

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO  
COLORADO (REGION DEL MAULE, CHILE CENTRAL),  
MEDIANTE ÍNDICES DE MACROINVERTEBRADOS PRE Y POST  
IMPLEMENTACIÓN DE LA CENTRAL HIDROELÉCTRICA “RÍO  
COLORADO”

Tesis

Entregada a la  
Universidad de Valparaíso,  
en cumplimiento parcial de los requisitos  
para optar al grado de

Magíster en Ciencias Biológicas mención Biodiversidad y Conservación  
Instituto de Biología  
Facultad de Ciencias

Por

**Jary R. Valdivia Silva**

Junio, 2025

INSTITUTO DE BIOLOGIA  
FACULTAD DE CIENCIAS  
UNIVERSIDAD DE VALPARAISO

INFORME DE APROBACION  
TESIS DE MAGISTER

Se informa a la Dirección de Postgrado de la Facultad de Ciencias que la Tesis de Magíster  
presentada por el candidato

**JARY RAFAEL VALDIVIA SILVA**

Ha sido aprobada por la comisión de evaluación de la tesis, como requisito para optar al grado de Magíster en Ciencias Biológicas mención Biodiversidad y Conservación, en el examen de defensa de tesis rendido el día 1 de agosto de 2025.

**Comisión Evaluadora de Tesis:**

Nombre de los integrantes:	Institución:	Rol en la comisión:
Prof. Hernán Gaete Olivares	Universidad de Valparaíso	Director(a)
Prof. Gabriela Lobos Valenzuela	Universidad de Valparaíso	Evaluador interno
Prof. Ricardo Figueroa Jara	Universidad de Concepción	Evaluador externo

# INDICE DE CONTENIDOS

<b>RESUMEN</b> .....	<b>7</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>9</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>11</b>
<b>1.1 PROBLEMA</b> .....	<b>23</b>
<b>1.2 HIPÓTESIS</b> .....	<b>25</b>
<b>1.3 OBJETIVOS</b> .....	<b>25</b>
<b>2. MATERIALES Y MÉTODOS</b> .....	<b>26</b>
<b>2.1 ÁREA DE ESTUDIO</b> .....	<b>26</b>
<b>2.2 DATOS UTILIZADOS</b> .....	<b>27</b>
<b>2.3 EVALUACIÓN DE LA CALIDAD AMBIENTAL DE LAS AGUAS DEL RÍO COLORADO UTILIZANDO LOS ÍNDICES BIÓTICOS IBMWP, SIGNAL 2 Y FBI</b> .....	<b>29</b>
<b>2.4 MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS</b> .....	<b>33</b>
<b>2.5 CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL</b> .....	<b>34</b>
<b>3. RESULTADOS</b> .....	<b>36</b>
<b>3.1 OBTENCIÓN, PROCESAMIENTO Y ANÁLISIS DE DATOS PÚBLICOS</b> .....	<b>36</b>
<b>3.2 ÍNDICES BIÓTICOS DE CALIDAD DE AGUA</b> .....	<b>40</b>
<b>3.3 RELACIÓN ENTRE LOS ÍNDICES Y LOS PARÁMETROS FÍSICOS-QUÍMICOS</b> .....	<b>52</b>
<b>4. DISCUSION</b> .....	<b>54</b>
<b>5. CONCLUSIONES</b> .....	<b>61</b>
<b>6. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS</b> .....	<b>63</b>
<b>7. ANEXOS</b> .....	<b>73</b>

## INDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Ubicación de las estaciones de muestreo para evaluar la calidad ambiental del agua por medio de los índices bióticos. Se indican las coordenadas UTM y el tramo al cual pertenece. Río Colorado. Región del Maule. Datum WGS 84, Zona 19H (Modificado de SyA Ambiental, 2015). .....	31
<b>Tabla 2.</b> Resumen de las campañas de monitoreo ambiental realizadas en el área de estudio: fecha de ejecución, temporada y estado de intervención asociado a la central hidroeléctrica “Río Colorado”. .....	37
<b>Tabla 3.</b> Representatividad taxonómica de todas las familias de macroinvertebrados bentónicos obtenidas en las campañas de monitoreo y su inclusión en los índices IBMWP, FBI y SIGNAL2. ✓: Incluido, ✖: No incluido. .....	42

## INDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Representación esquemática general del modelo de central hidroeléctrica de paso con captación sin embalse, donde los números corresponden a 1) Derivación, 2) Bocatoma, 3) Tanque de sedimentación, 4) Canal de aducción, 5) Cámara de carga, 6) Tubería forzada 7) Canal de Restitución 8) Casa de máquinas 9) Línea de transmisión Flecha Roja: sección de caudal reducido. Esquema extraído de Kuriqi <i>et al.</i> , 2021 .....	28
<b>Figura 2.</b> Fotografías panorámicas del a) sector superior, b) sector medio y c) sector inferior del cauce del río Colorado (Imágenes extraídas de SyA Ambiental, 2014). .....	30
<b>Figura 3.</b> Ubicación de las estaciones de muestreo en el área de estudio a lo largo del cauce del Río Colorado. Región del Maule. Datum WGS 84, Zona 19H (Elaboración Propia). .....	32
<b>Figura 4.</b> Análisis de ordenación n-MDS en dos dimensiones, con factor de agrupación “Laboratorio” .....	37
<b>Figura 5 (Continuación).</b> Distribución de las concentraciones de a) Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), b) Fósforo Total ( $\text{mg}/\text{L}$ ), y c) Nitrógeno Total ( $\text{mg}/\text{L}$ ) medidos en la columna de agua entre las diferentes campañas, segregado por los tramos AC (Arriba de la Captación), BR (Bajo la Restitución) y CE (Caudal Ecológico). Los puntos rojos corresponden a los valores promedio, mientras que las cajas representan el rango intercuartílico, con la línea horizontal indicando la mediana y los bigotes señalando el rango de valores sin considerar los atípicos, siendo marcados como puntos individuales. .....	39
<b>Figura 6.</b> Riqueza de especies, Índice de Diversidad ( $H'$ ), Índice de Dominancia ( $D$ ) e Índice de Uniformidad de Pielou ( $J'$ ). obtenidos a partir del ensamble de macroinvertebrados bentónicos entre las diferentes campañas de monitoreo, segregadas por Periodo de Intervención (Verde: Sin Intervención, Amarillo: Construcción, Rojo: Operación) .....	41

**Figura 7.** Frecuencia de ocurrencia de cada categoría de calidad de agua (Azul: Muy Buena; Verde: Buena; Amarillo: Regular; Naranja: Mala; Rojo: Muy Mala) obtenida dentro de cada campaña de monitoreo (C2 a C11), segregado por los índices IBMWP, SIGNAL2 (SG2) y FBI. ....44

**Figura 8.** Distribución las categorías de calidad de agua obtenidas por medio del índice IBMWP en cada campaña de estudio a lo largo de los puntos prospectados .....45

**Figura 9.** Distribución las categorías de calidad de agua obtenidas por medio del índice SIGNAL-2 en cada campaña de estudio a lo largo de los puntos prospectados .....47

**Figura 10.** Distribución las categorías de calidad de agua obtenidas por medio del índice FBI en cada campaña de estudio a lo largo de los puntos prospectados .....48

**Figura 11.** Distribución de las magnitudes correspondientes a los índices de calidad de agua FBI, IBMWP y SIGNAL2 según los periodos de intervención, entre los diferentes periodos de estudio, segregados por las categorías de calidad de cada índice. ....50

**Figura 12.** Análisis de Componentes Principales (PCA) realizado en base a los índices de macroinvertebrados bentónicos (IBMWP, SIGNAL 2 y FBI) y los parámetros ambientales (Temp: Temperatura; Cond: Conductividad; ODc: Oxígeno Disuelto; Tur : Turbidez; Cla: Clorofila a; PT = Fósforo Total; NTK = Nitrógeno Total Kjeldahl; CE: Conductividad; pH: Potencial de Hidrogeno, H: Índice de Diversidad de Shannon, D, Índice de Dominancia de Simpson, J: Índice de Uniformidad de Pielou, S: Riqueza de especies). El eje PC1 explica el 26,4% mientras PC2 da cuenta del 13,8%. ....52

## **DECLARACIÓN ETICA DE TRABAJO**

El presente estudio ha sido desarrollado exclusivamente a partir de información pública y constituye una investigación de gabinete, por lo tanto, no se requirió la evaluación ni la aprobación de comités especializados en bioseguridad o bioética. Asimismo, se ha garantizado el cumplimiento de principios éticos fundamentales, respetando la integridad de la información obtenida y generada, asegurando su adecuada interpretación en el marco metodológico establecido por la comunidad científica.

Asimismo, el uso de inteligencia artificial en este estudio se limitó a funciones de soporte técnico, específicamente para la traducción de la sección “Resumen” del español al inglés, así como para la detección de errores del código implementado en el software R para el manejo de datos. Dicha herramienta se ha empleado de manera estrictamente técnica y supervisada, sin incidir en el desarrollo conceptual o en la formulación de resultados, discusiones y conclusiones, lo que garantiza la originalidad, integridad y rigurosidad de los hallazgos exhibidos en el presente documento.

Finalmente, se declara que no existe conflicto de interés alguno que interfiera en el desarrollo de la investigación realizada, siendo llevada a cabo bajo el principio de imparcialidad y transparencia, garantizando la objetividad de los resultados obtenidos.

## RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue evaluar la calidad del agua del río Colorado (Región del Maule), mediante índices de macroinvertebrados bentónicos antes y después de la implementación de la central hidroeléctrica de paso “Río Colorado”. Para ello, se analizaron datos históricos obtenidos del Sistema Nacional de Información de Fiscalización Ambiental (SNIFA), entidad que recopila y alberga información relacionada con el seguimiento de proyectos sujetos a las normativas nacionales por su impacto ambiental. Bajo este contexto, se analizó la información biótica y abiótica levantada de manera trimestral entre los años 2015 y 2019, mediante una grilla de estaciones de monitoreo distribuidas a lo largo del tramo a intervenir para la construcción y operación de la central hidroeléctrica de paso. Los resultados obtenidos identificaron importantes inconsistencias metodológicas entre las campañas de monitoreo, atribuibles principalmente al cambio en el laboratorio de análisis, derivando en variaciones de los umbrales de detección analíticos. Por otro lado, los índices de macroinvertebrados aplicados (IBMWP, FBI y SIGNAL 2), indicaron una disminución en la calidad de las aguas durante la etapa de construcción de la central hidroeléctrica, con una leve estabilización en la fase de operación, sugiriendo que las alteraciones más significativas fueron asociadas a la intervención directa del cauce durante las obras de construcción, pudiendo no ser acumulativas en el tiempo o bien, reflejan la resiliencia de la biota macroinvertebrada. Asimismo, no se detectaron diferenciaciones en la calidad de las aguas a nivel geoespacial. Cabe destacar que cada índice entregó resultados contrastantes entre sí, respondiendo a su respectiva naturaleza cualitativa, cuantitativa y semi cuantitativa, permitiendo desprender que su utilización conjunta ofrece una mirada más integral y completa del sistema evaluado. No se observó una relación entre los parámetros físicos y químicos de la columna de agua con los índices de calidad, sugiriendo que otros factores

ambientales, como la dinámica hidromorfológica, la granulometría o la conectividad del cauce, podrían tener un rol más relevante en la respuesta biológica del ensamble de macroinvertebrados bentónicos. En conclusión, fue posible observar cambios en la calidad de las aguas del Rio Colorado luego de la implementación de la central hidroeléctrica de paso del mismo nombre, mediante la aplicación conjunta de los índices IBMWP, SIGNAL 2 y FBI, indicando la necesidad de incluir variables adicionales que respondan de mejor manera a la evaluación de la calidad ambiental, no solo para mejorar la comprensión que se tiene sobre las presiones que ejercen las centrales hidroeléctricas sobre los ecosistemas rivereños, sino también, para utilizar información robusta y atinente a nuestra zona geográfica, en la generación, gestión e implementación de normativas y políticas públicas medioambientales.

## ABSTRACT

This study aimed to evaluate the water quality of the Rio Colorado (Region del Maule), using benthic macroinvertebrate indices, before and after the implementation of the “Río Colorado” run-of-river hydroelectric plant. For this purpose, historical data from the National Environmental Compliance Information System (SNIFA) - a platform that compiles monitoring information for projects under national environmental regulations - were analyzed. Biotic and abiotic data collected quarterly between 2015 and 2019 were assessed across a network of monitoring stations located along the river section affected by the construction and operation of the hydroelectric facility. The results revealed important methodological inconsistencies between monitoring campaigns, mainly associated with changes in the laboratory responsible for analysis, which led to variations in analytical detection thresholds.

The macroinvertebrate indices used (IBMWP, FBI, and SIGNAL 2) indicated a decline in water quality during the plant’s construction phase, followed by a slight stabilization during its operational phase. This pattern suggests that the most significant impacts were linked to the direct channel disturbance during construction, and possible, non-cumulative effects over time, or it reflects the resilience of the macroinvertebrate communities. No clear geospatial differences in water quality were observed along the monitored river stretch. Notably, the three indices yielded contrasting results due to their respective qualitative, quantitative, and semi-quantitative natures, highlighting the value of their combined application for a more complete understanding of the ecosystem condition. Additionally, no consistent relationships were found between physicochemical parameters and macroinvertebrate indices, suggesting that other environmental factors—such as hydromorphological dynamics, sediment composition, or channel connectivity—may play a more decisive role in shaping macroinvertebrate responses. In

conclusion, changes in water quality were detected in the Colorado River following the implementation of the run-of-river hydroelectric plant, as evidenced through the combined use of the IBMWP, SIGNAL 2, and FBI indices. These findings underline the importance of incorporating broader environmental variables into water quality assessments, not only to better understand the pressures exerted by hydroelectric development on river ecosystems, but also to obtain robust and context-specific environmental data, that supports and serves as a framework in national environmental regulations.

## 1. INTRODUCCIÓN

Los ríos han sido unos de los ecosistemas más utilizados por el hombre a lo largo de su historia, sirviendo de suministro de agua y de alimentos; además, debido al movimiento unidireccional del flujo, se han utilizado como sistema de transporte y remoción de desechos. Muchas de las actividades humanas modifican los ecosistemas fluviales como las deforestaciones, las urbanizaciones, los drenajes, la extracción de áridos y la agricultura que pueden alterar el régimen hidrológico, afectando los aportes totales de agua, la carga de sedimentos y la capacidad de dilución de los vertidos contaminantes (Macdonald *et al.*, 1996; Sánchez y García, 1999; Preston, 2002; Relyea, 2005; Gray y Delaney, 2008, Jiang *et al.*, 2021, Braun *et al.*, 2022). Dentro de estas actividades, se encuentran las centrales hidroeléctricas, las cuales, a través de su construcción, operación y mantenimiento, pueden inducir una serie de alteraciones en el medio ambiente, incluyendo la modificación del hábitat físico, que se manifiesta en cambios en la temperatura del agua, el tamaño del grano de sedimento, la profundidad y velocidad del agua, las fluctuaciones de descarga y el desagüe, teniendo impactos relevantes en los ecosistemas acuáticos, como la alteración de la diversidad y composición taxonómica del ensamble biótico (Gu *et al.*, 2022; Quadroni *et al.*, 2023). En general, la contaminación, independiente de su origen, reduce la calidad del hábitat para los seres vivos de los sistemas acuáticos. De acuerdo con Malik *et al.* (2020), Mushtag *et al.* (2020), Dar *et al.* (2021) y Jiang *et al.* (2021), los principales tipos de contaminación que afectan las comunidades de organismos acuáticos se pueden agrupar de la siguiente manera:

- Cambios físicos o condiciones de contorno, los cuales producen efectos generales sobre toda la comunidad y el ambiente global, destruyendo el hábitat de muchas especies o generando un efecto importante de forma directa o indirecta en la fisiología de los organismos.
- Los contaminantes orgánicos producen una disminución del contenido de oxígeno en el agua y potencian los efectos de otros tóxicos, siendo más frecuente en los vertidos urbanos.
- La eutrofización, implica un incremento de los nutrientes presentes en el agua, provocando un crecimiento algal excesivo, dando lugar a cambios importantes en la composición de las comunidades acuáticas y, a la vez, degradando la calidad del agua para los usos humanos por la presencia en ella de diferentes compuestos que pueden ser tóxicos (Malik *et al.* 2020).
- Los contaminantes denominados tóxicos son aquellos que pueden producir un efecto fisiológico importante en una o más especies animales o vegetales que originen su muerte y/o su incapacidad para reproducirse e interactuar con otros individuos. Los metales pesados, pesticidas y herbicidas entran en esta definición.

