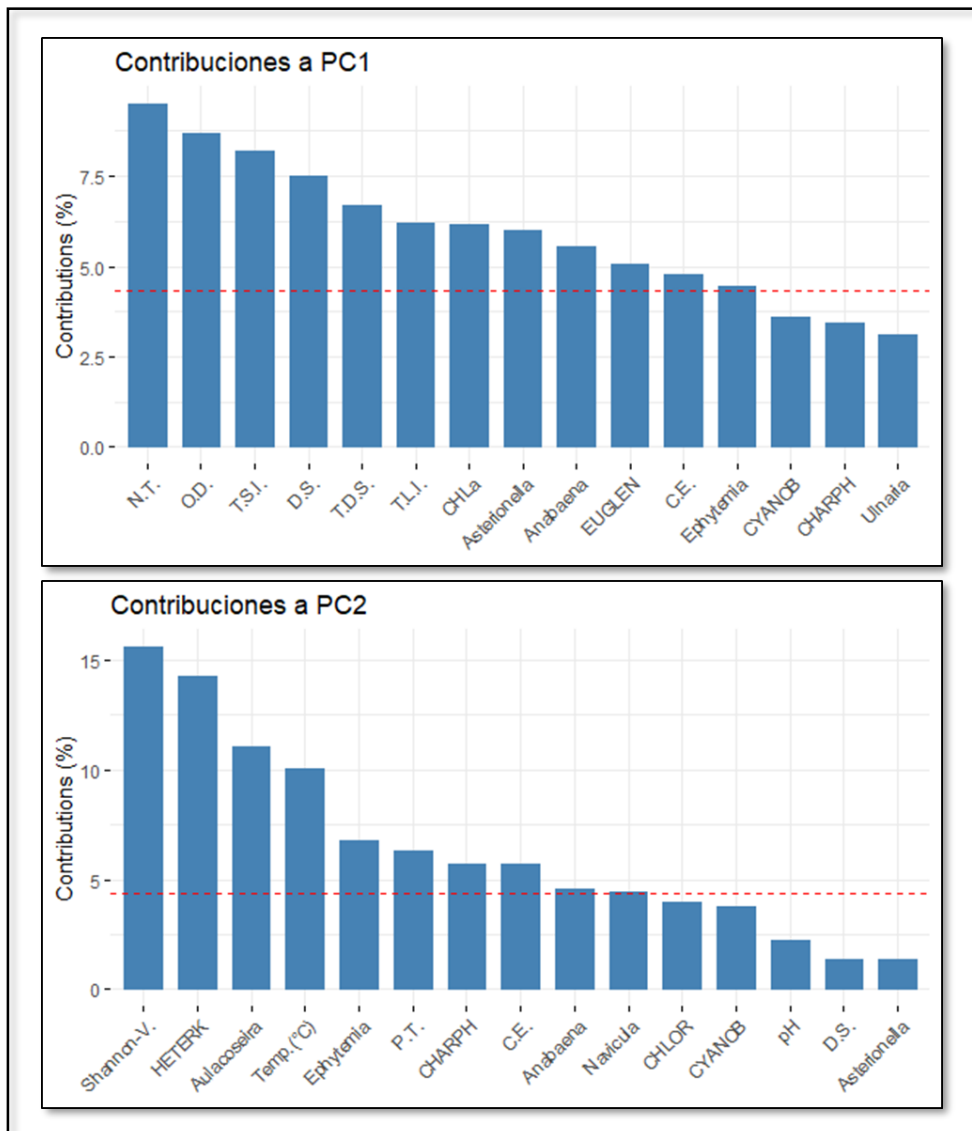
Componentes	Valor propio	% de varianza	% de varianza acumulada
Comp 1	10,2726800	44,663826	44,66383
Comp 2	5,5909662	24,308549	68,97237
Comp 3	3,0646752	13,324675	82,29705
Comp 4	1,6482432	7,166275	89,46332
Comp 5	1,1873399	5,162347	94,62567
Comp 6	0,8594457	3,736720	98,36239
Comp 7	0,3766499	1,637608	100,00000

Nota. Tabla elaborada por el autor.

EL PCA nos entrega 7 componentes que explican la varianza total en diferente grado, el criterio de retención de Káiser nos recomienda tomar los componentes con valores mayor a 1, pero con el fin de no sobreestimar los componentes menores solo se tomaron en cuenta los dos primeros componentes principales que juntos explican el 68,97% de la varianza total.

Figura 16

Barplot de contribuciones al PC1 Y PC2 del PCA

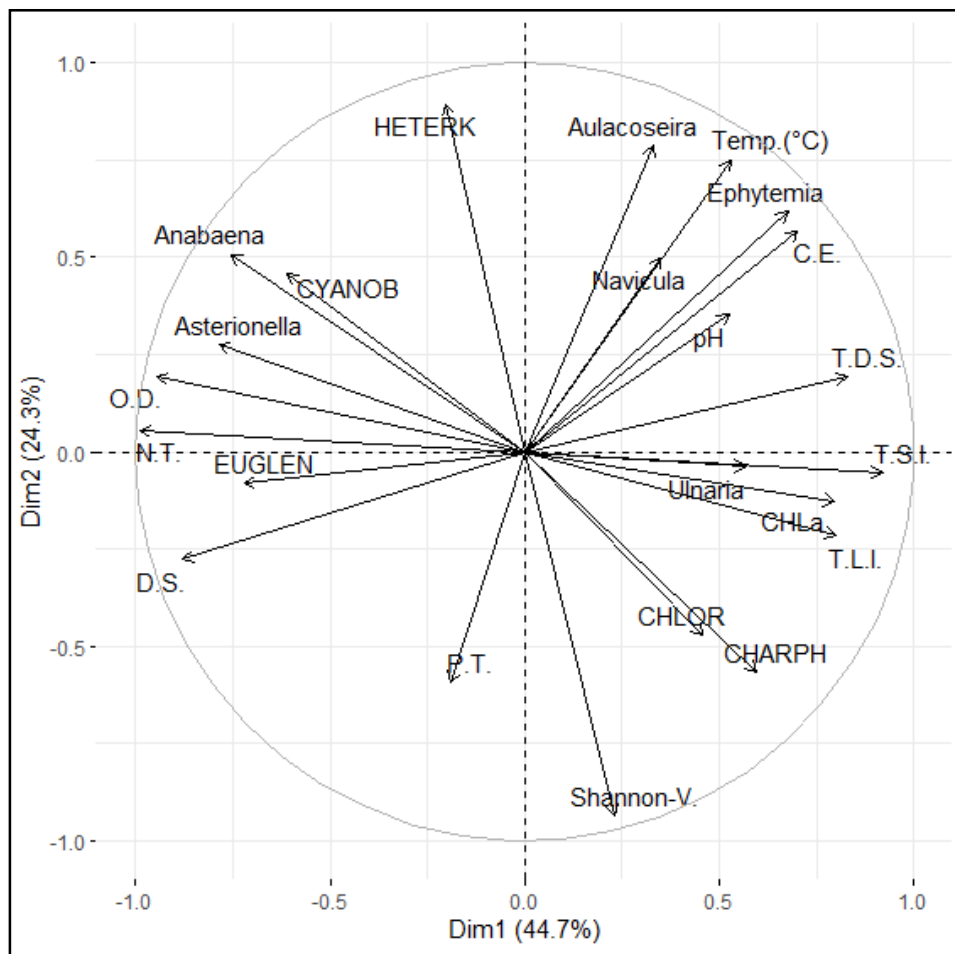


Nota. Figura elaborada por el autor.