Por lo tanto, con el fin de mantener las características físicas y químicas acordes con los diferentes usos que la sociedad requiere, y reconociendo al mismo tiempo que la conservación de la biodiversidad resulta esencial para asegurar la funcionalidad del sistema y la provisión de agua para múltiples servicios ecosistémicos, más aún, frente a la actual preocupación mundial por la escasez de agua dulce, su constante demanda por parte de la población humana, la degradación y pérdida de hábitats acuáticos continentales (Joseph *et al.*, 2020; Caretta *et al.*, 2022), se ha hecho necesaria e imprescindible la evaluación de la calidad de las aguas de los ríos. Considerado

De forma general, la calidad del agua ha sido definida considerando los siguientes aspectos:

- a) Los tipos, concentraciones y especies de sustancias orgánicas e inorgánicas presentes en el agua; y
- b) La composición y estado de la biota acuática y los cambios temporales y/o espaciales que se producen debido a los factores intrínsecos y extrínsecos al sistema acuático en estudio.

Esta última definición aborda el problema de la calidad del agua en términos ecosistémicos debido a que, la evaluación basada en análisis físicos y químicos resulta incompleta, al estar restringida en términos temporales y espaciales; además, no considera las fuentes de alteración, como los cambios en el hábitat físico o la modificación del régimen de caudal (Alba Tercedor, 1996; UN-Water, 2018; Akhtar *et al.*, 2021; Brauns *et al.*, 2022). Cabe destacar que, aunque la toma de muestras se realice en forma periódica, estas no dejan de ser puntuales y por lo tanto los vertidos que no ocurren de forma continua pueden pasar desapercibidos (Alba Tercedor, 1996; Dart *et al.* 2021).

Teniendo en cuenta que las respuestas de las comunidades acuáticas no se circunscriben al momento de la toma de muestra, e integran impactos de periodos anteriores, junto con las consecuencias de los posibles contaminantes que permite ser evaluado según el verdadero efecto que tienen sobre la biocenosis (Sánchez-Vélez y García-Nuñez, 1999; Buss *et al.*, 2015; Fierro *et al.*, 2017), estas comunidades actúan como un buen indicador para realizar seguimientos ambientales que involucran a distintos estamentos de la sociedad, sin la necesidad de sofisticados laboratorios (Chessman, 2003a). Este enfoque biológico y ecológico es alentado por entidades internacionales como la ONU e incluido por diversos países en sus criterios de monitoreo de calidad de agua, logrando un diagnóstico general y comparable a nivel mundial (UN-Water, 2018).

Los métodos biológicos más empleados para bioindicación son aquellos que se basan en la composición de la comunidad de macroinvertebrados bénticos (Buss *et al.*, 2015). La evaluación puede hacerse a diferentes niveles de precisión, obteniéndose una mejor estimación en función del nivel de conocimientos que se tenga de la fauna acuática. Estas “evaluaciones rápidas de ecosistemas”, han comprobado su efectividad en países como el Reino Unido (Armitage *et al.*, 1983; Harper *et al.*, 2000; Gray y Delaney, 2008), España (Alba Tercedor y Sánchez Ortega, 1988; Armitage *et al.*, 1990; Alba Tercedor, 1996; Gil Quilez *et al.*, 2001; Oscoz *et al.*, 2007), Italia (Battezzore *et al.*, 1994; Buffagni, 1997), Brasil (Marques *et al.*, 1999), Grecia (Eleftheria *et al.*, 2000), Colombia (Roldán, 2001 y Riss *et al.*, 2002) y Estados Unidos (Roy *et al.*, 2003; Butchera *et al.*, 2003; Kratzer *et al.*, 2006).

### **Bioindicadores y sus aplicaciones**

Un bioindicador puede ser definido como la capacidad de un componente del sistema para entregar información acerca de las condiciones y características del sistema al cual pertenece. En el caso de los cursos de agua, los indicadores biológicos son referidos a organismos o grupos de los mismos que responden fisiológica o conductualmente a un amplio espectro de condiciones alteradoras (físicas del medio y/o a sustancias químicas de origen inorgánico u orgánico), sean éstas de procedencia natural o antrópica (Sánchez y García, 1999; Buss *et al.*, 2015; Fierro *et al.*, 2017).

Alba-Tercedor (1996), Sánchez y García (1999), Roldán (2001) y Figueroa *et al.* (2003) consideran a los macroinvertebrados bentónicos como los mejores indicadores de calidad del agua en los ríos debido a que son abundantes, de amplia distribución y fáciles de recolectar. En su

mayoría son sedentarios o de poca movilidad y, por lo tanto, reflejan las condiciones locales. Son relativamente fáciles de identificar, si se compara con otros grupos, y proporcionan información para integrar efectos acumulativos. Ejemplos de esta capacidad de bioindicación son las referencias que hacen Margalef (1983) y Hellowell (1986) sobre los oligoquetos y algunos quironómidos (o sus larvas), organismos que son ampliamente tolerantes al enriquecimiento orgánico, siendo eficientes en la utilización del material alóctono. Así, los oligoquetos son capaces de vivir en depósitos orgánicos donde hay gran disponibilidad de alimento y sus depredadores están ausentes (por ejemplo, hirudíneos).

En este sentido, y como fue descrito anteriormente, la variación de la estructura comunitaria de macroinvertebrados bentónicos ha sido utilizada como un bioindicador de la condición de calidad de los sistemas acuáticos (Buss *et al.*, 2015, Fierro *et al.*, 2017). Si la perturbación alcanza un nivel letal para los organismos intolerantes, estos desaparecen y su lugar es ocupado por organismos tolerantes. Cuando la perturbación no sobrepasa el umbral letal, los organismos intolerantes abandonan la zona alterada, dando paso a los tolerantes. De este modo, las variaciones en la composición y estructura comunitaria en los ríos pueden interpretarse como signos de algún tipo de contaminación.

### **Índices biológicos**

Un índice corresponde a una jerarquización o una ordenación matemática que tiene como finalidad cuantificar un conjunto de características importantes del sistema, evitando el tener que abordarlo en su totalidad. De esta manera, los índices bióticos de calidad de agua están basados en el estudio de diferentes tipos de medidas respecto a la estructura, composición y respuesta de

la comunidad acuática. Cuando se trata de monitorear la calidad ambiental del agua utilizando la comunidad, lo que se busca es resumir la magnitud o el grado de perturbación sobre el sistema de interés, teniendo en cuenta que, al utilizar una comunidad se minimizan los errores y se multiplica la capacidad de detección de las alteraciones en el medio (Alba Tercedor, 1996; Kratzer *et al.*, 2006; Oscoz *et al.*, 2007; Fierro *et al.*, 2017).

La manera más simple de evaluar los impactos de diferentes tipos de perturbaciones ambientales sobre las comunidades lólicas es el uso de índices de diversidad, estableciendo que la salud de los ríos se relaciona directamente con el grado de complejidad que puede alcanzar la comunidad (Segnini, 2003). Sin embargo, esta aproximación no toma en cuenta el tipo de organismos presentes y su capacidad de aclimatarse a los cambios en el medio ambiente. Es por esto, que estos índices han sido progresivamente sustituidos por los llamados “índices bióticos”. Estos índices integran la composición y la capacidad de aclimatación de los taxa, aspectos que son considerados al determinar la tolerancia de los diferentes grupos de organismos a los factores de perturbación; la presencia o ausencia y/o la abundancia de un taxón se pondera de acuerdo con la sensibilidad que presenta ante las perturbaciones que se quiera evaluar (Segnini, 2003). Según Stark *et al.* (1999) se puede clasificar a los índices biológicos en tres tipos:

- Índices cualitativos, que tienen en cuenta sólo la presencia o ausencia de los taxa e ignora su abundancia. Dentro de estos se encuentran el Extended Trent Biotic Index (EBI; Woodiwiss, 1978), el Biological Monitoring Working Party (BMWP; Armitage *et al.*, 1983) y el Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP; Alba Tercedor y Sánchez Ortega, 1988).

- Índices semi-cuantitativos, que incluyen la información sobre la composición taxonómica y las abundancias evaluadas en términos semi-cuantitativos, como el Chandler Score System (Chandler, 1970), el Semi Quantitative Macroinvertebrate Community Index (SQMCI; Stark, 1998) y el Stream Invertebrate Grade Number Average Level versión 2 (SIGNAL 2; Chessman, 2003).
- Índices cuantitativos que consideran tanto la composición taxonómica como la abundancia numérica. Ejemplos de estos índices son el South African Score System (SASS; Chutter, 1972), el Quantitative Macroinvertebrate Community Index (SQMCI; Stark, 1985) y el Family Biotic Index (FBI; Hilsenhoff, 1988).

Dentro de los índices más utilizados de cada categoría expuesta se encuentran:

### **Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP)**

El índice biótico Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP) es una variante del índice BMWP, que fue originalmente ideado para el monitoreo de los ríos británicos. El Biological Monitoring Working Party (BMWP) fue establecido en Gran Bretaña en 1978 por el “National Water Council”, como una metodología simple y rápida para evaluar la calidad del agua usando los macroinvertebrados como bioindicadores. En esa oportunidad, Armitage y otros investigadores (Armitage *et al.*, 1983; Hawkes, 1997) desarrollaron un sistema de puntuación en donde a cada Familia se le atribuye un valor de 1 a 10, dependiendo de su sensibilidad a la contaminación. Este sistema de puntuación involucra aproximadamente a 80 familias y el orden Oligochaeta en su totalidad debido a que, en este se encuentran unas 100 familias resistentes que

son de difícil determinación (Hawkes, 1997; Alba Tercedor y Sánchez Ortega, 1988, Alba Tercedor, 1996).

El IBMWP es básicamente es una modificación del BMWP, propuesta para los ríos españoles por Alba Tercedor. La modificación que consistente en la inclusión de Familias que no se encuentran en la fauna fluvial británica y el cambio en la puntuación de algunas familias que se encuentran en ambos países (**Anexo 1**). El valor del índice biótico IBMWP se calcula sumando las puntuaciones de las distintas familias registradas en cada punto de muestreo. Cuanto más elevado es el valor del índice biótico IBMWP, la calidad del agua es mejor (Alba Tercedor y Sánchez Ortega, 1988, Alba Tercedor, 1996).

$$IBMWP = \sum t_i$$

donde  $t_i$  es el valor de tolerancia del taxón.

### **Stream Invertebrate Grade Number-Average Level 2 (SIGNAL 2)**

El Stream Invertebrate Grade Number-Average Level (SIGNAL) fue desarrollado en Australia durante 1993 y fue utilizado en el río Hawkesbury-Nepean, cercano a la ciudad de Sydney, para evaluar los impactos de descargas de las plantas de tratamiento de aguas residuales. La aplicación a nivel nacional del índice SIGNAL original presentaba problemas dado que, en ese momento, se tenía poco conocimiento sobre la distribución y los niveles de tolerancia de los macroinvertebrados australianos. La mayoría de la información provenía del sector sur-oriental de Australia, por lo tanto, el SIGNAL original era difícil de aplicar en los sectores norte, occidental e interior de Australia (Chessman, 2003a y b).

Desde 1994, biólogos de las agencias gubernamentales de Australia han estudiado los macroinvertebrados, la calidad del agua y el hábitat en centenares de ríos australianos. Este estudio, que fue desarrollado bajo el "National River Health Program", junto con diversos proyectos proporcionaron la información que fue empleada para originar una versión más versátil y fiable del SIGNAL, llamada SIGNAL 2 (Chessman *et al.*, 1997 y Chessman, 2003a y b).

Al igual que la versión original, el SIGNAL 2 utiliza la identificación de los macroinvertebrados hasta el nivel de Familia. Cada una de ellas tiene una puntuación entre 1 y 10 (**Anexo 2**). Una puntuación baja significa que las Familias son tolerantes para un amplio rango de condiciones medioambientales, incluidas formas comunes de contaminación; en cambio, una alta puntuación denota que la Familia es sensible a la mayoría de las formas de contaminación. Además, a cada taxón se le aplica un factor de peso que depende de su abundancia (**Anexo 3**). El índice se calcula de la manera siguiente

$$SIGNAL\ 2 = \frac{\sum t_i w_i}{\sum w_i}$$

donde  $t_i$  es el valor de tolerancia del taxón y  $w_i$  corresponde al factor de peso del número de individuos en el taxón.

### **Family Biotic Index (FBI)**

El Family Biotic Index fue creado en Estados Unidos por Hilsenhoff en 1988, modificando levemente el índice desarrollado por Chutter en 1972, para medir la calidad de las aguas de los ríos Sudafricanos (Figuroa *et al.*, 2003). El valor de tolerancia de cada Familia fue asignado a partir de la abundancia de cada especie perteneciente a la Familia en el Estado de Wisconsin. Estos valores de tolerancia para las Familias se encuentran en un rango de 0 (muy intolerante) a 10 (muy tolerante) basado en su tolerancia a la contaminación orgánica; al igual que el índice

IBMWP, también integra todas las Familias del orden Oligochaeta en un único valor de tolerancia (**Anexo 4**). El índice se calcula de la manera siguiente

$$FBI = \sum \frac{x_i t_i}{n}$$

donde  $x_i$  es el número de individuos dentro de un taxón,  $t_i$  es el valor de tolerancia del taxón y  $n$  corresponde al número total de organismos en la muestra.

### **Utilización de macroinvertebrados para evaluar la calidad ambiental del agua en latino América**

El uso de macroinvertebrados para evaluar la calidad ambiental del agua en ríos ha sido ampliamente empleado en gran parte del mundo. Sin embargo, a nivel Latino Americano no han sido muy utilizados (Buss *et al.*, 2015). Entre sus aplicaciones se destacan las pruebas de uso de los macroinvertebrados bentónicos para la caracterización de ríos en Brasil, evaluando su diversidad de taxa (Marques *et al.*, 1999). En Venezuela, Vega y Durant (2000) establecen una relación entre la fenología de Efemerópteros y la calidad de las aguas del río Albarregas, mientras que, en Argentina, Pavé y Marchese (2005) estudiaron el efecto de efluentes industriales y cloacales sobre la estructura comunitaria del bentos en un río urbano. En Colombia se ha utilizado una modificación del método IBMWP, al cual los autores llaman BMWPcol, para evaluar la calidad ambiental del agua en sus ríos (Roldán, 2001 y Riss *et al.*, 2002).

La información existente en nuestro país acerca de los macroinvertebrados bentónicos como evaluadores de la calidad ambiental en ecosistemas dulceacuícolas es relativamente reciente. Dentro de ellos, cabe destacar el trabajo de Muñoz *et al.* (2001), donde se busca establecer una

evaluación rápida de la biodiversidad basándose en la discriminación de morfoespecies en cinco lagos de la región del Biobío con diferentes niveles de trofía (Chica y Grande de San Pedro, Lleu-Lleu, Quiñenco y Lanalhue), sin profundizar en identificaciones taxonómicas a niveles de Género y Especie. La principal conclusión de este estudio sugiere que la abundancia de Acari se incrementa desde la oligotrofía a la eutrofía, constituyéndose en potenciales bioindicadores en lagos de Chile central.

En cuanto al uso de Índices Bióticos, Figueroa *et al.* (2003) analiza la distribución de la macrofauna bentónica de la cuenca del río Damas y valida la utilización del Índice Biótico de Familias (FBI en inglés). Los resultados más relevantes de este estudio muestran una marcada tendencia a la disminución de riqueza específica desde la cabecera hacia aguas abajo de la cuenca. Asimismo, el índice FBI se correlacionó significativa y positivamente con variables estrechamente asociadas al uso intensivo de fertilizantes; sugiriendo que el FBI es un buen indicador de la calidad de las aguas de los ríos de cuencas agrícolas y ganaderas del sur de Chile.

Con posterioridad, Leiva (2004) evalúa la calidad de las aguas del estero Peu-Peu (Región de la Araucanía) utilizando el índice FBI, concluyendo que el índice constituye un buen indicador de la calidad del agua y permite comparar cuencas hidrográficas con uso de suelo semejantes.

Por su parte, Figueroa *et al.* (2007), utilizan índices bióticos en un estudio comparativo de la calidad de las aguas del río Chillán, estableciendo que los índices FBI y el SIGNAL (versión 1) son más sensibles a perturbaciones no detectadas por los índices cualitativos como el IBMWP; además, adiciona una nueva categoría de calidad ambiental (Muy Buena) para permitir la comparación del SIGNAL (versión 1) con otros índices como el FBI.