La Figura 16 muestra el barplot de contribuciones a PC1 y PC2, los principales contribuyentes a la varianza del componente principal 1 son el nitrógeno total, el oxígeno disuelto, el índice de estado trófico, la transparencia por disco de Secchi, los sólidos totales disueltos, el índice de nivel trófico, la clorofila *a*, la conductividad eléctrica y las abundancias de los géneros *Asterionella*, *Anabaena*, *Ephytemia* y el filo *Euglenophyta*. Los principales contribuyentes a la varianza para el componente principal 2 son la diversidad de Shannon-Wiener, las abundancias del filo *Heterokontophyta*, *Charophyta*, los géneros de *Aulacoseira*, *Ephytemia*, *Anabaena*, además de la temperatura, el fósforo total y la conductividad eléctrica.

Figura 17

Biplot de correlaciones entre los componentes principales 1 y 2 del análisis de componentes principales (PCA)



Nota. Figura elaborada por el autor.

La Figura 17 muestra el biplot con el círculo de correlaciones, esta integra los dos primeros componentes principales, el PC 1 (Dim 1 horizontal) y PC 2 (Dim 2 vertical) que explican el 44,7 % y el 24,3% de la varianza total

respectivamente. Los parámetros fisicoquímicos, las abundancias fitoplanctónicas y los índices están representados por flechas, y en el biplot se observa cómo se relacionan entre ellos según el ángulo y la longitud de las flechas. Se observó que los taxones Navicula, Ulnaria, Chlorophyta, Euglenophyta, Cyanobacteria tienen flechas más cortas que el resto, se interpreta que no tienen relevancia significativa con los ejes de los componentes analizados, por lo que los taxones se excluyeron de más análisis.

La dimensión 1 (Dim 1) es el componente principal mejor asociado al gradiente trófico; su lado negativo, asociado a la oligotrofia está correlacionado con el oxígeno disuelto, el nitrógeno total, la transparencia, la Asterionella y la Anabaena; mientras su lado positivo, asociado con la mesotrofia, está correlacionado con la clorofila *a*, los sólidos totales disueltos, la conductividad eléctrica y con Charophyta, pero sobre todo los índices tróficos (TSI y TLI).

La dimensión 2 (Dim 2) es el componente asociado a la dominancia-diversidad en la comunidad fitoplanctónica, el lado positivo, asociado a la dominancia está correlacionado con los taxones Heterokontophyta, Aulacoseira y el parámetro de la temperatura, mientras su lado negativo, asociado con la diversidad está correlacionado con el índice de Shannon y, en menor grado con el fósforo (considerado como el nutriente limitante).

VI. DISCUSIÓN

Se identificaron 35 especies, agrupándolos en 29 familias, 27 órdenes, 11 clases y 7 filos según Guiry (2024); el taxón más representativo es Bacillariophyceae. del filo Heterokontophyta. con el 37,1% del total de especies. Algunos autores que identificaron al filo Heterokontophyta (anteriormente Bacillariophyta) con la diversidad más alta en la zona alto andina de la región Tacna fueron Salazar-Torres & Huszar (2012), Franco Leon et al. (2019a), Franco Leon et al. (2019b), Vélez-Azañero et al. (2016) y Baylón Coritoma et al. (2018); además, algunos géneros de este filo siguieron destacando en la diversidad de sus comunidades aún cuando la altitud de los cuerpo de agua baja en varios lugares (Calisaya-Anco et al., 2013; Vélez-Azañero et al., 2016; Le et al., 2019; Kathun & Rashidul Alam, 2020; Zhang et al., 2024).

Las especies más abundantes fueron *Aulacoseira granulata* (59,91%) y *Asterionella formosa* (27,74%), de las clases Coscinodiscophyceae y Bacillariophyceae, ambas del filo Heterokontophyta. La dominancia de ambas especies también fueron registradas por Alvial et al. (2008), que las cataloga como típicas de aguas alcalinas y mesotróficas.

Van de Vyver et al. (2022) indica que la dominancia de *Asterionella formosa* está ligada a lagos con alta concentración de sílice (Si); mientras que la dominancia de *Aulacoseira* depende más de los cambios físicos que de los nutrientes, esto cuando encontró que otra especie (*Aulacoseira pusilla*) dominaba en cuerpos de agua pequeños, que pasaban por muchos cambios, aunque su especie prefiere zonas cálidas y estratificadas. Bicudo et al. (2016), que se enfocó ampliamente en especies del género *Aulacoseira*, halla que las variedades *Aulacoseira granulata* tanto nominal y *var. angustissima* tienen el mayor “óptimo ecológico”, en especial de los nutrientes (fósforo y nitrógeno), o sea que puede desarrollarse con buen rendimiento tolerando bajos rangos de nutrientes, pero sigue destacando aún más en cuerpos de agua eutróficos.

Saros et al. (2005) experimentaron y concluyeron que *Asterionella formosa* es abundante específicamente en lagos alpinos oligotróficos solo y solo si la disponibilidad de fósforo es muy baja y el suministro de nitrógeno y sílice es de moderado a alto, complementando al autor, Tilman et al. (1981) revela la predilección de la especie a temperaturas alrededor de 13°C, temperaturas frías o por encima de 24°C reducen drásticamente su crecimiento.

Cuando se aplicaron índices ecológicos de diversidad alfa, se observó que las tendencias tenían una relación inversa entre dos grupos (abundancia y dominancia

contra el resto). Aunque Calisaya-Anco et al. (2013) sugiere que la diversidad de Shannon-Wiener puede ser usada como bioindicador a lo largo de la cuenca del río Locumba, esto no es aplicable con el presente embalse estudiado ya que el autor anterior se basó en el gradiente de contaminación, el cual dependía de los valores de parámetros fisicoquímicos que aumentaban conforme bajaba la altitud del cuerpo de agua porque acumulaban contaminantes principalmente antropogénicos.

Se determinó según los parámetros fisicoquímicos que el agua del embalse presenta características de alcalino, baja mineralización e hipoxia. La mayoría de ellos cumplen los estándares de calidad ambiental (ECA) categoría 3: Riego de vegetales y bebida de animales; solo dos parámetros no cumplieron los límites del ECA, el oxígeno disuelto (de junio a diciembre) y el pH (en mayo y de agosto a diciembre). El pH alcalino, con promedios mensuales entre 7,62 y 8,82, coincidió parcialmente con datos de la zona, Cotrina Chávez et al. (2009) tenía rangos entre 8,20-8,73 para manantiales en Camilaca y Calisaya-Anco et al. (2013), en el arroyo Tacalaya (afluente), tuvo un promedio de $8,4 \pm 0,5$.

Aunque teóricamente la solubilidad del oxígeno disminuye con el aumento de la temperatura (Wetzel, 2001 & Roldán Pérez & Ramírez Restrepo, 2008), esto no aplicó para el embalse durante el estudio, se plantea que la caída de la temperatura y la reducción drástica en el ingreso de agua oxigenada marcaron el inicio de la

época seca para el embalse y consecuentemente el colapso de *Asterionella formosa*; la probable demanda química de oxígeno (DQO) de la degradación del exceso de biomasa (aunque la abundancia se redujo en un 88,25%, se perdió casi toda la biomasa de *Asterionella*) derivó en la caída del oxígeno disuelto y la baja temporal del pH por debajo de 8.