Cid (2007) concluye para la zona central de Chile, que en el tramo inferior del río Aconcagua, ni los parámetros físicos y químicos (temperatura, oxígeno disuelto, pH y conductividad), ni los índices comunitarios (similitud de Jaccard y Winner) y bióticos (IBMWP, IBF y SIGNAL 2) reflejan el gradiente de deterioro creciente que se espera en el curso inferior del río Aconcagua a medida que avanza hacia su desembocadura, postulando que esta situación podría deberse a que el cauce del río se va ensanchando e incrementando su capacidad de recuperación, de modo que, cualquier alteración existente no es capaz de generar un deterioro ambiental creciente.

Por su parte, Córdova y colaboradores (2009) evaluaron la calidad de las aguas del estero Limache, mediante la cuantificación de diversos parámetros como pH, conductividad, oxígeno disuelto, sólidos disueltos totales, demanda biológica de oxígeno, fósforo, nitrógeno y bioensayos, aplicando además, el índice biótico de macroinvertebrados ChIBF, el cual mostró una correlación significativa entre el índice ChIBF con la conductividad eléctrica y los sólidos disueltos totales, indicando que las zonas con mayor actividad antrópica, como la descarga del efluente de una planta de tratamiento de aguas domésticas presentan una menor diversidad de especies.

Dentro de los estudios más recientes, Fierro *et al.* (2019) realizan una investigación en los ríos Aconcagua, Maipo, Rapel, Mataquito y Maule, indicando el efecto de los usos de suelo sobre la flora y fauna acuática, donde algunos de los índices aplicados, como el FBI, muestran la separación de los efectos entre usos de suelo, asociando los organismos bentónicos con las perturbaciones locales originadas por la actividad humana, reafirmando el uso del índice FBI para el monitoreo relacionado con la degradación de los suelos.

## 1.1 PROBLEMA

Chile cuenta con 101 cuencas hidrográficas y 1251 ríos, pero solo 4 ríos, correspondiendo a Serrano, Maipo, Biobío y recientemente Aconcagua, tienen normativa secundaria vigente (DGA, 2016 y 2020), siendo decretadas en los años 2009, 2013, 2015 y 2023 respectivamente. Aunque existen 829 estaciones de monitoreo de calidad de agua, se necesita mayor información sobre macroinvertebrados como bioindicadores para desarrollar nuevas normativas o comparar con otros sistemas hidrológicos (Pastén *et al.*, 2019).

En general, la gestión ambiental se basa en mantener a lo largo del tiempo, estados discretos de calidad (Clark, 1983; UN, 1984), pero este enfoque genera extensas bases datos descriptivas, las cuales frecuentemente no consideran las variaciones estaciones, limitando su utilidad en las herramientas de gestión (Ignatiades *et al.*, 1986; Pagou e Ignatiades, 1988).

La región del Maule, zona con múltiples recursos hídricos y presiones antrópicas, alberga 21 centrales hidroeléctricas a lo largo de toda la región. Sin embargo, solo una de ellas, la central hidroeléctrica de paso “Rio Colorado”, se encuentra ubicada en el río del mismo nombre (DGA, 2017). Por lo tanto, los índices biológicos IBMWP, SIGNAL 2 y FBI, pueden actuar como herramientas efectivas para evaluar cambios en la calidad de las aguas del tramo intervenido del río Colorado, permitiendo detectar posibles deterioros ambientales asociados a la actividad hidroeléctrica, mediante los cambios en la comunidad de macroinvertebrados.

El análisis de estos índices, en conjunto con la información histórica disponible en el Sistema Nacional de Información de Fiscalización Ambiental (SNIFA), ofrece la oportunidad de

profundizar en el entendimiento de la dinámica del río Colorado, haciendo especial énfasis en la respuesta de los macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores. Cabe destacar que, dado el carácter histórico de los registros disponibles en el repositorio SNIFA, es necesario realizar una evaluación de la calidad y coherencia de estos datos antes de su utilización en los análisis ecológicos, constituyendo en una revisión preliminar clave para garantizar la fiabilidad y rigurosidad en la interpretación de los resultados, disminuyendo sesgos que podrían obnubilar las conclusiones respecto al impacto potencial de la central hidroeléctrica sobre la calidad de las aguas del río Colorado, afluente perteneciente al río Maule, considerado como uno de los cuatro ríos más importantes del país (Acuña *et al.*, 2005).

## 1.2 HIPÓTESIS

*La entrada en operación de la Central Hidroeléctrica “Río Colorado” afecta la calidad del agua del río Colorado, lo que se refleja en cambios espaciales y/o temporales en la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, en respuesta a esta intervención.*

## 1.3 OBJETIVOS

### **Objetivo general:**

Evaluar la calidad del agua del río Colorado en la Región del Maule, mediante el uso de índices de macroinvertebrados bentónicos antes y después de la implementación de la central hidroeléctrica “Río Colorado”.

### **Objetivos específicos:**

- Analizar la calidad y congruencia de los datos ambientales recopilados del Sistema Nacional de Información de Fiscalización Ambiental (SNIFA) referentes a la implementación de la central hidroeléctrica “Río Colorado”.
- Calcular los índices de macroinvertebrados bentónicos entre los diferentes tramos de monitoreo correspondientes al río Colorado.
- Comparar las variaciones de los índices de macroinvertebrados bentónicos antes y después de la entrada en operación de la central hidroeléctrica “Río Colorado”.
- Establecer la relación entre los parámetros físicos y químicos con los índices de macroinvertebrados bentónicos obtenidos antes y después de la entrada en operación de la central hidroeléctrica “Río Colorado”.

## **2. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **2.1 ÁREA DE ESTUDIO**

El río Colorado se encuentra en la cuenca del río Maule, el cual se ubica entre los 35° y 36° latitud sur, naciendo en el extremo norponiente de la laguna del Maule, y recorriendo por un lecho angosto y encajonado por altas montañas, expandiendo su cauce para atravesar por la llanura aluvial central y penetrar en la cordillera de la Costa, donde se le une por el norte, el río Claro, recibiendo escasos afluentes pluviales estacionales hasta llegar a la desembocadura en las planicies litorales, ubicada en la ciudad de Constitución, después de recorrer 240 km, siendo el cuarto río más extenso del país. Sus tributarios más relevantes provienen de la cordillera andina, como el río Puelche y Cipreses, siendo uno de los próximos afluentes en dirección Este a Oeste, el río Colorado (DGA, 2004).

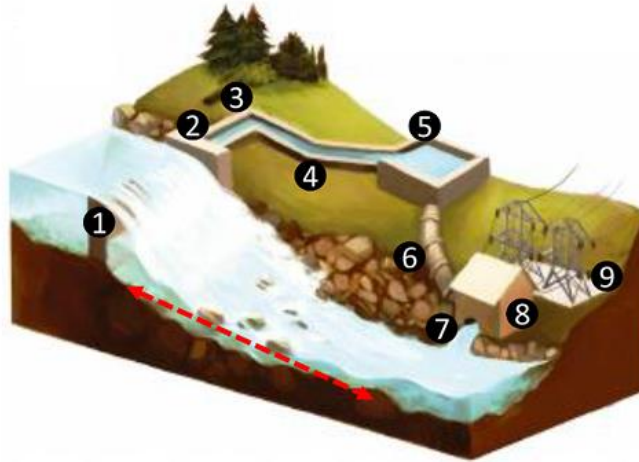
Si bien el presente trabajo se centra en el río Colorado, la Dirección General de Aguas (DGA) no contiene descripciones detalladas para este tramo. En consecuencia, y dado que el afluente conforma parte de la cuenca del río Maule, se consideran las características generales de ésta última, al presentar mayor disponibilidad de información proveniente de organismos gubernamentales.

La caracterización bioclimática de la zona corresponde al Mediterráneo pluviestacional, siendo oceánico y con déficit hídrico estival característico, con un régimen variable a lo largo del desarrollo de la cuenca del río Maule, siendo nívico-pluvial en la parte alta, adoptando un régimen mixto en la sección media para finalmente, ser caracterizado por un régimen pluvial en su parte baja (DGA, 2004).

Dentro de las actividades económicas que presenta la cuenca del Maule, se encuentran la actividad agropecuaria, seguida por la actividad industrial y el comercio, siendo un importante grupo las empresas forestales y centrales hidroeléctricas, constituyendo en diferentes tramos, el cuerpo receptor de aguas servidas y tratadas, junto con residuos industriales líquidos (DGA, 2004).

## **2.2 DATOS UTILIZADOS**

El proyecto Central Hidroeléctrica Río Colorado se encuentra ubicado en la comuna de San Clemente, contemplando la construcción y operación de una central hidroeléctrica de pasada de 15 MW de potencia instalada, captando aguas desde el Río Colorado aproximadamente a 160 m aguas abajo de su confluencia con el Estero San Pedro, mediante una bocatoma y canal de aducción con longitud de alrededor 4 300 metros, para llegar a la cámara de carga, de la cual partiría una tubería de conducción forzada hacia la casa de máquinas, para posteriormente restituir el agua al Río Colorado, aproximadamente a unos 1,5 km aguas arriba del puente El Colorado. Como se observa en la **Figura 1**, a modo general, las centrales de paso constituyen un sistema de generación de electricidad donde se realiza una desviación del cauce, redirigiendo un porcentaje de sus aguas hacia el sistema de turbinas, con una mínima retención de flujo, para luego restituir las aguas en un punto río abajo (Kuriqi *et al.*, 2021). Dado que la totalidad del cauce juega un rol fundamental en el ecosistema rivereño, alterarlo en cualquier proporción puede ejercer cambios tanto químicos como biológicos a este sistema, por lo que estas centrales de pequeña escala buscan disminuir su impacto, manteniendo un flujo que permita la conectividad a nivel lateral y longitudinal (World Bank Group, 2018).



**Figura 1.** Representación esquemática general del modelo de central hidroeléctrica de paso con captación sin embalse, donde los números corresponden a 1) Derivación, 2) Bocatoma, 3) Tanque de sedimentación, 4) Canal de aducción, 5) Cámara de carga, 6) Tubería forzada 7) Canal de Restitución 8) Casa de máquinas 9) Línea de transmisión Flecha Roja: sección de caudal reducido. Esquema extraído de Kuriqi *et al.*, 2021

Los datos utilizados corresponden a la recopilación de la información histórica del afluente a partir de los programas de Seguimiento Ambiental, alojados en el Sistema Nacional de Información de Fiscalización Ambiental (SNIFA), dependiente de la Superintendencia del Medio Ambiente (SMA) y generada para informar el impacto ambiental producido por una actividad o proyecto productivo. En este caso, en el contexto del cumplimiento de la Resolución de Calificación Ambiental (RCA) Resolución Exenta N° 170/2014, la “Central Hidroeléctrica Río Colorado” realizó prospecciones trimestrales lo largo del eje del río Colorado desde el periodo del 2015 hasta el año 2019, abarcando parámetros físicos y químicos del agua, detallados en el apartado Caracterización Ambiental al igual que fauna invertebrada bentónica, siendo descrita su metodología con mayor precisión en la sección Macroinvertebrados bentónicos, encontrándose los resultados de estas prospecciones disponibles públicamente en el Sistema Nacional de Información de Fiscalización Ambiental (Ley Orgánica de la SMA N° 20.417, artículo 31), siendo de libre uso y disponible en <https://snifa.sma.gob.cl/UnidadFiscalizable/Ficha/11821>.

Cabe destacar que dentro del cumplimiento de la normativa nacional, el proyecto “Central Hidroeléctrica Río Colorado” expuso en su plan de medidas de mitigación, reparación y compensación, la realización de un enrocado con material del propio río a ambos lados del muro frontal que serviría de vía de tránsito para peces en la época en que el caudal supere el máximo calculado para el conjunto de la captación más el caudal ecológico, siendo su diseño consistente en una tubería de acero que cruza las obras de bocatoma a una cota inferior que la cota superior, permitiendo la conectividad durante todos los periodos del año. Asimismo, indica dentro de sus estudios de predicción de impactos, que la construcción y operación de proyecto, si bien implica una alteración al cauce natural, la disminución de los volúmenes naturales de la cuenca, los caudales a utilizar y regular no dan cuenta de volúmenes que pongan en riesgo el caudal ecológico establecido por la Dirección General de Aguas, al momento de presentar el proyecto.

### **2.3 EVALUACIÓN DE LA CALIDAD AMBIENTAL DE LAS AGUAS DEL RÍO COLORADO UTILIZANDO LOS ÍNDICES BIÓTICOS IBMWP, SIGNAL 2 Y FBI**

Para evaluar la calidad ambiental de las aguas de río Colorado, se utilizaron las 17 estaciones de muestreo distribuidas a lo largo de una sección del río de alrededor de 7 kilómetros de distancia en el tramo comprendido desde el sector aguas arriba del estero San Pedro hasta aguas arriba de la unión con el río Maule (**Tabla 1** y **Figura 3**). En general, las estaciones analizadas se caracterizan por presentar aguas de alta transparencia, un sustrato donde predominan las fracciones gruesas, principalmente Gravas y Bolones en distintas proporciones, además de carecer de la presencia de macrófitas en el cauce del río. Además, en su mayor parte muestran velocidades superficiales inferiores a 1 m/s y profundidades máximas inferiores a un metro. En el sector superior y medio del tramo en estudio, el cauce se presenta encajonado por ambas riberas y

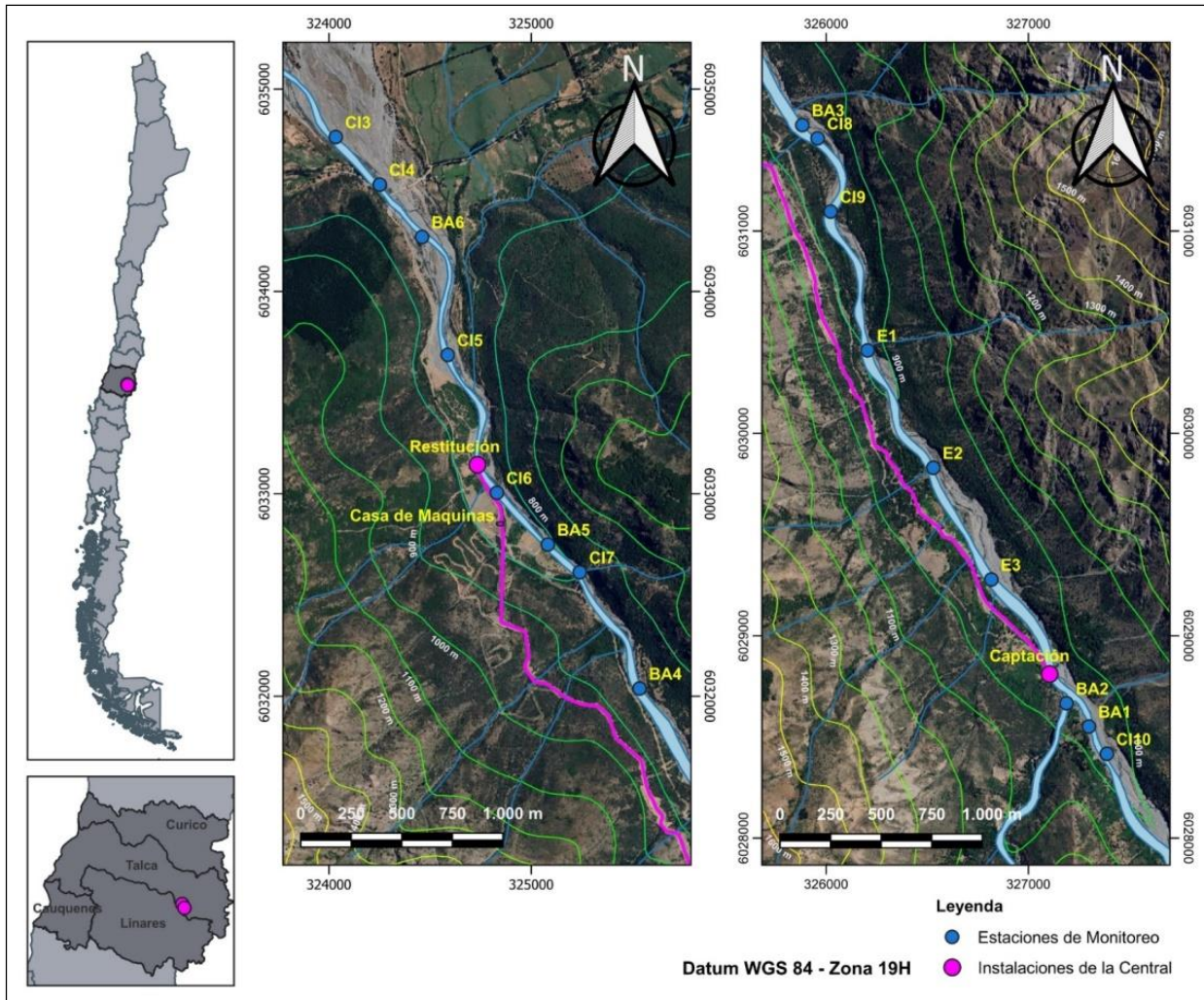
a medida que se desciende por el tramo de estudio, se observa un aumento en el ancho del cauce (Figura 2).



**Figura 2.** Fotografías panorámicas del a) sector superior, b) sector medio y c) sector inferior del cauce del río Colorado (Imágenes extraídas de SyA Ambiental, 2014).

**Tabla 1.** Ubicación de las estaciones de muestreo para evaluar la calidad ambiental del agua por medio de los índices bióticos. Se indican las coordenadas UTM y el tramo al cual pertenece. Río Colorado. Región del Maule. Datum WGS 84, Zona 19H (Modificado de SyA Ambiental, 2015).

<b>Tramo</b>	<b>Estaciones</b>	<b>UTM Este (m)</b>	<b>UTM Norte (m)</b>
Aguas abajo de la restitución <b>(BR)</b>	CI3	324033	6034763
	CI4	324251	6034528
	BA6	324460	6034269
	CI5	324587	6033686
Aguas entre la captación y la restitución (Caudal Ecológico) <b>(CE)</b>	CI6	324830	6033005
	BA5	325082	6032749
	CI7	325240	6032612
	BA4	325535	6032038
	BA3	325882	6031524
	CI8	325958	6031458
	CI9	326022	6031096
	E1	326205	6030410
	E2	326530	6029830
	E3	326817	6029277
Aguas arriba de la captación <b>(AC)</b>	BA2	327188	6028666
	BA1	327299	6028551
	CI10	327388	6028416



**Figura 3.** Ubicación de las estaciones de muestreo en el área de estudio a lo largo del cauce del Río Colorado. Región del Maule. Datum WGS 84, Zona 19H (Elaboración Propia).

Tomando en consideración la naturaleza y comportamiento de los datos se realizarán pruebas pertinentes su distribución, siendo paramétricos o no paramétricos, con un previo análisis exploratorio.

## 2.4 MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

Para asegurar la calidad de información levantada durante las campañas de monitoreo realizadas, se seleccionaron los estudios que presenten muestreos de macroinvertebrados bentónicos por medio de una red Surber y apertura de malla mínima de 300  $\mu\text{m}$  (Buss *et al.*, 2015). Además, los individuos capturados deben cumplir con el almacenamiento y fijado que permita la determinación hasta el mínimo nivel taxonómico (Fernández y Domínguez, 2001).

Tomando las consideraciones previamente expuestas, cabe señalar que las campañas de monitoreo ejecutadas indican el uso red Surber de 0,09  $\text{m}^2$  de área de superficie y una apertura de malla de 363  $\mu\text{m}$ , considerando dos muestras por estación, siendo almacenadas en bolsas plásticas, etiquetadas y fijadas con alcohol al 70%, para la posterior separación e identificación de los organismos hasta el nivel taxonómico más bajo posible, expresando los resultados en abundancia media (individuos por  $\text{m}^2$ ), abundancia relativa (%) y riqueza. Cabe hacer notar que para el cálculo de los índices la identificación se realiza a nivel de familia.

Para caracterizar la comunidad ecológica de macroinvertebrados bentónicos se realizaron estimaciones de los índices comunitarios como índices de Shannon ( $H'$ ), dado por:

$$H' = \sum_i^s p_i \log_2 p_i$$

Donde  $p_i$  es la proporción de individuos del taxón  $i$  en la muestra.

Equidad o índice de Uniformidad, estimado por medio del Índice de Pielou (J'):

$$J' = \frac{H'}{\log_2 S}$$

Donde H' es el índice de diversidad de Shannon-Wiener y S es el número de taxa (Magurran 2006; Pielou, 1984).

Y la Dominancia de Simpson dada por:

$$D = \sum \left( \frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} \right)$$

Donde  $n_i$  es el número de individuos del taxón  $i$  en la muestra y  $N$  es número total de individuos en la muestra.

## 2.5 CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL

En cada punto de muestreo se obtuvo la información de temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto, siendo levantada esta con una sonda multiparamétrica marca Hanna Instruments, modelo HI 9829 previamente calibrada. Los resultados fueron expresados en °C,  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y  $\text{mg}/\text{L}$ , respectivamente. Adicionalmente la turbiedad fue medida mediante un turbidímetro Hanna Instruments HI 98703 previamente calibrado expresando los resultados en NTU.

En cada punto de monitoreo, se evaluaron las concentraciones de fósforo total, nitrógeno total Kjeldahl y clorofila  $a$  en la columna de agua. Las muestras para el análisis de laboratorio fueron tomadas siguiendo el procedimiento para toma y preservación de muestras según establece el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA-AWWA-WEF, 2012).

Los contenedores para las muestras fueron suministrados por laboratorios de análisis químico debidamente acreditados por (INN), conteniendo los preservantes correspondientes para cada tipo de análisis realizado (APHA-AWWA-WEF, 2012).

Finalmente, se utilizaron y compararon el índice cualitativo Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP), el índice semi-cuantitativo Stream Invertebrate Grade Number Average Level versión 2 (SIGNAL 2) y el índice cuantitativo Family Biotic Index (FBI), para evaluar en su conjunto, la calidad de las aguas pertenecientes al río Colorado, incorporando el componente temporal y espacial, entre las diferentes secciones (AC: Arriba de la Captación; BR: Bajo la Restitución; y CE :Caudal Ecológico), como también, entre los periodos que abarcan antes y después de la entrada en operación de la central hidroeléctrica “Río Colorado” (Sin Intervención, Construcción y Operación), analizando de esta forma, la relación entre la información biológica y con la caracterización abiótica del caudal.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1 OBTENCIÓN, PROCESAMIENTO Y ANÁLISIS DE DATOS PÚBLICOS

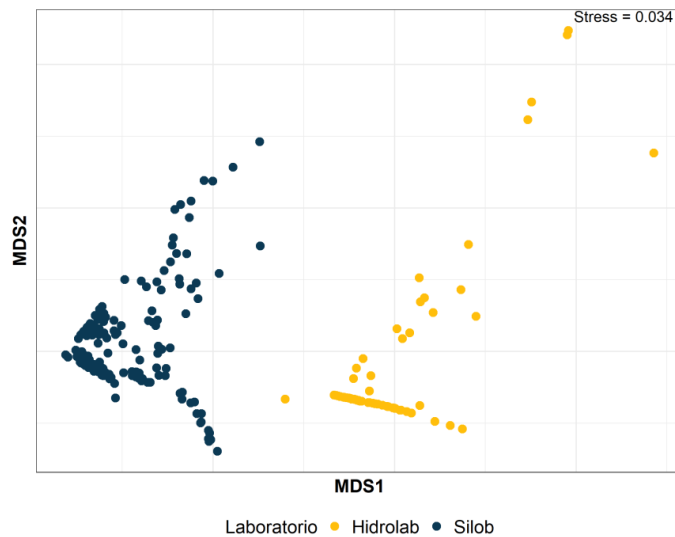
Los resultados obtenidos y asociados al Objetivo Especifico 1: “Analizar la calidad y congruencia de los datos ambientales recopilados del Sistema Nacional de Información de Fiscalización Ambiental (SNIFA) referentes a la implementación de la central hidroeléctrica “Rio Colorado”, son expuestos a continuación:

En primera instancia, se exhibe en la **Tabla 2** el resumen de las campañas de monitoreo, con las respectivas fechas de ejecución, temporada a la que corresponde, abreviación utilizada para simplificar las comparaciones posteriores y los periodos que abarcan las diferentes etapas de intervención asociadas a la construcción y operación de la central hidroeléctrica “Rio Colorado”.

Al realizar el análisis exploratorio de ordenación en dos dimensiones (MDS), fue posible observar una segregación en la caracterización ambiental del río Colorado, la cual, al agregar diferentes factores de agrupación como las temporadas estivales e invernales, los diferentes tramos de la cuenca o los periodos de intervención relacionados con la implementación de la central hidroeléctrica, se evidencia una clara separación en ambas dimensiones al aplicar como factor a los laboratorios de análisis (**Figura 4**).

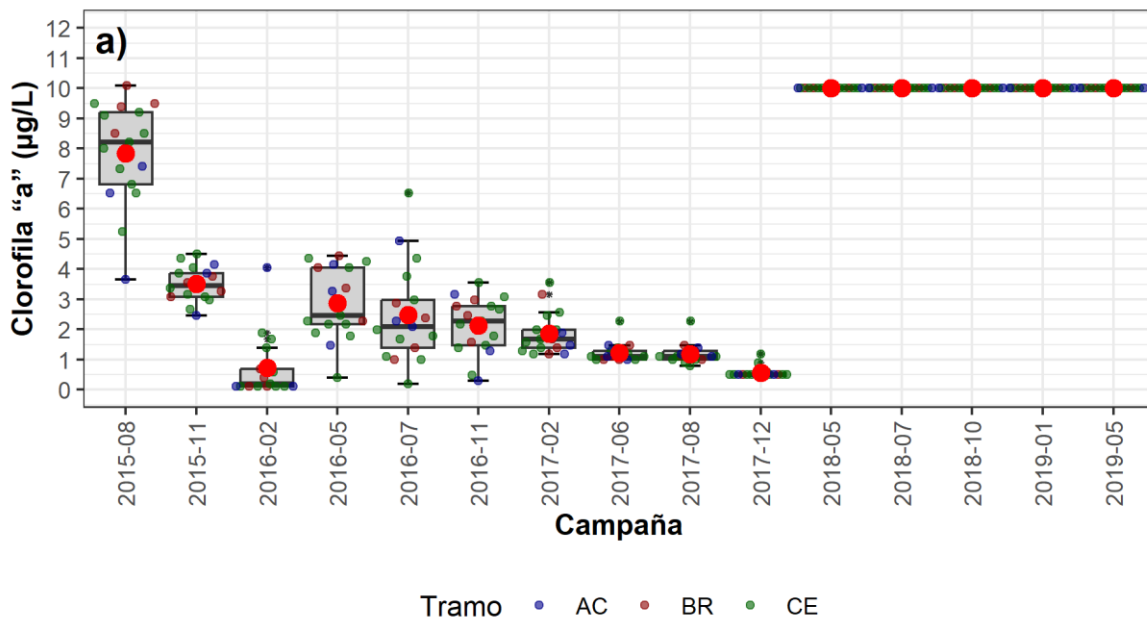
**Tabla 2.** Resumen de las campañas de monitoreo ambiental realizadas en el área de estudio: fecha de ejecución, temporada y estado de intervención asociado a la central hidroeléctrica “Río Colorado”.

<b>Campaña (Abreviación)</b>	<b>Fecha de ejecución (Año-Mes)</b>	<b>Temporada</b>	<b>Periodos de Intervención</b>
C2	2015-08	Invierno	Sin intervención
C3	2015-11	Primavera	Sin intervención
C4	2016-02	Verano	Construcción
C5	2016-05	Otoño	Construcción
C6	2016-07	Invierno	Construcción
C7	2016-11	Primavera	Construcción
C8	2017-02	Verano	Construcción
C9	2017-06	Otoño	Operación
C10	2017-08	Invierno	Operación
C11	2017-12	Primavera	Operación
C13	2018-05	Otoño	Operación
C14	2018-07	Invierno	Operación
C15	2018-10	Primavera	Operación
C16	2019-01	Verano	Operación
C17	2019-05	Otoño	Operación

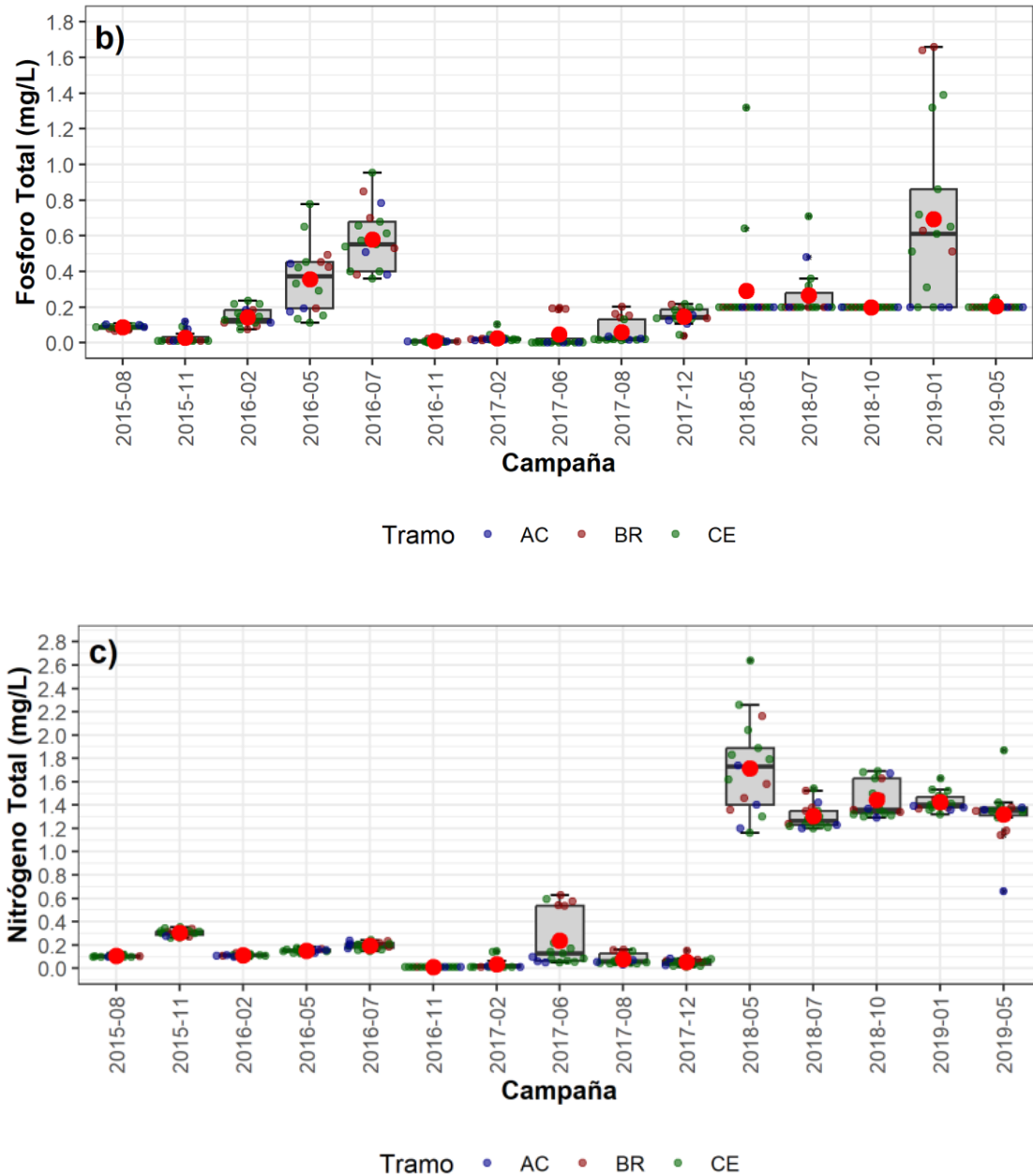


**Figura 4.** Análisis de ordenación n-MDS en dos dimensiones, con factor de agrupación “Laboratorio”

En la **Figura 5** se presentan la distribución de los valores de clorofila *a*, fósforo y nitrógeno total obtenidos en las diferentes campañas, siendo segregados por los tramos de la cuenca explicitados en la **Tabla 1**, donde se aprecia que la clorofila *a* mostró un cambio de magnitud desde la campaña 2018-05 (C13) a 2019-05 (C17), sin mostrar en este segmento, las variaciones detectadas desde la campaña 2015-08 (C2) a 2017-12 (C11). Mismo caso se registra en el nitrógeno total y fósforo total, los cuales muestran concentraciones cuantificables instrumentalmente, pero con diferencias en sus magnitudes entre los estudios realizados desde 2018-05 a 2019-05. Estos límites de detección son explicitados en el **Anexo 6**.



**Figura 5** Distribución de las concentraciones de a) Clorofila *a* ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), b) Fósforo Total ( $\text{mg}/\text{L}$ ), y c) Nitrógeno Total ( $\text{mg}/\text{L}$ ) medidos en la columna de agua entre las diferentes campañas, segregado por los tramos AC (Arriba de la Captación), BR (Bajo la Restitución) y CE (Caudal Ecológico). Los puntos rojos corresponden a los valores promedio, mientras que las cajas representan el rango intercuartílico, con la línea horizontal indicando la mediana y los bigotes señalando el rango de valores sin considerar los atípicos, siendo marcados como puntos individuales.