Las características geográficas observadas en la zona de estudio revelan que a lo largo del embalse la profundidad cambia y toma forma de pendiente hacia el final del embalse; Wetzel (2001) proporciona ejemplos y un modelo de la típica estratificación térmica aproximadamente a los 10 metros de profundidad, esta se hace más evidente en temporadas húmedas y zonas cálidas, pero en las condiciones del embalse con temporada seca, temperaturas frías y fuertes vientos, es más difícil una estratificación térmica notable en el agua.

La conductividad en la subcuenca Tacalaya está influenciada por el volcán Tutupaca y rocas sedimentarias (Cotrina Chávez et al., 2009), la zona superficial de Camilaca presenta bajos valores de conductividad, típicos de zonas montañosas y poco mineralizadas. En el presente estudio la conductividad eléctrica y los sólidos totales disueltos comparten tendencias, sus valores más bajos se concentran entre mayo y agosto (<300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y <250 ppm).

Ambos nutrientes, los valores del nitrógeno total que tuvieron un rango entre 0,29 a 0,71 mg/L y los valores del fósforo total que tuvieron un máximo de 0,039 mg/L, ubican al embalse con un valor de clasificación entre mesotrófico-eutrófico y oligotrófico-mesotrófico respectivamente, según Moreno Franco et al. (2010).

Los principales metales totales evaluados fueron el arsénico y boro; pero también se obtuvieron valores del hierro, aluminio, cadmio, cobre, cromo, manganeso, mercurio, plomo y zinc. En un inicio MINAGRI, INRENA & UNALM (1998) indicaban que en el río Tacalaya (afluente) las concentraciones de arsénico y boro para época de estiaje eran de 0,262 mg/L y 0,051 mg/l respectivamente. Esto difiere del presente estudio donde todos los metales totales tuvieron valores que cumplían el ECA para su categoría correspondiente.

La transparencia por disco de Secchi tiene tendencia descendente en todo el periodo de estudio y está influenciada principalmente por las descargas de la represa, por el depósito eólico de sedimentos y el mismo viento que lo provoca.

Los índices tróficos de Carlson (1977) y Burns et al. (1999), el TSI y TLI, concluyeron que el embalse era, en promedio, de tipo mesotrófico, ambos índices fueron muy similares a excepción del primer mes. Napiórkowska-Krzebietke et al. (2013) también usó ambos índices con gran éxito y concluyó que en general, para

su lago mesotrófico, se pueden usar ambos de forma intercambiable. Pero en el presente embalse de la Represa Cularjahuira, considerando los valores de los nutrientes y la clorofila *a* que son objetivos, el parámetro de transparencia por disco de Secchi, parece estar sobreestimado con valores más característicos de una eutrofia, esto lo confirma Lin et al (2022) que recomienda tener cuidado con sobreestimar la eutrofización por una turbidez no algal como el presente caso. Se considera que entre los dos índices, el TSI es mejor opción siempre que los niveles de nitrógeno se mantengan en los límites registrados.

El coeficiente NT/PT mensual nos indica, según los rangos adaptados de Guildford & Hecky (2000), que en los meses junio, julio, agosto y diciembre existe una colimitación entre el nitrógeno y el fósforo, el resto de meses el nutriente limitante es el fósforo. En el caso de la colimitación y en especial de la limitación por nitrógeno, las especies adaptadas a esta restricción como las cianobacterias diazotróficas (fijadoras de nitrógeno como *Anabaena* y *Aphanizomenon*) u otros mixótrofos tienen mayores probabilidades de prosperar, pero se debe tomar en cuenta otros parámetros fisicoquímicos (Schindler, 1977; Guildford & Hecky, 2000). En el presente estudio se observa que en los meses de colimitación, el filo Cyanobacteria (en especial el género *Anabaena*) aumenta significativamente su abundancia relativa, aunque también reduce su abundancia total.

Aunque el coeficiente Nt/Pt es muy utilizado como indicador de eutrofización, no se consideró incluirlo en análisis de correlación y PCA por que los valores obtenidos no están correctamente escalados los meses que el fósforo tiene valores debajo del límite de detección.

La matriz de coeficientes de correlaciones Spearman produjo relaciones de interés para analizar la dinámica de la comunidad fitoplanctónica.

El filo Heterokontophyta tenía una correlación positiva con la temperatura y negativa con la diversidad de Shannon-Wiener. Las diatomeas tienen un amplio rango de distribución (Graham et al., 1995), pero para el caso del embalse de la Represa Cularjahuira, sus especies más influyentes comparten afinidad por temperaturas templadas y la diversidad del embalse depende de que las diatomeas no dominen la comunidad fitoplanctónica.

Aulacoseira se correlacionó positivamente con la temperatura, los sólidos totales disueltos, la conductividad eléctrica, y negativamente con la transparencia por disco de Secchi y con el índice de Shannon-Wiener. Bicudo et al. (2016) indica que Aulacoseira, aunque es resistente al frío y calor, tiene afinidad por un perfil de aguas templadas entre 15 y 25°C, pH alcalino y conductividad media. Su correlación negativa con la transparencia por disco de Secchi radica en el área de mezcla de la columna de agua, Zhou et al. (2015) afirma que la turbulencia, independiente de su

origen, favorece la dominancia de Bacillariophyta y Cyanophyta (Heterokontophyta y Cianobacteria); se interpreta que la turbulencia afecta la competencia por nutrientes y luz a los cuales son tolerantes, y además resuspende diatomeas, que por sus largos y pesados filamentos silicificados tienden a sedimentar.

Ephytemia, como diatomea bentónica y epífita (Chiba et al., 2023; Graham & Wilcox, 2000), tiene más presencia en el lecho poco profundo de un embalse y se correlaciona positivamente con las temperaturas templadas (Sculley et al., 2017).

Las mejores correlaciones, tanto negativas con la transparencia por disco de Secchi y las positivas con los sólidos totales disueltos y con el TSI del presente estudio no coinciden con otros autores como Potapova & Charles (2003) y Oterler (2017), quienes sí indican buenas correlaciones con la conductividad, la temperatura y la baja concentración de fósforo; pero también, estas relaciones observadas por otros autores si se ven reflejadas en el PCA y la conductividad (+0,69) solo se subestima. Se hipotetiza, que además de las conocidas correlaciones, las nuevas registradas en el presente estudio generan condiciones más ventajosas frente a la competencia y aunque Ephytemia presentaba moderada correlación con los índices, su baja abundancia impide considerarlo un taxón representativo de la comunidad fitoplanctónica.

Anabaena se correlacionó positivamente con el oxígeno disuelto, Jensen & Cox (1983) explican que tiene dos sistemas respiratorios, una lenta de bajo consumo y otra rápida de alto consumo, en condiciones de hipoxia solo funciona la primera, esta característica sumada a la capacidad de fijar nitrógeno como cianobacteria (Paerl & Otten, 2013) mejora su competencia en los meses de colimitación, pero si no hay suficiente luz y/o la hipoxia es permanente, puede perder esta competencia. Este género como cianobacteria puede ser indicador de altos valores tróficos, pero depende de los nutrientes, en especial del fósforo como su principal limitante (Paerl & Otten, 2013). En su identificación, Anabaena es bentónica, a diferencia de Dolichospermum que es planctónica por poseer vacuolas de gas (Wacklin et al., 2009).