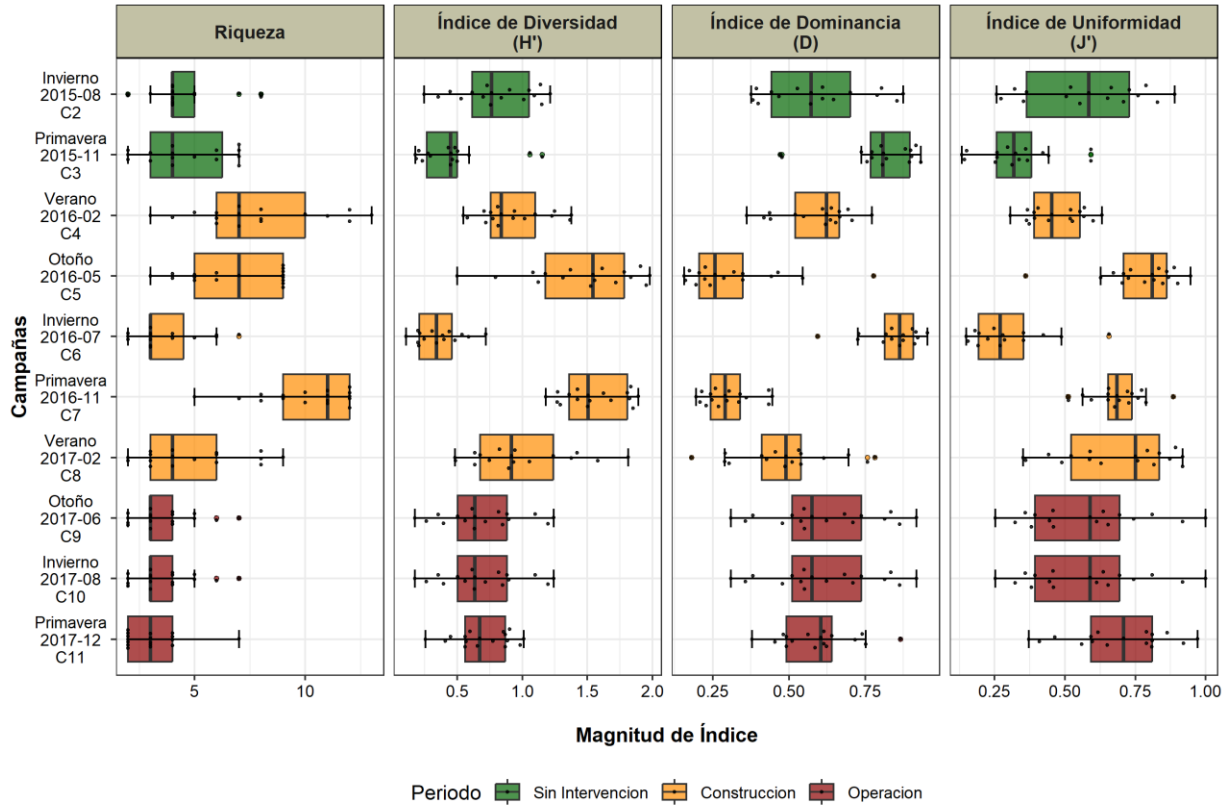


**Figura 5 (Continuación).** Distribución de las concentraciones de a) Clorofila *a* ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), b) Fósforo Total (mg/L), y c) Nitrógeno Total (mg/L) medidos en la columna de agua entre las diferentes campañas, segregado por los tramos AC (Arriba de la Captación), BR (Bajo la Restitución) y CE (Caudal Ecológico). Los puntos rojos corresponden a los valores promedio, mientras que las cajas representan el rango intercuartílico, con la línea horizontal indicando la mediana y los bigotes señalando el rango de valores sin considerar los atípicos, siendo marcados como puntos individuales.

### 3.2 ÍNDICES BIÓTICOS DE CALIDAD DE AGUA

Para cumplir con el objetivo específico 2 y 3, referentes a índices de macroinvertebrados, sus distribuciones y comparaciones, se obtuvo en primera instancia, los parámetros ecológicos de cada estación de monitoreo entre las diferentes campañas realizadas, siendo presentadas en la **Figura 6**, en donde es posible observar que cada índice varía a lo largo del tiempo, siendo las mayores magnitudes de diversidad y riqueza de especies detectadas en las campañas C5 (2016-05) y C7 (2016-11), correspondiendo respectivamente a las temporadas de otoño y primavera. Por otro lado, la mayor dominancia y la menor uniformidad fue registrada en los monitoreos C3 (2015-11) y C6 (2016-07). Al analizar estos parámetros en función de los diferentes periodos de intervención, es posible observar que, durante la fase de construcción de la central hidroeléctrica, los parámetros fluctuaron entre máximos y mínimos, para luego retomar una leve consistencia y estabilidad en el periodo de operación.

Al complementar esta exploración visual con las pruebas estadísticas PERMANOVA, siendo previamente escalado cada índice para su comparación y posterior a la confirmación del supuesto de homogeneidad de dispersión, fue posible observar la diferenciación significativa de los parámetros comunitarios entre las campañas ( $R^2 = 0,54653$ , *seudo-F* = 21,024, *p-value* = < 0,001) y entre periodos ( $R^2 = 0,16165$ , *seudo-F* = 15,811, *p-value* = < 0,001), explicando cada factor entre un 54,653% y 16,165% respectivamente, la variabilidad detectada de los datos. Estas diferenciaciones fueron exploradas mediante la prueba SIMPER, la cual señala a la diversidad  $H'$  y Dominancia entre el periodo sin intervención versus construcción, y a la uniformidad entre la fase sin intervención y operación como los parámetros con mayor variación. Por otro lado, entre la construcción y la operación, esta diferenciación es atribuida a la riqueza y diversidad.



**Figura 6.** Riqueza de especies, Índice de Diversidad (H'), Índice de Dominancia (D) e Índice de Uniformidad de Pielou (J'). obtenidos a partir del ensamble de macroinvertebrados bentónicos entre las diferentes campañas de monitoreo, segregadas por Período de Intervención (Verde: Sin Intervención, Amarillo: Construcción, Rojo: Operación)

Del mismo modo, estos parámetros ecológicos fueron analizados a nivel de tramos del cauce, en donde no hubo diferenciación significativa de la estructura comunitaria entre las estaciones posicionadas Arriba de la Captación (AB), Bajo la Restitución (BR) y en el Caudal Ecológico (CE) ( $R^2=0,00578$ , *seudo-F* = 0,4769, *p-value* =1)

Dado que cada índice de calidad de agua se calcula a partir de un conjunto específico de familias taxonómicas de macroinvertebrados bentónicos, al situar las familias informadas en cada campaña dentro de la representatividad taxonómica de cada índice, los datos obtenidos entre las

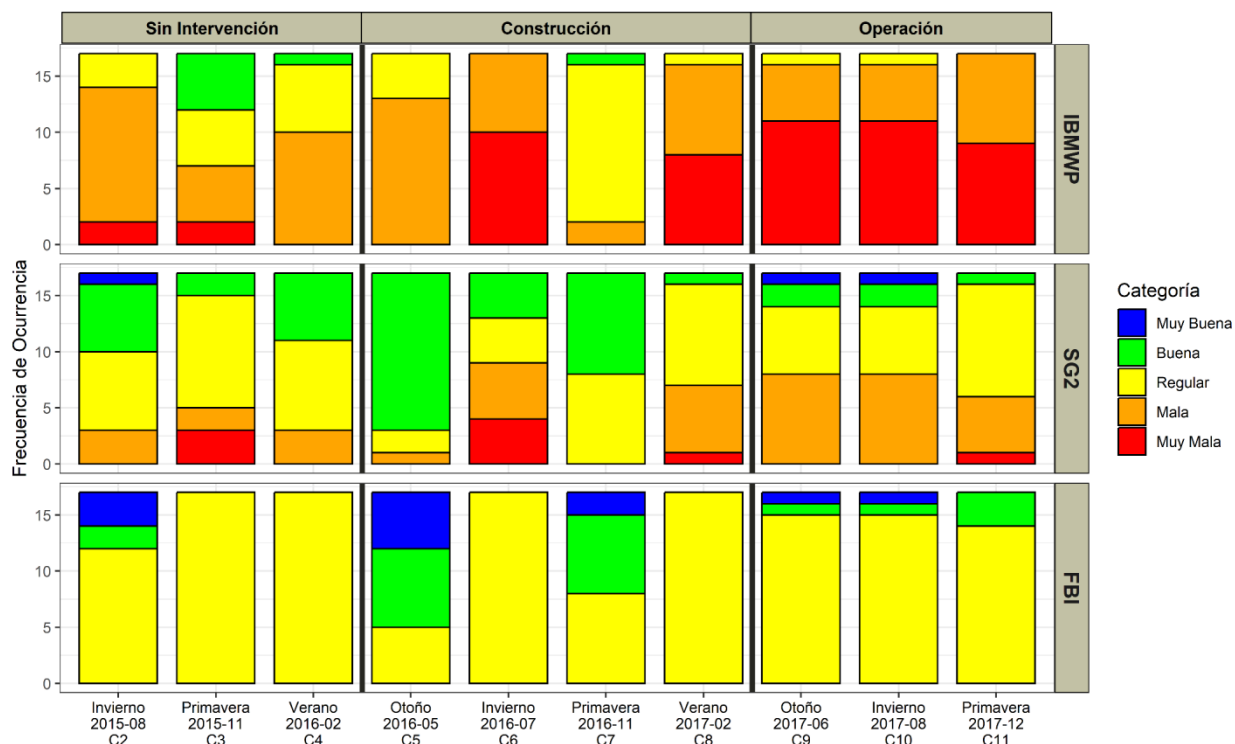
campañas C2 (2015-08) a C11 (2017-12) muestran variaciones en la proporción de representación de estas familias para cada índice. En particular, el índice IBMWP incorpora el 74% de las familias registradas en su base de cálculo, lo que refleja una cobertura parcial de la diversidad taxonómica detectada en el área de estudio. De manera similar, el índice FBI muestra una representación más amplia, abarcando el 87% de las familias presentes en la zona monitoreada dentro de su metodología. Finalmente, el índice SIGNAL2 exhibe la mayor cobertura, incorporando el 96% de las familias registradas dentro de su base de cálculos (**Tabla 3**).

**Tabla 3.** Representatividad taxonómica de todas las familias de macroinvertebrados bentónicos obtenidas en las campañas de monitoreo y su inclusión en los índices IBMWP, FBI y SIGNAL2. ✓: Incluido, ✗: No incluido

Taxa	Índice IBMWP	Índice FBI	Índice SG2
Athericidae	✓	✓	✓
Baetidae	✓	✓	✓
Blephariceridae	✓	✓	✓
Ceratopogonidae	✓	✓	✓
Chironomidae	✓	✓	✓
Corydalidae	✗	✓	✓
Elmidae	✓	✓	✓
Empididae	✓	✓	✓
Glossosomatidae	✓	✓	✓
Gripopterygidae	✗	✗	✓
Haliplidae	✓	✗	✓
Hydrobiosidae	✗	✗	✓
Hydropsychidae	✗	✓	✓
Hydroptilidae	✓	✓	✓
Leptoceridae	✓	✓	✓
Leptophlebiidae	✓	✓	✓
Limnephilidae	✓	✓	✓
Lymnaeidae	✗	✓	✓
Muscidae	✗	✓	✓
Perlidae	✓	✓	✗

Taxa	Índice IBMWP	Índice FBI	Índice SG2
Siphonuridae	✓	✓	✓
Tabanidae	✓	✓	✓
Tipulidae	✓	✓	✓

En la **Figura 7**, se presenta la calidad de agua obtenidas para cada índice aplicado a lo largo de las diferentes campañas, en ella se observa la predominancia de las categorías “Mala” a “Muy Mala” para el índice IBMWP, mientras la calidad “Regular” se registra de igual forma en la gran parte de los monitoreos realizados, pero en menor proporción, siendo detectada la calidad “Buena” únicamente en las campañas C3 (2015-11), C4 (2016-02) y C7 (2016-11). Por su parte, el índice SIGNAL-2 (SG2), muestra categorías de calidad de agua sin una tendencia clara, oscilando entre "Buena", "Regular" y "Mala", con predominancia de "Buena" en las campañas C2 (2015-08), C5 (2016-05) y C7 (2016-11), mientras que las campañas restantes exhiben mayores proporciones de la categoría “Regular” y “Mala”. Sin embargo, cabe destacar que, de los tres índices aplicados, es el único que presenta resultados en la totalidad de las categorías de calidad. El índice FBI expone a la categoría "Regular" como dominante en la mayoría de los estudios, tornando hacia las aguas de calidad “Buena” y “Muy Buena” en C2 (2015-08), C5 (2016-05), C7 (2016-11) y C11 (2017-12).

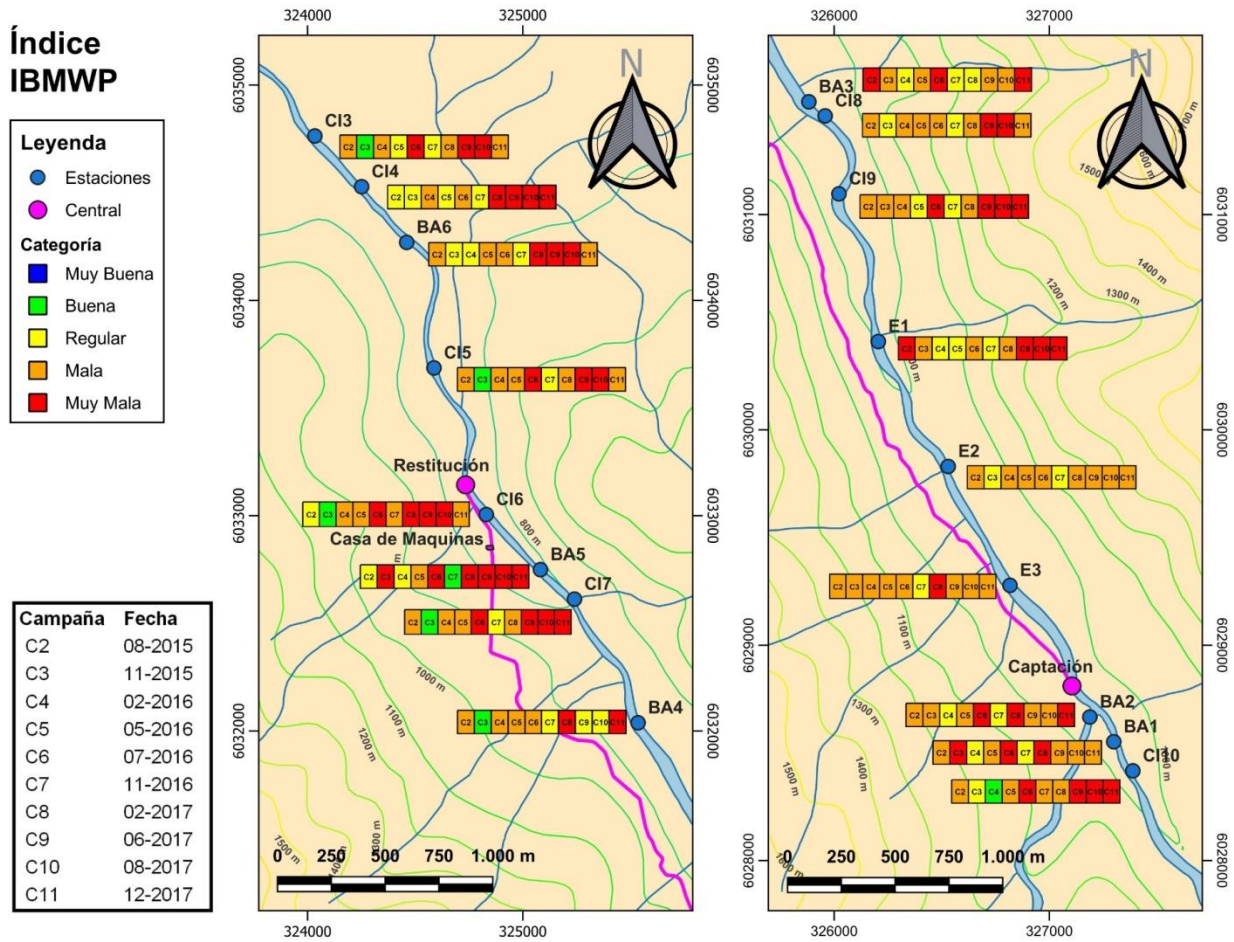


**Figura 7.** Frecuencia de ocurrencia de cada categoría de calidad de agua (Azul: Muy Buena; Verde: Buena; Amarillo: Regular; Naranja: Mala; Rojo: Muy Mala) obtenida dentro de cada campaña de monitoreo (C2 a C11), segregado por los índices IBMWP, SIGNAL2 (SG2) y FBI.