El filo Charophyta tenía correlación negativa con el oxígeno disuelto y positiva con la clorofila *a*, el índice de Shannon-Wiener y el TLI. Su correlación con la clorofila *a* se debe a su papel como mayor productor de la biomasa clorofílica, seguido solo del filo Chlorophyta, su correlación con el TLI se debe a que la mayor varianza de este índice se atribuye a los cambios en los niveles de clorofila *a*, lo que concuerda con Burns et al. (1999). Graham et al. (1995) y Townsend (2025) aclaran que la proliferación del principal género del filo, Spirogyra, depende en gran parte de los nutrientes, en especial del nitrógeno que también puede almacenar; la fotosíntesis

se puede regular, esta aumenta a mayor radiación solar y/o temperatura (entre 5 a 35°C), por lo que es muy tolerante a sus variaciones.

No se encontraron registros de correlaciones significativas entre el filo Charophyta y el oxígeno, pero para el presente estudio, se formula la hipótesis que la disminución de los niveles de oxígeno de moderado (6 mg/L) a hipoxia (1-3 mg/L) sumada a la respiración celular, favoreció la competencia entre los filos que tenían especies tolerantes, este escenario también favoreció su correlación con el índice de diversidad Shannon-Wiener.

El análisis de componentes principales (PCA) permite distinguir entre el eje del PC1, asociado a un gradiente trófico, explicando el 44,7% de la varianza y el eje del PC2, asociado a la dominancia-diversidad, explicando el 24,3% de la varianza. La Figura 17 con el biplot muestra las correlaciones entre los parámetros fisicoquímicos, los índices de calidad y las abundancias de los taxones más representativos de la comunidad fitoplanctónica, la selección se basó en la presencia recurrente. Las correlaciones entre los parámetros tróficos (DS, NT y Chla) y los índices (TSI y TLI) se asemejan al modelo de referencia descrito por Lin et al. (2022), y el caso de Napiórkowska-Krzebietke et al. (2013), donde ya se observó que la transparencia por disco de Secchi parece sobreestimar los valores de los

índices; el resto de los parámetros fisicoquímicos y abundancias varían de acuerdo a la dinámica de cada embalse.

En el PC1 del presente estudio, el lado negativo se asocia a la oligotrofia y el lado positivo a la mesotrofia, aunque la diversidad de Shannon-Wiener estuvo asociada a la dominancia por parte del filo Heterokontophyta, no estuvo relacionada con el gradiente trófico; se considera que los parámetros mejor asociados a la variación en el gradiente trófico del embalse de la Represa Cularjahuira, según el PCA, fueron el oxígeno disuelto, el nitrógeno, la transparencia por disco de Secchi, la clorofila *a* y la conductividad eléctrica. Partiendo de la clasificación de los índices TSI y TLI, Asterionella, con buena abundancia o incluso su dominancia, puede tener potencial como indicador oligotrófico, Anabaena tiene una moderada correlación negativa a los índices, y junto a Aulacoseira, no presentan una dinámica característica de bioindicador de eutrofia que registran según bibliografía, pero sí de estrés ambiental. El filo Charophyta, sumado a otros grandes productores como Chlorophyta, de manera complementaria, se asocian al nivel de clorofila *a* en la mesotrofia y es la mejor opción asociada al gradiente trófico.

Aunque en el presente estudio no se logró identificar un potencial bioindicador confiable para la calidad del agua en el gradiente trófico observado, se considera

haber logrado una base para futuros estudios que permitan vigilar la buena calidad del agua observada.

VII. CONCLUSIONES

- En el presente estudio se logró identificar 35 especies, pertenecientes a 7 filos, principalmente Heterokontophyta, Cyanobacteria, Chlorophyta y Charophyta. El filo más representativo y abundante es Heterokontophyta con el 37,1% de la diversidad, que en promedio es baja, y una abundancia máxima de 1 224 962,4 cel/L, dicha abundancia se traduce en la dominancia de los géneros Aulacoseira (59,914%) y Asterionella (27,742%) debido principalmente al estrés de las condiciones fisicoquímicas del embalse, el segundo filo más abundante y más estable respecto a los demás fue Cyanobacteria.
- El embalse, que se clasificó como mesotrófico, retiene agua con baja producción primaria en promedio, presenta características fisicoquímicas alcalinas y de baja mineralización, típicas de lagos altoandinos; también se observó que en el agua los metales pesados, como arsénico y boro, cumplían con los valores establecidos en el ECA. El estrés de las condiciones fisicoquímicas estaba marcado por la hipoxia, el cambio brusco de temperatura, entre templada y fría, y la limitación por el fósforo cuando no se presentaba colimitación.

- Los parámetros fisicoquímicos de mejor correlación con las abundancias de los taxones por el método Spearman fueron el oxígeno disuelto, la temperatura, los sólidos totales disueltos y la clorofila *a*; las mejores asociaciones establecidas revelaron que la dominancia estaba estrechamente ligada al filo Heterokontophyta y el género *Aulacoseira* se correlacionaba significativamente con la conductividad eléctrica.
- Según el análisis de componentes principales (PCA), el nitrógeno, oxígeno disuelto, la transparencia, clorofila y conductividad eléctrica fueron los factores más influyentes en el gradiente trófico. El estrés de los cambios en las condiciones fisicoquímicas resultó crítico a lo largo del estudio para filtrar los taxones que componen la estructura final de la comunidad fitoplanctónica. Aunque el filo Charophyta fue el taxón mejor asociado a la clorofila *a* en la producción primaria, la comunidad fitoplanctónica en su conjunto no evidenció un rol bioindicador confiable para la calidad del agua en el gradiente trófico observado.

VIII. RECOMENDACIONES

- Se recomienda que en futuras investigaciones se amplíe el periodo de estudio para abarcar el ciclo anual completo e incluir la temporada húmeda.
- Incorporar la evaluación de la demanda biológica de oxígeno (DBO), la demanda química de oxígeno (DQO) y la presencia de coliformes termotolerantes. Esta inclusión permitirá obtener una perspectiva más amplia sobre la calidad del agua y facilita la evaluación del Índice de Calidad Ambiental de los Recursos Hídricos Superficiales (ICARHS).
- Incluir un análisis detallado de los datos correspondientes a las descargas de la represa, abarcando tanto las fechas como el volumen relativo. Este análisis es fundamental para evaluar el potencial impacto en el sistema.
- Es fundamental el análisis de los nutrientes nitrógeno y fósforo en sus formas asimilables para el fitoplancton, para comprender la dinámica de los ecosistemas acuáticos. La disponibilidad de nitrógeno y fósforo en formas que el fitoplancton puede asimilar influye directamente en la productividad primaria y en la salud general del ecosistema.
- Se propone realizar un estudio sobre la bioacumulación de arsénico en ejemplares de trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) que habitan en el embalse, así como en el ganado local que utiliza agua de este embalse para su consumo.

IX. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alvial, I. E., Cruces, F. J., Araneda, A. E., Grosjean, M., & Urrutia, R. E. (2008). Estructura comunitaria de diatomeas presentes en los sedimentos superficiales de ocho lagos andinos de Chile central. (I. Gómez, Ed.) *Revista Chilena de Historia Natural*, 81(1), 83-94. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2008000100007>
- ANA, DCERH & MINAGRI. (2020). *Índice de Calidad Ambiental de los Recursos Hídricos Superficiales (ICARHS)*. LIMA: ANA. <https://hdl.handle.net/20.500.12543/4479>
- APHA,AWWA,WEF. (2023). *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (24 ed.). (W. C. Lipps, E. B. Braund-Howland, & T. E. Baxter, Edits.) Washington DC: APHA.
- Autoridad Nacional del Agua ANA. (21 de Junio de 2016). *Autoridad Nacional del Agua*. Autoridad Nacional del Agua presenta resultados del monitoreo de la calidad del agua en embalses del Chili. Sala de Prensa. Nota de Prensa: <https://www.ana.gob.pe/noticia/autoridad-nacional-del-agua-presenta-resultados-del-monitoreo-de-la-calidad-de-agua-en>
- Balanza, M. E., Santibáñez, M. E., Sánchez, A. S., Barrera, M. B., Ordóñez, A. L., & Sánchez, A. M. (2023). Embalse El Nihuil: Características

hidroquímicas, macro y microflora acuática y estado trófico. *Revista de Ingeniería y Ciencias Aplicadas*, 1(2).

Baylón Coritoma, M., Roa Castro, K., Libio Sánchez, T., Tapia Ugaz, L., Jara Pena, E., Macedo Prada, D., . . . Dextre Rubina, 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. <https://doi.org/10.21704/rea.v17i1.1180>

Bicudo, D. C., Tremarin, P. I., Almeida, P. D., Zorzal-Almeida, S., Wengrat, S., Faustino, S. B., . . . Morales, E. A. (2016). Ecology and distribution of *Aulacoseira* species (Bacillariophyta) in tropical reservoirs from Brazil. *Diatom Research*, 31(3), 199-215. <https://doi.org/10.1080/0269249X.2016.1227376>

Burns, N., Rutherford, C. R., & Clayton, J. S. (1999). A Monitoring and Classification System for New Zealand Lakes and Reservoirs. *Lake and Reservoir Management*, XV(4), 255-271. <https://doi.org/10.1080/07438149909354122>

Bursztyn Fuentes, A. L., Granitto, M., Maluendez Testoni, M. C., & Castro, M. V. (2022). Revisión y optimización metodológica para extraer clorofila-a fitoplanctónica en ambientes acuáticos. *Ecología Austral*, 32(3), 1019–1028. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.3.0.2031>

- Calisaya-Anco, J., Avendaño-Cáceres, M., & Delgado-Vargas, I. (2013). Evaluación de la calidad del agua fluvial con diatomeas (Bacillariophyceae). una experiencia en Tacna, Perú. *Rev. Perú Med Exp Salud Publica*, 30(1), 58-63.
- Carlson, R. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22(2), 181-380. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>
- Chacón Chaquea, M. Y. (2016). *Análisis físico y químico de la calidad del agua*. Bogotá: USTA. <https://repository.usta.edu.co/handle/11634/11511>
- Chiba, T., Horie, Y., & Tuji, A. (2023). Seven Epithemia taxa (Bacillariophyta) from Lake Akan (Japan) and their salinity tolerances. *Phytokeys*, 229, 139. <https://doi.org/10.3897/phytokeys.229.104449>
- Confederación Hidrográfica del Ebro. (2007). *Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva Marco del Agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro*. (M. J. de la Fuente Alvaro, Ed.) Madrid, España: Ministerio del Medio Ambiente. <https://www.miteco.gob.es/es/agua/publicaciones.html>
- Consorcio Río Locumba. (2017). *Estudio de los recursos hídricos superficiales y subterráneos e infraestructura hidráulica para el plan de aprovechamiento en la cuenca del río Locumba, en la región Tacna* (Vols. I,VIII). Lima, Perú: ANA. <https://hdl.handle.net/20.500.12543/3644>

- Cotrina Chávez, G. J., Vargas Rodríguez, V., Olarte Concha, Y., Sánchez Díaz, M., Peña Laureano, F., & Pari Pinto, W. (2009). *Hidrogeología de la cuenca del río Locumba. Serie H. Hidrogeología, N° 2*. Lima: INGEMMET. <https://hdl.handle.net/20.500.12544/369>
- D.S. N°004-2017-MINAM. (2017). *Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establecen Disposiciones Complementarias*. Diario Oficial El Peruano. <https://www.minam.gob.pe/disposiciones/decreto-supremo-n-004-2017-minam/>
- FAO & IWMI. (2023). *Water Quality in Agriculture: Risk and risk mitigation*. (P. Drechsel, & S. & Marjani Zadeh, Edits.) Roma: FAO & IWMI. <https://www.fao.org/documents/card/en?details=cc7340en>
- FAO. (1994). *Water quality for agriculture* (29 ed., Vol. 1). (R. S. Ayers, Ed.) Roma: FAO. <https://www.fao.org/3/t0234e/T0234E00.htm>
- Flores, N. C. (2007). Potencial acuícola de los recursos hídricos continentales de la región Tacna. *Ciencia y Desarrollo*(11), 109-112.
- Franco Leon, J., Delgado T., V., & Sulca Q., L. (2019a). Estudio Cualitativo del Fitoplancton de la Laguna Altoandina Paucarani-Tacna. *Ciencia & Desarrollo*(5), 106-112. <https://doi.org/10.33326/26176033.1997.5.101>
- Franco Leon, J., Sulca Quispe, L., & Cáceres Musaja, C. (2019b). Fitoplancton del Río Alto Andino "Kaño" - Tacna (Cordillera Suroccidental del Perú).

Ciencia y Desarrollo(7), 49-55.
<https://doi.org/10.33326/26176033.2003.7.131>

Gonzales de Infante, A. (1998). *El plancton de las aguas continentales*. (E. V. Chesneau, Ed.) Washington, D.C.: OEA.
<https://es.scribd.com/document/465906582/Aida-Gonzalez-El-plancton-de-las-aguas-continentales-pdf>

Graham, J. M., Lembi, C. A., Adrian, H. L., & Spencer, D. F. (1995). Physiological responses to Temperature and Irradiance in *Spirogyra* (ZYGNEMATALES, CHAROPHYCEAE). *Journal of Phycology*, 31(4), 531-540.
<https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.1995.tb02546.x>

Graham, L. E., & Wilcox, L. W. (2000). *Algae*. Upper Saddle River, NJ: Prentice-Hall. <https://pdfcoffee.com/download/linda-e-graham-lee-warren-wilcox-algaepdf-pdf-free.html>

Grupo México - Southern Perú. (Junio de 2022). Inauguración con orgullo la represa Cularjahuira. *Lazos Tacna*(150), 2-6.
<https://issuu.com/suplementolazos-spcc/docs/lazos150-tacna>

Guildford, S. J., & Hecky, R. E. (2000). Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship? *Limnology and Oceanography*, 45(6), 1213-1223.
<https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.6.1213>

- Guiry, M. D. (2024). How many species of algae are there? A reprise. Four kingdoms, 14 phyla, 63 classes and still growing. (K. Müller, Ed.) *Journal of Phycology*, 60(2), 214-228. <https://doi.org/10.1111/jpy.13431>
- Heinonen, P., Pietiläinen, O.-P., Airaksinen, O., Haapala, A., Hammar, T., Holopainen, A.-L., . . . Pietiläinen, O.-P. (2004). *Monitoring and Assessment of the Ecological Status of Lakes: A pilot procedure developed and tested in the Life Vouksi project* (Primera ed.). Helsinki: Finnish Environment Inst.
- Hernández Sampieri, R., Fernández Collado, C., & Baptista Lucio, M. d. (2014). *Metodología de la Investigación* (Sexta ed.). México: McGraw-Hill Education.
- Jairo Ramírez, J. (1986). Fitoplancton de Red en el embalse El Peñol, Colombia. *Actualidades Biológicas*, 15(56). <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.330122>
- Jensen, B. B., & Cox, R. P. (1983). Effect of oxygen concentration on dark nitrogen fixation and respiration in cyanobacteria. *Archives of Microbiology*, 135(3), 287-292. <https://doi.org/10.1007/BF00413483>
- Kathun, M., & Rashidul Alam, A. (2020). Phytoplankton assemblage with relation to water quality in Turag River of Bangladesh. *Caspian Journal of Environmental Sciences*, 18(1), 31-45. <https://doi.org/10.22124/cjes.2020.3977>