### Índice IBMWP

La **Figura 8** muestra la evolución del índice IBMWP a través de las campañas de monitoreo realizadas. En los primeros monitoreos (campañas C2 a C4) realizados antes del inicio de las obras de la Central Hidroeléctrica “Río Colorado”, se observa que la calidad del agua varía entre las categorías "Buena" y "Regular" en la mayoría de las estaciones de monitoreo. Este periodo inicial refleja una condición sin grandes variaciones en términos de la calidad del agua. Sin embargo, a partir de la campaña C5, coincidiendo con el avance en la construcción de la infraestructura hidroeléctrica, se identifica una disminución en la calidad del agua en varios puntos de monitoreo. En particular, estaciones como BA5, CI4, CI7, CI9 y CI10 presentan

consistentemente categorías de calidad fluctuantes entre de “Mala” a “Muy Mala” a lo largo del año 2017, periodo en el que se concluye la fase de construcción y se inicia la etapa operativa de la central. Este cambio sugiere una disminución en el cauce, pudiendo ser debido a la actividad constructiva y el funcionamiento inicial de la infraestructura. No obstante, el índice IBMWP no exhibe una tendencia clara a lo largo del cauce, lo cual podría indicar variaciones locales en la calidad de agua influenciadas por otros factores.



**Figura 8.** Distribución las categorías de calidad de agua obtenidas por medio del índice IBMWP en cada campaña de estudio a lo largo de los puntos prospectados

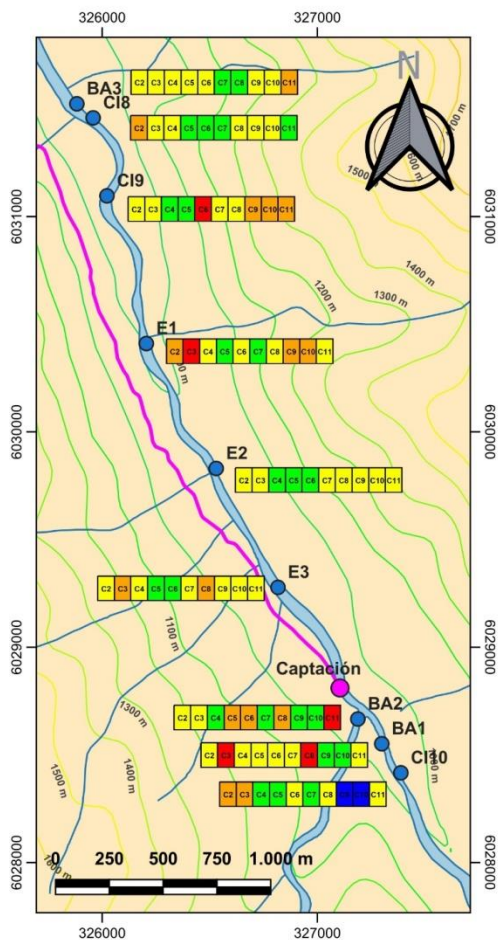
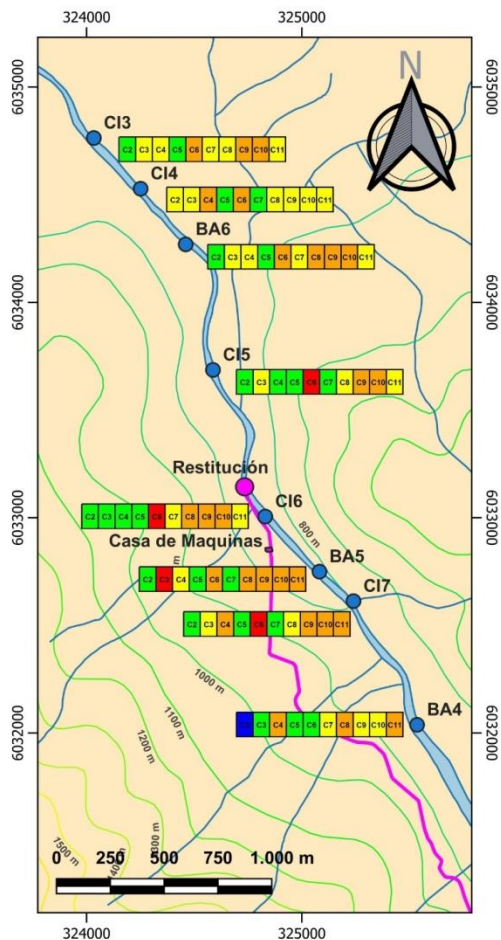
## *Índice SIGNAL2*

A diferencia del índice IBMWP, el índice SIGNAL2 (**Figura 9**) exhibe fluctuaciones entre las categorías de calidad de agua "Buena" y "Regular", sin una tendencia uniforme a lo largo del tiempo o del cauce. No obstante, resulta interesante que durante la campaña C2, la estación BA4 registró una calidad de agua "Muy Buena", lo cual sugiere un sistema saludable en ese momento y lugar particular, pero en el contexto posterior a la construcción de la central hidroeléctrica, se observa que las campañas C9 y C10 muestran de igual forma, una calidad de agua "Muy Buena" en la estación CI10, siendo concordante con su ubicación, al situarse lejos de la captación y posicionado río arriba. Tal variabilidad, sugiere que los efectos de la central hidroeléctrica podrían no ser uniformes en todo el cauce y no ser negativos en su totalidad. Sin embargo, estos resultados bien podrían deberse a efectos puntuales a nivel local o simplemente, efectos estocásticos propios de las comunidades biológicas.

## Índice SIGNAL2

Leyenda	
<span style="color: blue;">●</span>	Estaciones
<span style="color: magenta;">●</span>	Central
Categoría	
<span style="color: blue;">■</span>	Muy Buena
<span style="color: green;">■</span>	Buena
<span style="color: yellow;">■</span>	Regular
<span style="color: orange;">■</span>	Mala
<span style="color: red;">■</span>	Muy Mala

Campaña	Fecha
C2	08-2015
C3	11-2015
C4	02-2016
C5	05-2016
C6	07-2016
C7	11-2016
C8	02-2017
C9	06-2017
C10	08-2017
C11	12-2017



**Figura 9.** Distribución las categorías de calidad de agua obtenidas por medio del índice SIGNAL-2 en cada campaña de estudio a lo largo de los puntos prospectados

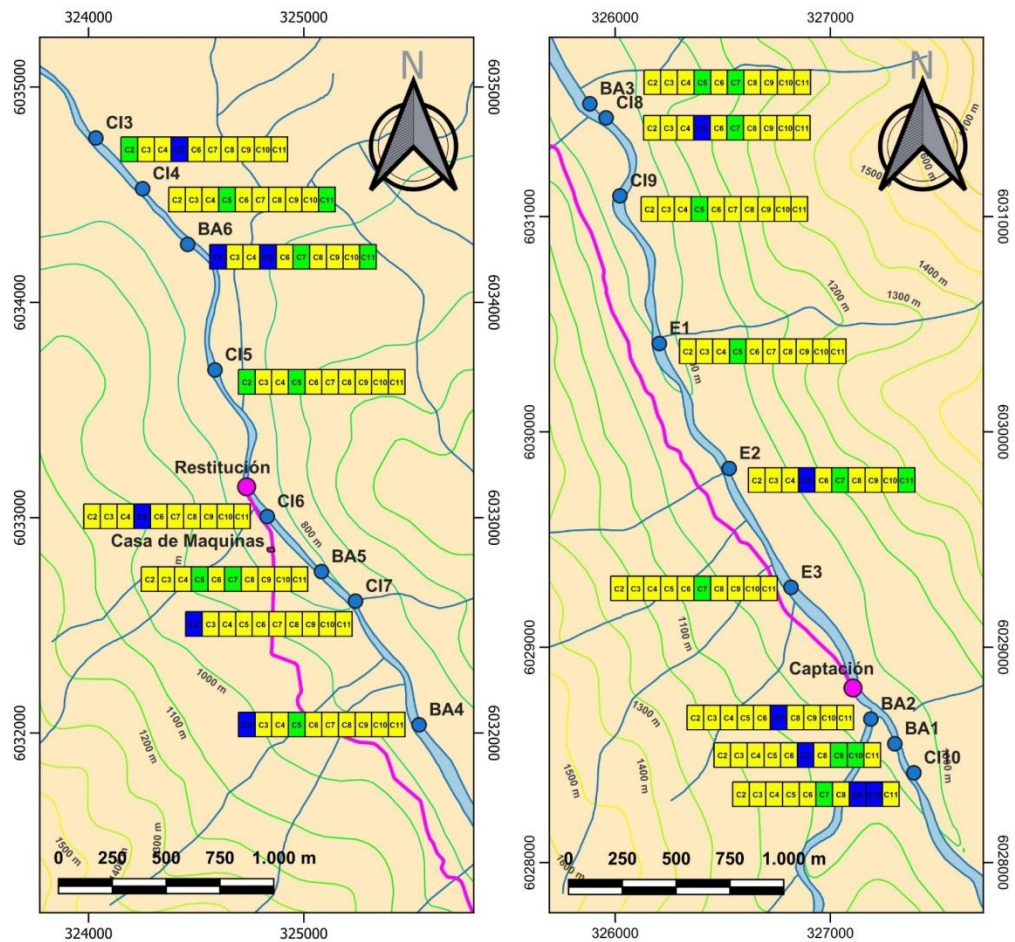
## Índice FBI

En la **Figura 10** se presenta el índice FBI, el cual muestra una predominancia de categorías entre "Regular" y "Buena" a lo largo de las campañas. Sin embargo, múltiples estaciones destacan con categorías de "Buena" a "Muy Buena" en varias de las campañas posteriores a la construcción, lo cual parecería indicar que ni las obras de construcción o las operaciones relacionadas con la Central Hidroeléctrica "Río Colorado" se encontrarían ejerciendo un cambio en la calidad de las aguas de la cuenca analizada.

## Índice FBI

Leyenda	
<span style="color: blue;">●</span>	Estaciones
<span style="color: magenta;">●</span>	Central
Categoría	
<span style="background-color: blue; width: 10px; height: 10px; display: inline-block;"></span>	Muy Buena
<span style="background-color: green; width: 10px; height: 10px; display: inline-block;"></span>	Buena
<span style="background-color: yellow; width: 10px; height: 10px; display: inline-block;"></span>	Regular
<span style="background-color: orange; width: 10px; height: 10px; display: inline-block;"></span>	Mala
<span style="background-color: red; width: 10px; height: 10px; display: inline-block;"></span>	Muy Mala

Campaña	Fecha
C2	08-2015
C3	11-2015
C4	02-2016
C5	05-2016
C6	07-2016
C7	11-2016
C8	02-2017
C9	06-2017
C10	08-2017
C11	12-2017



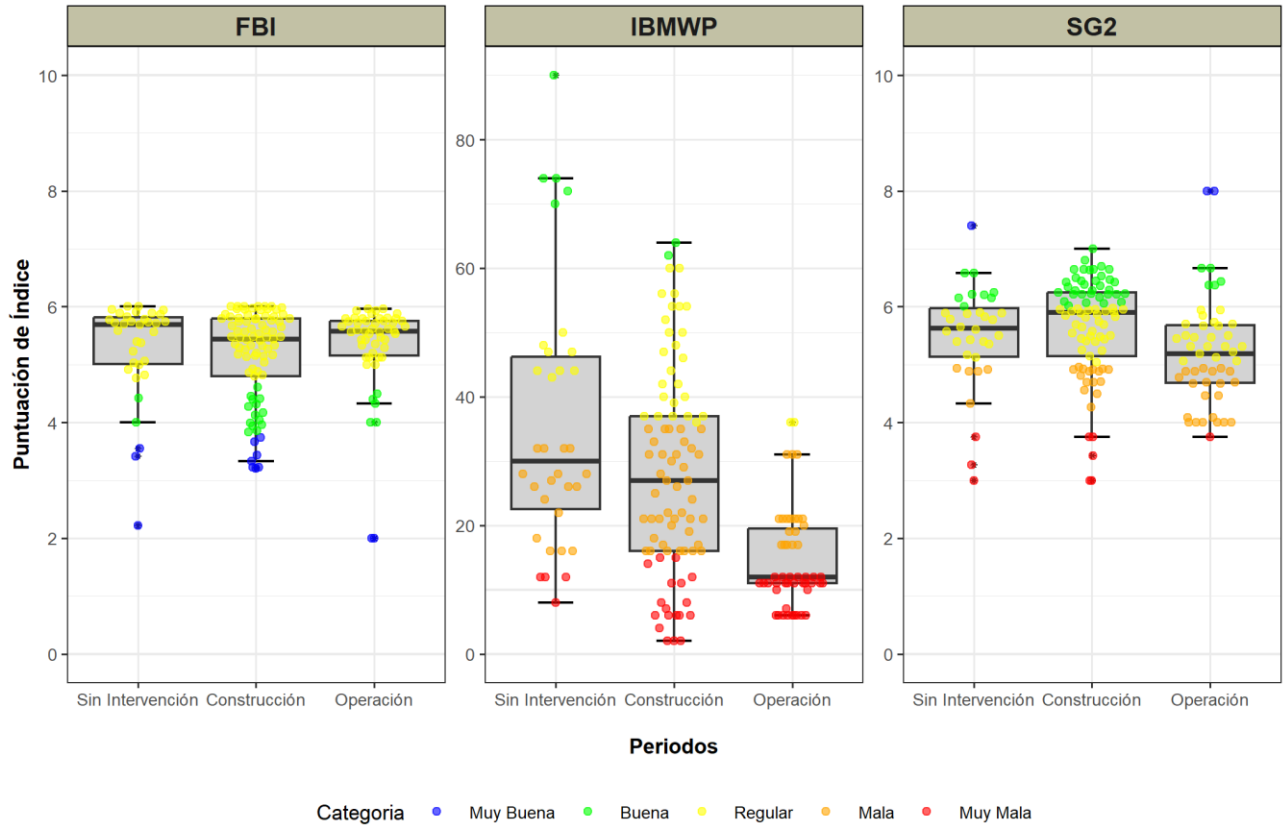
**Figura 10.** Distribución las categorías de calidad de agua obtenidas por medio del índice FBI en cada campaña de estudio a lo largo de los puntos prospectados

El detalle de las magnitudes obtenidas para cada uno de los índices de macroinvertebrados bentónicos aplicados en las estaciones de monitoreo a lo largo de las campañas de estudio es expuesto en el **Anexo 5**.

***Análisis comparativo de los índices de macroinvertebrados bentónicos y sus categorías de calidad de agua.***

A modo general, los tres índices evaluados muestran categorías de calidad distribuidas de manera relativamente heterogénea entre los tramos Arriba de la Captación (AC), Caudal Ecológico (EC) y Bajo la Restitución (BR), sin embargo, estas diferencias no son estadísticamente significativas de acuerdo con el análisis de varianza multivariante permutacional (PERMANOVA), indicando que los tramos solo dan cuenta del 0,031% de la variabilidad del parámetro ( $R^2 = 0,0031$ ,  $seudo-F = 0,3643$ ,  $p-value = 1$ )

En la **Figura 11** se observa la distribución de los valores de los índices obtenidos, en relación con los periodos de análisis y segregado por las categorías de calidad, en donde el índice FBI muestra una distribución relativamente uniforme entre los tres periodos de análisis, evidenciando una mediana que permanece estable, siendo reforzada esta observación mediante los resultados del análisis PERMANOVA, el cual no indica diferencias significativas para el índice FBI entre los periodos, explicando solo el 0,67% de la variabilidad del parámetro ( $R^2 = 0,00676$ ,  $seudo-F = 0,5684$ ,  $p-value = 0,569$ ).



**Figura 11.** Distribución de las magnitudes correspondientes a los índices de calidad de agua FBI, IBMWP y SIGNAL2 según los periodos de intervención, entre los diferentes periodos de estudio, segregados por las categorías de calidad de cada índice.