- LATAM Construction. (Octubre de 2022). Ingeniería de alto nivel al sur del país. *Perú Construye*(79), 9-16.
<https://online.flippingbook.com/view/182066034/>
- Le, T. T., Phan, D. D., Huynh, B. D., Le, V. T., & Nguyen, V. T. (2019). Phytoplankton diversity and its relation to the physicochemical parameters in main water bodies of Vinh Long province, Vietnam. *Journal of Vietnamese Environment*, 11(2), 83-90.
- Lin, J.-L., Karangan, A., Huang, Y., & Kang, S.-F. (2022). Eutrophication factor analysis using Carlson trophic state index (CTSI) towards non-algal impact reservoirs in Taiwan. *Sustainable Environment Research*, 32(25).
<https://doi.org/10.1186/s42834-022-00134-x>
- Martinez Rebollar, A., & Campos Francisco, W. (2015). Correlación entre Actividades de Interacción Social Registradas con Nuevas Tecnologías. *Revista Mexicana de Ingeniería Biomédica*, 36(3), 181-190.
https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-95322015000300004
- MINAGRI, INRENA & UNALM. (1998). *Estudio sobre el clima, hidrología, sequía e inundaciones en los departamentos de Tacna, Moquegua y Puno*. Lima-Perú: Repositorio ANA. <https://hdl.handle.net/20.500.12543/1686>

- Moreno Franco, D., Quintero Manzano, J., & López Cuevas, A. (2010). Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *ContactoS*(78), 25-33. <https://aula.aguapedia.org/mod/resource/view.php?id=1195>
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad* (1 ed., Vol. 1). Zaragoza: M&T–Manuales y Tesis SEA. <http://entomologia.rediris.es/sea/manytes/mt1.htm>
- Napiórkowska-Krzebietke, A., Stawecki, K., Pyka, J., Hutorowicz, J., & Zdanowski, B. (2013). Phytoplankton in Relation to Water Quality of a Mesotrophic Lake. *Polish Journal of Environmental Studies*, 22(3), 793-800. <https://www.pjoes.com/Phytoplankton-in-Relation-to-Water-Quality-r-nof-a-Mesotrophic-Lake,89033,0,2.html>
- Oterler, B. (2017). Community Structure, Temporal and Spatial Changes of Epiphytic Algae on Three Different Submerged Macrophytes in a Shallow Lake. *Polish Journal of Environmental Studies*, 26(5), 2147-2158. <https://doi.org/10.15244/pjoes/70232>
- Paerl, H. W., & Huisman, J. (2008). Blooms Like It Hot. *Science*, 320, 57-58. <https://doi.org/10.1126/science.1155398>
- Paerl, H. W., & Otten, T. G. (2013). Harmful Cyanobacterial Blooms: Cause, Consequences, and Controls. *Microbial Ecology*, 65(4), 995-1010. <https://doi.org/10.1007@s00248-012-0159-y>

- Pino Vargas, E., Collas Chávez, M., & Alfaro Ravell, L. (Septiembre de 2016). Análisis Hidrológico-Económico de las alternativas de represamientos actuales y proyectados en la cuenca Locumba, Región Tacna. *XXVII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA* .
- Piranti, A. S., & Wibowo, D. N. (2020). The use of phytoplankton communities for assessment of water quality in the Wadaslintang Reservoir in Indonesia. *JOURNAL OF WATER AND LAND DEVELOPMENT*, VII-IX(46), 170-178. <https://doi.org/10.24425/jwld.2020.134210>
- Potapova, M., & Charles, D. F. (2003). Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology*, 48(8), 1311-1328. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01080.x>
- R.J. N°010-2016-ANA. (Enero, 2016). *Protocolo Nacional para el Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales*. ANA, MINAGRI, Lima. <https://www.ana.gob.pe/publicaciones/protocolo-nacional-para-el-monitoreo-de-la-calidad-de-los-recursos-hidricos-0>
- Rascón, J., Corroto, F., Leiva-Tafur, D., & Gamarra Torres, O. A. (2021). Variaciones limnológicas espaciotemporales de un lago altoandino tropical al norte de Perú. (I. Izaguirre, Ed.) *Ecología Austral*, 31(2), 343-356. <https://doi.org/10.25260/EA.21.31.2.0.1200>

- Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. (2009). *L'Analyse de l'eau*. Paris: DUNOD.
<https://es.scribd.com/document/400832529/l-analyse-de-l-eau-dunod-pdf>
- Roldán Pérez, G., & Ramírez Restrepo, J. J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical* (2 ed.). Medellín, Colombia: Universidad de Antioquia.
<https://repositorio.accefyn.org.co/handle/001/71>
- Romero Rojas, J. A. (2009). *Calidad del Agua* (Tercera ed.). Bogotá: Escuela Colombiana de Ingeniería.
<https://es.scribd.com/document/394434222/Calidad-Del-Agua-3ra-Edicion-Jairo-Romero>
- Salazar-Torres, G., & Huszar, V. L. (2012). Microalgae community of the Huaytire wetland, an Andean high-altitude wetland in Peru. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24(3), 285-292. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2012005000046>
- Samanez Valer, I., Rimarachín Ching, V., Palma Gonzales, C., Arana Maestre, J., Ortega Torres, H., & Correa Roldán, V. &. (2014). *Métodos de colecta, identificación y análisis de comunidades biológicas: plancton, perifiton, bentos (macroinvertebrados) y necton (peces) en aguas continentales del Perú*. Lima: UNMSM; MINAM.
<https://repositoriodigital.minam.gob.pe/handle/123456789/887>
- Saros, J. E., Michel, T. J., Interlandi, S. J., & Wolfe, A. P. (2005). Resource requirements of *Asterionella formosa* and *Fragilaria crotonensis* in

oligotrophic alpine lakes: implications for recent phytoplankton community reorganizations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62(7), 1681-1689. <https://doi.org/10.1139/F05-077>

Schindler, D. W. (1977). Evolution of Phosphorus Limitation in Lakes: Natural mechanisms compensate for deficiencies of nitrogen and carbon in eutrophied lakes. *Science*, 195(4275), 260-262. <https://doi.org/10.1126/science.195.4275.260>

Sculley, J. B., Lowe, R. L., Nittrouer, C. A., Drexler, T. M., & Power, M. E. (2017). Eighty years of food-web response to interannual variation in discharge recorded in river diatom frustules from an ocean sediment core. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(38), 10155-10159. <https://doi.org/10.1073/pnas.1611884114>

SNIP. (2016). *Informe Técnico N°002-2016-CRAC-UF-A/MDQ*. Sistema Nacional de Inversión Pública, Tacna, Perú.

Tilman, D., Mattson, M., & Langer, S. (1981). Competition and nutrient kinetics along a temperature gradient: An experimental test of mechanistic approach to niche theory. *Limnology and Oceanography*, 26(6), 1020-1033. <https://doi.org/10.4319/lo.1981.26.6.1020>

Townsend, S. (2025). Macroalgal (*Spirogyra*) nutrient and chlorophyll stoichiometric response to nutrient concentrations in a tropical river. *Limnologica*, 112, 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2025.126253>

- UDELAR. (2016). *Principios y Métodos de Limnología: Ejemplos de Uruguay*. (R. Arocena, Ed.) Montevideo: DIRAC.
<https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/handle/20.500.12008/27350>
- UNESCO & IAEA. (2016). Guide for designing and implementing a plan to monitor toxin-producing microalgae. (B. Reguera, R. Alonso, A. Moreira, S. Méndez, & M. Y. Dechraoui Bottein, Edits.) *IOC Manuals and Guides*(59). https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000214510_eng
- Van de Vyver, E., Pinseel, E., Verleyen, E., Vanormelingen, P., Van Wichelen, J., de Jong, R., . . . Vyverman, W. (2022). Comunidades de diatomeas planctónicas en los lagos templados del centro-sur de Chile con enfoque en *Asterionella formosa* y el género *Aulacoseira*. *Journal of Paleolimnology*, 68(3), 279-296. <https://doi.org/10.1007/s10933-022-00247-8>
- Vélez-Azañero, A., Lozano, S., & Cáceres-Torres, 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.
<https://doi.org/10.21704/rea.v15i2.745>
- Viteri-Garcés, M. I., Chalen-Medina, J. A., & Cevallos-Revelo, Z. L. (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. <https://doi.org/10.23857/dc.v3i3.497>

- Wacklin, P., Hoffmann, L., & Komárek, J. (2009). Nomenclatural validation of the genetically revised cyanobacterial genus *Dolichospermum* (Ralfs ex Bornet et Flahault) comb. nova. *Fottea*, 9(1), 59-64.
<https://doi.org/10.5507/fot.2009.005>
- Wasmund, N., Topp, I., & Schories, D. (2006). Optimising the storage and extraction of chlorophyll samples. *OCEANOLOGIA*, 48(1), 125-144.
<https://bibliotekanauki.pl/articles/47427>
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems* (3 ed.). San Diego, California, EEUU: ELSEVIER Academic Press.
<https://es.scribd.com/document/559820988/WETZEL-Robert-G-Limnology-Lake-and-River-Ecosystems>
- Willen, E. (2000). Phytoplankton in Water Quality. Assessment-An indicator concep. En P. Heinonen, G. Ziglio, & A. Van Der Beken (Edits.), *Water Quality Measurements Series: Hydrological and Limnological Aspects of Lake Monitoring* (págs. 56-80). Chichester, England: John Wiley & Sons.
<https://doi.org/10.1002/9780470511121>
- Zhang, Y., Yu, H., Liu, J., & Guo, Y. (2024). Analysis of water quality and the response of phytoplankton in the low-temperature environment of Majiagou Urban River, China. *Heliyon*, 10(4), e25955.
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e25955>

Zhou, J., Qin, B., Casenave, C., Han, X., Yang, G., Wu, T., . . . Ma, J. (2015).
Effects of wind wave turbulence on the phytoplankton community
composition in large, shallow Lake Taihu. *Environmental Science and
Pollution Research*, 22, 12737-12746. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4535-2>

ANEXOS

Anexo 1

Etiqueta para botella de muestreo

<p>CODIGO DE MUESTRA:</p> <p>FECHA: HORA:</p> <p>PRESERVANTE:</p> <p>USO DE MUESTRA:</p> <p>TIPO DE RECOLECCIÓN:</p> <p>OTROS:</p>

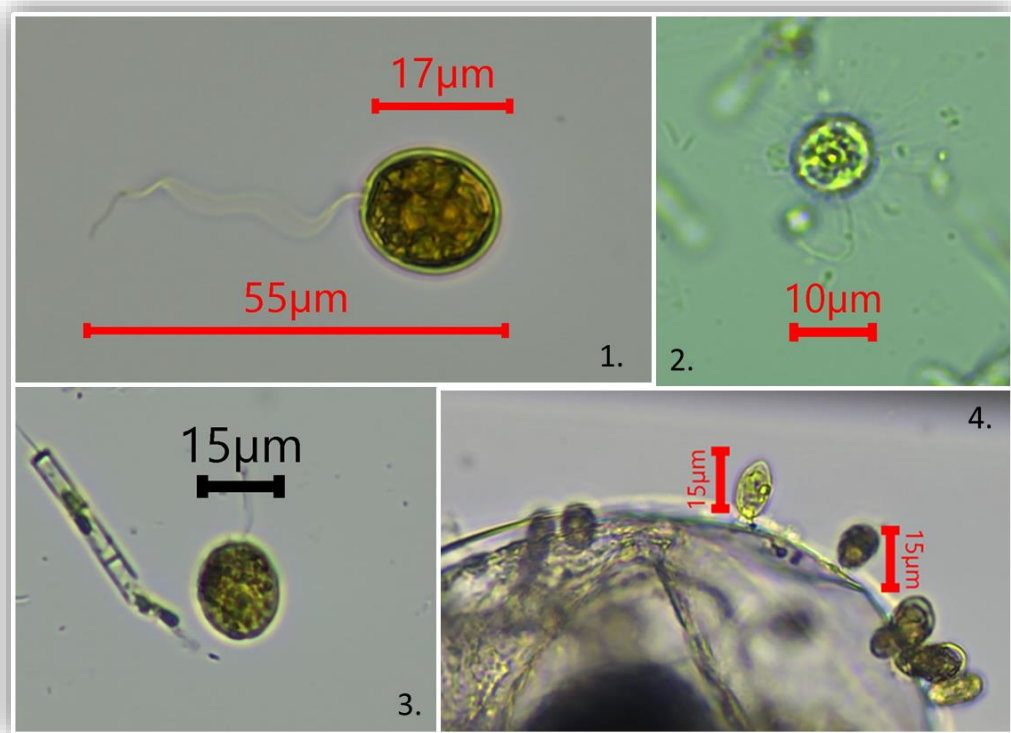
Anexo 2

Ficha de datos fisicoquímicos mensual

FICHA DE DATOS MENSUAL					
MES: _____					
Hora de Inicio: _____					
Hora de Terminó: _____					
Observaciones: _____					
CODIGO DE ESTACIÓN	ECula1	ECula2	ECula3	ECula4	Observaciones
Disco de Secchi (m)					
Zona eufótica(m)					
OD (mg/L)					
pH					
Temp. (°C)					
CE (µS/cm)					
TDS (ppm)					

Anexo 3

Especies del filo Euglenophyta

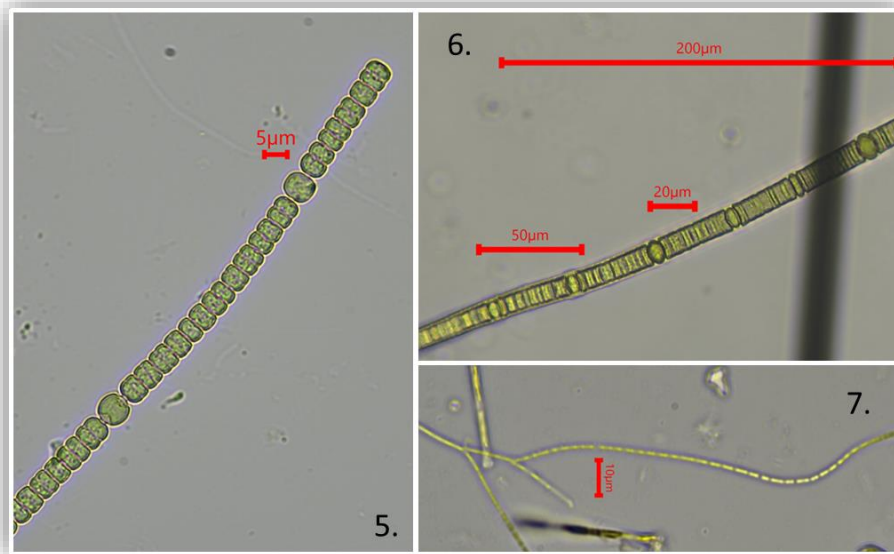


Nota. 1. *Traquelomonas* sp., 3. *Traquelomonas hispida*, 2. *Golenkinia radiata*, 4.