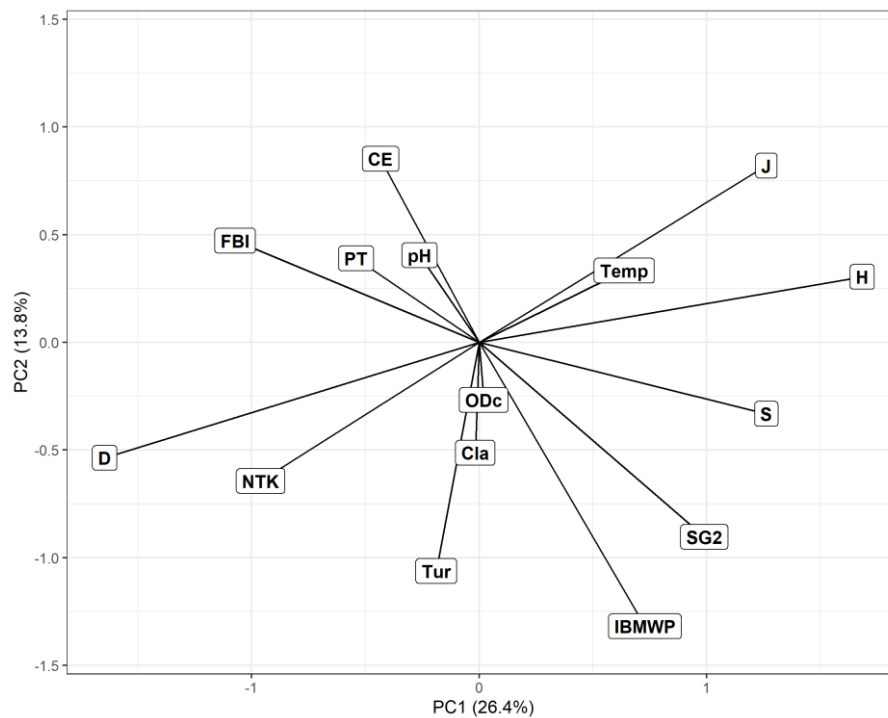
Por el contrario, el índice IBMWP presenta una mayor variación entre las magnitudes obtenidas en función de los periodos, exhibiendo una amplitud relevante, particularmente en los periodos Sin Intervención y Construcción. Por su parte, la mediana muestra un descenso al pasar del periodo sin Intervención a construcción, alcanzando los menores valores en operación. La dispersión de los puntos, clasificada en función de la calidad del índice, muestran como durante el periodo Sin Intervención predomina la categoría “Buena” y “Regular”, mientras en Construcción, las categorías se dispersan aún más, aumentando hacia “Mala” y “Muy Mala”, para finalmente, ser preponderantes durante el periodo de Operación. A modo general, el análisis PERMANOVA arroja diferencias altamente significativas en la distribución de las magnitudes

del índice IBMWP a lo largo de los tres periodos analizados ( $R^2 = 0,20665$ ,  $seudo-F = 21,75$ ,  $p-value = < 0,001$ ). Al profundizar en estos resultados mediante la prueba pareada para PERMANOVA, es posible observar que la comparación entre Operación y Sin Intervención indicó un 34,7% de la variabilidad de los periodos asociado a esta comparación, siendo altamente significativo ( $R^2 = 0,34682$ ,  $seudo F = 44071$ ,  $p-value = < 0,001$ ), mientras que la comparación entre Operación y Construcción mostró igualmente diferenciación estadística, explicando el 18,9% de la variabilidad de los datos ( $R^2 = 0,18929$ ,  $seudo-F = 31287,75$ ,  $p-value = < 0,001$ ). En cambio, la diferencia entre Construcción y Sin Intervención fue menos significativa, explicando solo el 3,685% de los datos ( $R^2 = 0,03685$ ,  $seudo-F = 44765$ ,  $p-value = 0,035$ ).

Por su parte, el índice SIGNAL 2 indica una dinámica intermedia en comparación con los dos índices previamente analizados, exhibiendo una mediana que oscila alrededor de magnitudes similares, aunque con una amplitud de los rangos intercuartílicos mayor en el periodo Construcción, mostrando una dispersión de los datos, y por ende de las categorías de calidad, donde “Buena” y “Muy Buena” predominan durante la época Sin Intervención, cambiando la preponderancia hacia “Regular” y “Mala” en los periodos Construcción y Operación. Esta diferencia, aunque sutil gráficamente, es estadísticamente significativa ( $R^2 = 0,04236$ ,  $seudo-F = 36931$ ,  $p-value = 0,024$ ), siendo la comparación entre Operación y Construcción la cual explica la mayor y significativa variabilidad del conjunto de datos ( $R^2 = 0,0527$ ,  $seudo-F = 7455$ ,  $p-value = 0,007$ ), mientras que la comparación de los periodos Sin Intervención y Operación, ( $R^2 = 0,01901$ ,  $seudo-F = 16083$ ,  $p-value = 0,192$ ) y Sin Intervención versus Construcción ( $R^2 = 0,00774$ ,  $seudo-F = 0,9131$ ,  $p-value = 0,339$ ), solo dan cuenta de una varianza del 1,901 y 0,0774% respectivamente.

### 3.3 RELACIÓN ENTRE LOS ÍNDICES Y LOS PARÁMETROS FÍSICOS-QUÍMICOS

Como se observa en la **Figura 12**, el análisis de componentes principales, realizado en base a los parámetros ambientales, los índices ecológicos y los índices de calidad de agua obtenidos a partir de los macroinvertebrados bentónicos indica una proporción acumulada entre las dos primeras componentes de 40,26% (**Anexo 7**), indicando baja variabilidad y relación entre las matrices biológicas y abióticas de la columna de agua, sin una clara tendencia a nivel de eje horizontal o vertical. Al segregar la nube de puntos en función de los periodos, no se evidencian agrupaciones claras.



**Figura 12.** Análisis de Componentes Principales (PCA) realizado en base a los índices de macroinvertebrados bentónicos (IBMWP, SIGNAL 2 y FBI) y los parámetros ambientales (Temp: Temperatura; Cond: Conductividad; ODC: Oxígeno Disuelto; Tur: Turbidez; Cla: Clorofila a; PT = Fósforo Total; NTK = Nitrógeno Total Kjeldahl; CE: Conductividad; pH: Potencial de Hidrogeno, H: Índice de Diversidad de Shannon, D, Índice de Dominancia de Simpson, J: Índice de Uniformidad de Pielou, S: Riqueza de especies). El eje PC1 explica el 26,4% mientras PC2 da cuenta del 13,8%.

Finalmente, retomando la hipótesis inicial de este trabajo, se rechaza parcialmente la premisa en la cual la entrada en operación de la Central Hidroeléctrica “Río Colorado” afecta la calidad de las aguas del río Colorado, reflejado en cambios espaciales y/o temporales en la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, en respuesta a esta intervención, dado que se sí se observaron cambios en la estructura de los macroinvertebrados durante la etapa de construcción, particularmente en los tramos cercanos a la casa de máquinas y restitución, pero no persistieron durante la época de operación, indicando una perturbación puntual o bien temporal pero con diferentes escalas de magnitud no apreciadas en el actual análisis, como también, la mantención de la conectividad ecológica a lo largo del cauce.

## 4. DISCUSION

La caracterización ambiental recopilada, analizada y contrastada entre invierno del 2015 a otoño del 2019 mostró una marcada agrupación diferenciada, separando al periodo de invierno 2015 a primavera 2017 (C2 a C11) del periodo que abarca otoño 2018 a otoño 2019 (C13 a C17). Este cambio responde a una variación de índole metodológica, atribuibles al cambio en el laboratorio de análisis y por ende, de los umbrales de detección instrumentalmente aplicados, donde Silob Chile (EFTA 013-01) fue el encargado de analizar las muestras correspondientes a la columna de agua en los primeros diez estudios 2015-08 (C2) a 2017-12 (C11), cambiando a Hidrolab (EFTA 003-01) en las cinco campañas posteriores 2018-05 (C13) a 2019-05 (C17), siendo estas diferencias expuestas en el **Anexo 6**. Cabe destacar que el laboratorio de análisis de invertebrados se mantuvo constante entre las diferentes campañas ejecutadas.

Esta variación metodológica, siendo particularmente visible en las mediciones de clorofila *a*, pasa de tener magnitudes cuantificables al no registrar concentraciones medibles instrumentalmente, debido al aumento en el límite de detección aplicado por Hidrolab, permiten desprender que el analito podría estar presente en los monitoreos de 2018 a 2019, pero en concentraciones similares a las obtenidas en las campañas previamente informadas, las cuales se posicionan bajo este límite de detección ( $< 10 \text{ mg/cm}^3$ ). Lo mismo se observa en el nitrógeno total, que si bien es cuantificado a lo largo de todas las campañas de estudio, los valores obtenidos entre las campañas C2 (2015-08) a C11 (2017-12) son sustancialmente menores a las registradas posteriormente. Los cambios en los nutrientes presentes en los sistemas ribereños se pueden encontrar sujetos a variaciones estacionales o como reflejo de contaminantes (Xu *et al.*, 2019; Bennett *et al.*, 2021), durante las etapas de intervención y entre los tramos analizados se observaron variaciones, pero

sin llegar a ser marcadamente diferenciadas como las registradas antes y después del cambio en el laboratorio de análisis encargado de procesar y cuantificar las muestras de agua provenientes de la zona de estudio.

En los límites de detección, sin embargo, podrían representar un factor potencial de sesgo al momento de comparar la calidad ambiental del río a lo largo del tiempo, potencialmente enmascarando o distorsionar los posibles efectos de la implementación de la central hidroeléctrica. Claro ejemplo de este tipo de efectos se evidencia en el trabajo de Grimvall *et al.*, (2014), donde los resultados obtenidos al analizar las concentraciones de nitrógeno y fósforo en diferentes cauces indican claras oscilaciones relacionadas con factores ambientales como el uso de suelo para el caso de nitrógeno, mientras el fosforo presentó anomalías asociadas únicamente al cambio en los instrumentos de medición utilizados por el laboratorio responsable de las pruebas analíticas, siendo esas diferencias exploradas primero visualmente y luego estadísticamente mediante modelos lineales mixtos (Grimvall *et al.*, 2014). Junto a esto, tal como indica von Brömssen *et al.* (2018), que estimar cambios artificiales en datos ambientales recopilados en series de tiempo, junto los problemas asociados a los ajustes estadísticos posteriores presentan un desafío importante, dado que estos cambios enmascaran las tendencias relacionadas con parámetros ambientales por señales de índole metodológica, como el cambio en el protocolos de análisis, o bien, en los laboratorios de estudio utilizados, instando a una examinación profunda de todos los posibles factores que podrían ejercer una influencia externa sobre la información recopilada, evaluando acorde a estos factores, el manejo de las bases de datos. Tomando en consideración que el primer objetivo específico detallado en este trabajo busca examinar la calidad y congruencia de la información ambiental utilizada, y al tomar en cuenta las experiencias indicadas previamente por Grimvall *et al.* (2014) y von Brömssen *et al.* (2018) se llevó a cabo la decisión de disminuir posibles efectos de sesgo y asegurar la mayor

consistencia de resultados, enfocando los análisis a posteriori en las campañas C2 a C11, que abarcan desde periodos previos a las intervenciones (C2-C3) hasta las etapas de construcción (C4-C8) y operación temprana de la Central Hidroeléctrica “Río Colorado” (C9-C11), manteniendo de esta forma una consistencia metodológica y evitando influencias derivadas de cambios en la metodología instrumental, permitiendo así, que las variaciones observadas reflejen cambios ambientales reales y no diferencias causadas por las prácticas analíticas de los laboratorios.

No cabe duda de que disminuir el número de campañas no es el escenario ideal en una investigación, conllevando a la potencial pérdida de información acumulativa, o bien, posibles respuestas biológicas paulatinas, que ameritan un mayor periodo de monitoreo para ser reflejadas en análisis ambientales (Haubrock, 2024; Huh & Lee, 2018; Wildsmith *et al.*, 2011), sin embargo, se sugiere a modo de proyección, realizar el ajuste de los valores informados por los laboratorios a lo largo de toda la serie de tiempo mediante la modelación de la tendencia general de los datos, comparando e incluyendo la información ambiental disponible públicamente para otros sistemas ribereños. No obstante, estas iniciativas no fueron incorporadas en la presente investigación, dado que exceden el marco de los objetivos definidos para este estudio.

Las diferencias obtenidas a partir de los índices de calidad pueden deberse al enfoque metodológico detrás de cada índice (Bonada *et al.*, 2006), dado que el índice IBMWP, al ser un índice cualitativo, proporciona una visión general y rápida de la calidad del agua, pero su simplicidad podría tener a limitar su precisión, siendo en este caso, el índice con cambios más abruptos y altamente significativos a lo largo del tiempo, permitiendo inferir, quizás de forma apresurada, una deteriorada calidad de las aguas del cauce atribuibles a la Central Hidroeléctrica

“Río Colorado”. En el otro extremo metodológico, el índice FBI, de naturaleza cuantitativa, debiese entregar una perspectiva más precisa y sensible en cuanto a la clasificación de calidad del agua, entregando información que los otros índices no detectarían, al incluir la abundancia de los macroinvertebrados bentónicos en su aplicación, sin embargo, los resultados obtenidos sitúan en su mayoría, a la calidad de las aguas como buenas y muy buenas, inclusive después de las obras correspondientes a la Central Hidroeléctrica, sin evidenciar diferencias significativas a lo largo del tiempo, o bien, entre los tramos de monitoreo, contrastando en gran medida con lo informado por el índice IBMWP, lo cual podría ser interpretado, con liviandad, que la condición ambiental del Río Colorado permanece inmutable ante intervenciones que han sido usualmente clasificadas como perjudiciales para la salud de los ecosistemas, como lo son, las centrales hidroeléctricas (Anderson *et al.*, 2018; Hui & Fikri, 2021).

Por su parte, el índice SIGNAL 2, de naturaleza semi-cuantitativa, al combinar las abundancias ranqueadas de los macroinvertebrados bentónicos con las clasificaciones de sensibilidad, entrega resultados más equilibrados, amortiguando los cambios abruptos observados en los índices IBMWP y FBI, mostrando una buena calidad de las aguas previo a las obras de construcción de la central hidroeléctrica, lo cual es de esperarse en sistemas lóticos con baja intervención, para oscilar en torno a una calidad buena a regular durante la época de construcción, decayendo en calidad durante el periodo de operación de la central, siendo la mayor y más significativa diferenciación obtenida entre estos dos últimos periodos. La aplicación conjunta de estos índices permite obtener una visión más amplia de la calidad del agua en el tiempo, concordando con autores como Singh & Sharma (2015), los cuales concluyen y resaltan que la combinación de estos bioindicadores puede ser utilizada de manera efectiva para la evaluación de la calidad del agua en arroyos y ríos.

La literatura indica que las relaciones entre la temperatura, el oxígeno disuelto, el pH y la conductividad son las variables que más aportan a la estructura y funcionamiento del ecosistema acuático (Roldán, 2003), dado que la temperatura afecta la solubilidad del oxígeno en el agua, de manera que a una mayor temperatura menor solubilidad y viceversa. Asimismo, la solubilidad del oxígeno también se ve afectada por los incrementos en la salinidad, la cual tiene una estrecha relación con la conductividad, convirtiendo a este parámetro en una importante variable para determinar la calidad del agua. Por su parte, la relación entre los procesos de respiración y fotosíntesis afectan la concentración del dióxido de carbono en el agua, modificando el pH y su capacidad de buffer lo que, a su vez, genera alteraciones en la concentración y especies catiónicas del agua (Roldán, 2003).

Tomando estos antecedentes en consideración, los análisis de calidad de agua obtenidos a partir de los bioindicadores, en conjunto con los parámetros físicos y químicos obtenidos en los puntos de monitoreo, los cuales incluyen la temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto, turbidez, fosforo total, nitrógeno Kjeldahl y clorofila *a*, sumando además, la caracterización ecológica de los invertebrados bentónicos mediante los índices de diversidad, dominancia, equidad y riqueza de especies, no presentan variabilidad relevante a nivel espacial, siendo similares entre los diferentes tramos de la cuenca. A su vez, no se refleja una asociación entre los índices de calidad biológicos con la caracterización ambiental abiótica realizada sugiriendo varias opciones: una de ellas indica que la central hidroeléctrica, al ser de paso, no afectó en gran medida la calidad ambiental de las aguas, concordando con estudios realizados en centrales de menor escala (Lin *et al.*, 2024), en donde si bien, fue registrada una disminución de la biodiversidad de la macrofauna y cambios en los parámetros físicos y químicos, este declive solo fue observado en sitios donde

las condiciones hidrológicas del cauce cambiaron severamente, mientras que, en sitios donde se mantuvo el caudal ecológico mediante la reposición de las aguas, se mantuvieron estables en el tiempo.