Colacium sp. (sobre zooplancton).

Anexo 4

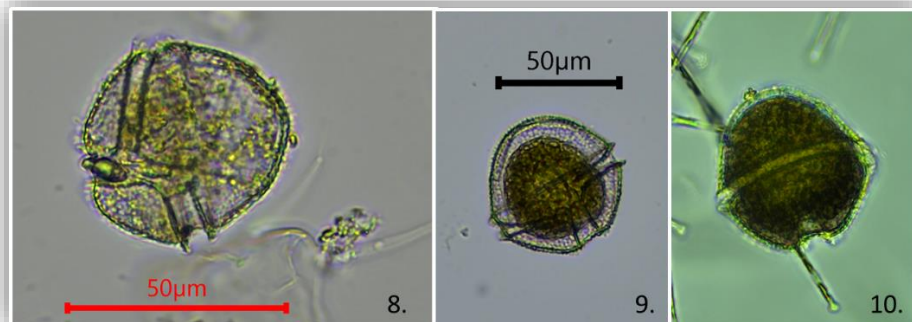
Especies del filo Cyanobacteria



Nota. 5. Anabaena sp., 6. Nodularia sp., 7. Pseudanabaena sp.

Anexo 5

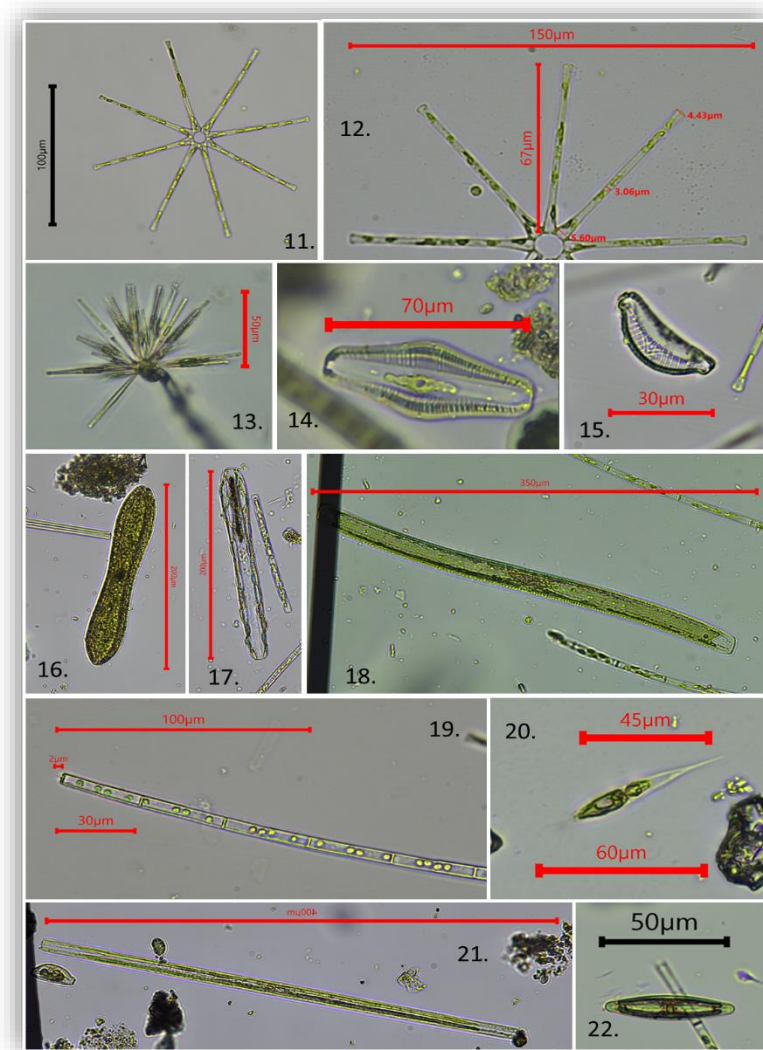
Única especie Dinoplágellata



Nota. 8,9,10. Peridinium cinctum

Anexo 6

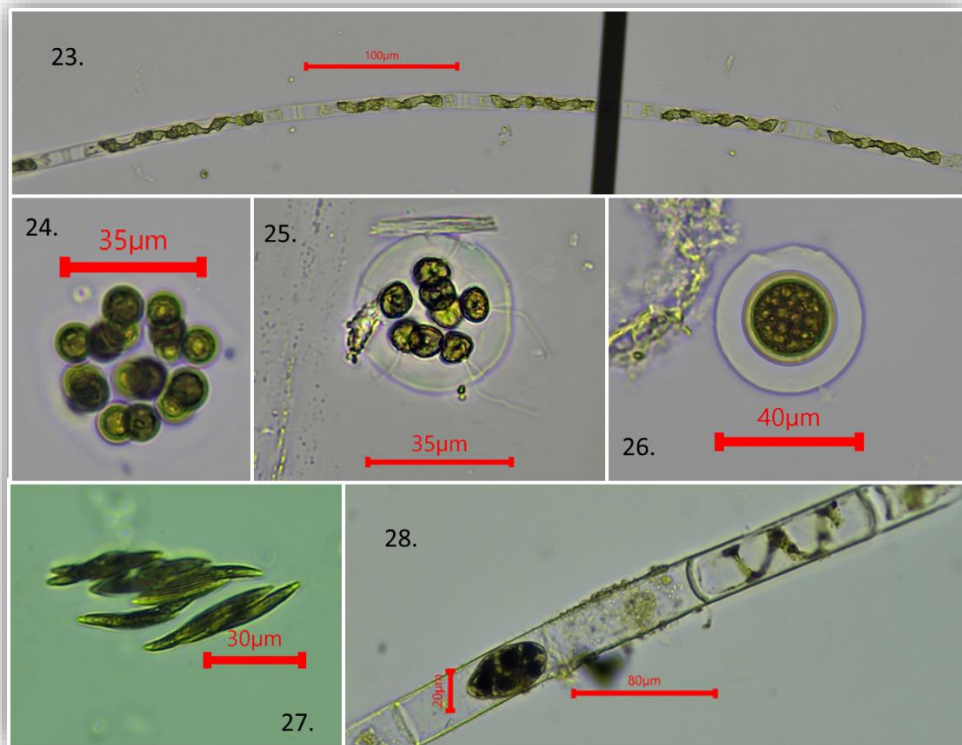
Especies del filo Heterokontophyta



Nota. 11,12. *Asterionella Formosa*, 13. *Synedra radians*, 14. *Rhopalodia gibba*, 15. *Ephytemia sorex*, 16,17. *Cymatopleura solea*, 18. *Nitzschia sigmoidea*, 19. *Aulacoseira granulata*, 20. *Mallomonas akrokomos*, 21. *Ulnaria ulna*, 22. *Navicula* sp.

Anexo 7

Especies del Filo Charophyta y Chlorophyta



Nota. 23. *Spirogyra* sp. (28. cigoto en tubo de conjugación), 24. *Sphaerocystis* sp.,
25. *Eudorina* sp., 26. *Planktosphaeria gelatinosa* (colonia joven), 27.
Acutodesmus sp.