Complementando esta información con las medidas de mitigación propuestas en la Resolución de Calificación Ambiental REXE N° 170/2014 correspondiente al proyecto de la central hidroeléctrica Río Colorado, la cual expone la implementación de una tubería de acero que cruza las obras de bocatoma a una cota inferior que la cota superior de dicha obra, permitiendo la conectividad durante todos los periodos del año, se puede desprender que si bien, se observó una reducción en la calidad de las aguas del Río Colorado tras la construcción y operación de la central hidroeléctrica, dicha variación no se mantuvo constante en el tiempo ni mostró homogeneidad a lo largo de los tramos intervenidos, indicando que la conectividad se ha mantenido a lo largo del cauce durante las diferentes épocas analizadas o bien, que el ensamble de macroinvertebrados reflejó una perturbación puntual, como lo fue el periodo de construcción.

El trabajo realizado por Trottier (2022) en un meta estudio sobre los impactos de las centrales hidroeléctricas sobre los invertebrados de agua dulce, incluyendo a Chile dentro de su análisis, registra una amplia gama de efectos, desde positivos a negativos causados por estas centrales, indicando que la heterogeneidad observada en el meta estudio, podría responder a variables ambientales locales, siendo, en un escenario ideal, utilizar parámetros físicos y químicos atinentes a la zona de estudio para resolver este tipo de disimilitudes. Asimismo, el trabajo realizado por Wang *et al.*, (2020) explora los efectos de las represas sobre los organismos ribereños, en donde indica que dentro de los factores usualmente utilizados para medir la calidad ambiental, como pH, conductividad o velocidad del caudal, tienen un menor impacto sobre los

ensambles de macroinvertebrados, siendo más relevantes los parámetros sedimentológicos como la granulometría, dado que gran parte de la reducción de la riqueza de especies se debe al cambio del sustrato, al pasar de grueso a fino, causando la homogenización del hábitat, reduciendo el refugio producido por las partículas de mayor tamaño y/o dañando estructuras fisiológicas como branquias. Del mismo modo, en la revisión de literatura realizada por Tang *et al.*, (2025), las presiones ejercidas por las hidroeléctricas generan cambios a la estructura ribereña, a las propiedades físicas y químicas del agua, como también, al régimen fluvial, impactando en cambio de hábitat, deposición de sedimentos, aumento de la temperatura del agua, disminución de los niveles de oxígeno disuelto y, lo más importante, en las fluctuaciones del caudal, siendo los principales motores que generan cambios en la estructuración de los invertebrados bentónicos, como respuestas a estas perturbaciones.

Estos trabajos (Wang *et al.*, 2020; Trottier, 2022, Tang *et al.*, 2025) darían cuenta de la poca relación entre los parámetros físicos y químicos medidos en la columna de agua con los índices de calidad de agua a nivel temporal, geográfico y de intervención antropogénica, evidenciando la necesidad de complementar la caracterización ambiental con diferentes y más sensibles parámetros, como las fluctuaciones de agua en el caudal (Valdovinos *et al.*, 2007), el uso de suelo (Fierro *et al.*, 2015) o la caracterización de la cubierta sedimentológica superficial (Wang *et al.*, 2020), los cuales podrían reflejar de mejor manera, los cambios locales que pueden ejercer estas centrales, permitiendo además, enfocar los esfuerzos de monitoreo para generar información ambiental pertinente, balanceada y robusta.

## 5. CONCLUSIONES

Al evaluar la calidad del agua del río Colorado en la Región del Maule utilizando índices de macroinvertebrados bentónicos antes y después de la implementación de la central hidroeléctrica “Río Colorado”, es posible concluir que si bien, fue observada una disminución en la calidad de las aguas posterior a la construcción y operación de la central hidroeléctrica, dicha variación no se mantuvo constante en el tiempo ni mostró homogeneidad a lo largo de los tramos intervenidos, indicando que la conectividad se mantuvo a lo largo del cauce durante las diferentes épocas analizadas o bien, que el ensamble de macroinvertebrados reflejó una perturbación puntual, como lo fue el periodo de construcción.

Al analizar la calidad y congruencia de los datos ambientales recopilados del Sistema Nacional de Información de Fiscalización Ambiental (SNIFA), se identificaron importantes inconsistencias metodológicas entre las campañas de monitoreo, atribuibles principalmente al cambio en el laboratorio encargado del análisis químico y por consecuencia, variaciones en los límites de detección, introduciendo potenciales sesgos en la comparación temporal de los datos de no haber sido evaluada su congruencia y calidad. Por ello, se resalta la importancia de mantener la continuidad metodológica en estudios ambientales, asegurando de este modo, que las diferencias observadas reflejen procesos ecológicos y no artefactos derivados de cambios técnicos. Cabe destacar que el laboratorio de análisis de invertebrados se mantuvo constante entre las campañas de monitoreo, permitiendo realizar los cálculos posteriores con un mayor nivel de consistencia.

El cálculo y comparación de los índices de macroinvertebrados bentónicos mostró que cada índice entrega una visión particular de la calidad del agua, indicando diferentes sensibilidades a

los cambios ambientales, entregando inclusive, resultados contrastantemente opuestos. Esta combinación de índices cualitativos, cuantitativos y semi-cuantitativos permitió obtener una evaluación más integral del estado de las aguas del río Colorado. Por otro lado, los índices obtenidos indicaron una caída en la calidad de las aguas durante la etapa de construcción, con una leve estabilización en la fase de operación, sugiriendo que las alteraciones más significativas fueron asociadas a la intervención directa del cauce durante las obras de construcción, por sobre el funcionamiento de la central. De manera adicional, no se registraron diferenciaciones espaciales significativas, siendo observadas calidades de agua heterogéneamente distribuidas entre los tramos ubicados Arriba de la Captación, Bajo la Restitución o a lo largo del Caudal Ecológico.

Finalmente, al establecer la relación entre los parámetros físicos y químicos y los índices de macroinvertebrados, no fue observada una agrupación entre estos componentes, sugiriendo que otros factores ambientales, como la dinámica hidromorfológica, la granulometría o la conectividad del cauce, podrían tener un rol más relevante en la respuesta biológica del ensamble de macroinvertebrados bentónicos, indicando además, la necesidad de incluir variables adicionales en futuros monitoreos, para mejorar la comprensión del impacto ambiental de las centrales hidroeléctricas de paso, generando así, información robusta para la gestión y cuidado de la calidad ambiental de los sistemas naturales, siendo en este caso particular, el ecosistema fluvial del río Colorado.

## 6. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

**Acuña, P., Vila, I., Pardo, R., & Comte, S. (2005).** Trophic niche spatio-temporal characterization of the andean ichthic fauna at the Maule river, Chile. *Gayana*, 69(1), 175-179.

**Akhtar, N., Syakir Ishak, M. I., Bhawani, S. A., & Umar, K. (2021).** Various natural and anthropogenic factors responsible for water quality degradation: A review. *Water*, 13(19), 2660.

**APHA-AWWA-WEF. (2012).** Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. 22nd Edition, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.

**Alba-Tercedor, J.; Sánchez-Ortega, A. (1988).** Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, 4:51-55.

**Alba-Tercedor, J. (1996).** Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía, Almería. vol II; 203-213.

**Anderson, E. P., Jackson, S., Tharme, R. E., Douglas, M., Flotemersch, J. E., Zwarteveen, M. & Arthington, A. H. (2019).** Understanding rivers and their social relations: A critical step to advance environmental water management. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 6(6), e1381.

**Anderson, E. P., Jenkins, C. N., Heilpern, S., Maldonado-Ocampo, J. A., Carvajal-Vallejos, F. M., Encalada, A. C. & Tedesco, P. A. (2018).** Fragmentation of Andes-to-Amazon connectivity by hydropower dams. *Science advances*, 4(1), eaao1642.

**Armitage, P.D., I. Pardo, y M.T. Furse. (1990).** Assessment and prediction of biological quality. A demonstration of a British macroinvertebrate-based method in two Spanish rivers. *Limnetica* 6: 147-156.

**Armitage, P. D., Gunn, R. J. M., Furse, M. T., Wright, J. F., & Moss, D. (1987).** The use of prediction to assess macroinvertebrate response to river regulation. *Hydrobiologia*, 144, 25-32.

**Armitage, P.D.; Moss, D.; Wright, J. F.; Furse, M. T. (1983).** The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. *Water Research* 17: 333-347.

**Battegazzore, M., Guzzini, A. y Pagnotta, R. (1994).** Compared use of macroinvertebrate samplers for the evaluation of water quality in rivers of different sizes. *Limnologica* 24, 43–49.

**Bennett, M. G., Lee, S. S., Schofield, K. A., Ridley, C. E., Washington, B. J., & Gibbs, D. A. (2021).** Response of chlorophyll a to total nitrogen and total phosphorus concentrations in lotic ecosystems: a systematic review. *Environmental Evidence*, 10, 1-25.

**Brauns, M., Allen, D.C., Boëchat, Cross, W.F., Ferreira, V., Graeber, D., Patrick, C.J., Peipoch, M., von Schiller, D., Gücker, B. (2022).** A global synthesis of human impacts on the multifunctionality of streams and rivers. *Global Change Biology*, 28(16), 4783-4793. doi: 10.1111/gcb.16210

**Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B. (2006).** Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual review of entomology*, 51(1), 495-523.

**Buffagni, A., (1997).** Mayfly community composition and the biological quality of streams. en *Ephemeroptera & Plecoptera: Biology-Ecology-Systematics*. (Landolt P. & M. Sartori, eds.) MTL, Fribourg. pp 235-246.

**Buss, D. F., Carlisle, D. M., Chon, T. S., Culp, J., Harding, J. S., Keizer-Vlek, H. E., Robinson, W.A., Strachan, S., Thirion, C. & Hughes, R. M. (2015).** Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe: a comparison of large-scale programs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, 1-21

**Butchera J.T., Stewartb P.M., Simonc T.P. (2003).** A Benthic Community Index for streams in the Northern Lakes and Forests Ecoregion. *Ecological Indicators* 3(3), 181-193.

**Caretta, M.A., A. Mukherji, M. Arfanuzzaman, R.A. Betts, A. Gelfan, Y. Hirabayashi, T.K. Lissner, J. Liu, E. Lopez Gunn, R. Morgan, S. Mwanga, and S. Supratid, (2022):** Water. In: *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K.

Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.]. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 551–712.

**Chandler, J.R., (1970).** A biological approach to water quality management. *Journal of Water Pollution Control* 69: 415-421.

**Chessman B., (2003a).** New sensitivity grades for Australian river macroinvertebrates. *Marine and Freshwater Research*. 54; 95-103.

**Chessman B., (2003b).** SIGNAL 2 - A Scoring System for Macroinvertebrate ('Water Bugs') in Australian Rivers, Monitoring River Health Initiative Technical Report no 31, Commonwealth of Australia, Canberra.

**Chessman, B. C., Grouns, J. E., and Kotlash, A. R. (1997).** Objective derivation of macroinvertebrate family sensitivity grade numbers for the SIGNAL biotic index: application to the Hunter River system, New South Wales. *Marine and Freshwater Research* 48, 159–72.

**Chutter, F. M. (1972).** An empirical biotic index of the water quality in South African streams and rivers. *Water Research* 6: 19-30.

**Cid D. (2007).** Estimación de la calidad biológica en el curso inferior del río Aconcagua (V Región, Chile), mediante el uso de macroinvertebrados bentónicos. Tesis para Optar al Título de Biólogo. Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. 48 pp.

**Clark, J.R. (1983).** Coastal Ecosystem Management (A Technical Manual for the Conservation of Coastal Zone Resources), New York, John Wiley & Sons, 928 pp.

**Clarke, K.R. (1993).** Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18:117-143.

**Clarke K. R., R. N. Gorley, P. J. Somerfield & R. M. Warwick. (2014).** Change In: Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. 3rd edition. 262 pp. PRIMER-E: Plymouth.

**Córdova, S., Gaete, H., Aránguiz, F. & Figueroa, R. (2009).** Evaluación de la calidad de las aguas del estero Limache (Chile central), mediante bioindicadores y bioensayos. *Latinamerican Journal of Aquatic Research*, 37(2), 199-209.

**Dar, G. H., Hakeem, K. R., Mehmood, M. A., & Qadri, H. (Eds.). (2021).** *Freshwater Pollution and Aquatic Ecosystems: Environmental Impact and Sustainable Management*. CRC Press.

**Dirección General de Aguas (DGA). (2004).** Diagnóstico y Clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivo de calidad. Cuenca del río Maule. Cade-Idepe.

**Dirección General de Aguas (DGA). (2016).** Atlas del Agua Chile 2016. Serie de Estudios Básicos DGA. Santiago, Chile.

**Dirección General de Aguas (DGA). (2017).** Plan Maestro de los recursos hídricos Región del Maule. Informe Final Volumen N° II. Everis Chile S.A. Talca.

**Dirección General de Aguas (DGA). (2020).** Atlas Calidad del Agua: Chile 2020. Serie de Estudios Básicos DGA. DICTUC. Santiago, Chile

**Eleftheria, K., V. Artemiadou; M. Lazaridou-Dimitriadou. (2000).** Ecological quality of the River Axios (N. Greece) during spring and summer, 1997. *Belgian Journal of Zoology*, 130 (supplement 1); 21-27.

**Fernández, HR y E Dominguez. (2001).** Guía para la determinación de artrópodos bentónicos sudamericanos. Editorial Universitaria de Tucumán. Universidad Nacional de Tucumán. Argentina.

**Fierro, P., Valdovinos, C., Arismendi, I., Díaz, G., Jara-Flores, A., Habit, E., & Vargas-Chacoff, L. (2019).** Examining the influence of human stressors on benthic algae, macroinvertebrate, and fish assemblages in Mediterranean streams of Chile. *Science of the Total Environment*, 686, 26-37.

**Fierro, P., Valdovinos, C., Vargas-Chacoff, L., Bertrán, C., & Arismendi, I. (2017).** Macroinvertebrates and fishes as bioindicators of stream water pollution. *Water Quality*, 2, 23-38.

**Figuroa, R., C. Valdovinos, E. Araya y O. Parra. (2003).** Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76(2), 275-285.

**Figuroa, R., Palma, A., Ruiz, V. y Niell, X. (2007).** Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillan, VIII Región. *Revista Chilena de Historia Natural*, 80(2), 225-242.

**Gil Quilez, M. J., A. Palau y C. Fernandez Manzanal. (2001).** Calidad biológica (BMWP') de las aguas del río Cinca (Huesca). *Limnetica*, 20(1), 107-113.

**Gray N.F. y E. Delaney. (2008).** Comparison of benthic macroinvertebrate indices for the assessment of the impact of acid mine drainage on an Irish river below an abandoned Cu-S mine. *Environmental Pollution* 155(1), 31-40.

**Grimvall, A., von Brömssen, C. y Lindström, G. (2014).** Using process-based models to filter out natural variability in observed concentrations of nitrogen and phosphorus in river water. *Environmental Monitoring and Assessment* 186, 5135–5152.

**Gu, P., Zhang, Z., Liu, J., Wang, T., Xiao, Y., Yu, Y., & Li, Q. (2022).** Effects of Small Hydropower Stations Along Rivers on the Distribution of Aquatic Biodiversity. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, 940606.

**Harper D.M., J. L. Kemp, B. Vogel' y M. D. Newson. (2000).** Towards the assessment of “ecological integrity” in running waters of the United Kingdom. *Hydrobiologia* 149, 133-142.

**Haubrock, P.J. (2024).** Site characteristics determine the prevalence of extreme weather events affecting freshwater macroinvertebrate communities. *Science of the Total Environment*, 950, 175436.

**Hawkes H.A., (1997).** Origin and Development of the Biological Monitoring Working Party Score System. *Water Research*, 32 (3), 964-968.

**Hellawell, J., (1986).** Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. *Pollution Monitoring Series*. Elsevier Applied Science. London and New York. 546 pp.

**Hilsenhoff, W. L. (1988).** Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7, 65-68.

**Huh, M. K. & Lee, H. Y. (2023).** Evaluation of Water Quality by Benthic Macroinvertebrate at the Jukjeon Stream in Korea. *European Journal of Environment and Earth Sciences*, 4(1), 6-10.

**Hui, W. A. B., & Fikri, A. H. (2021).** Comparative analyses of biotic indices based on benthic macroinvertebrates for stream water quality assessment at tropical streams. *Serangga*, 26(2), 47-67.

**Ignatiades, L., K. Pagou y A. Vassiliou. (1986).** Long Term Response of Six Species to Eutrophication, *Oceanologica Acta*, 9, 449-456.

**SyA Ambiental. (2015).** Programa de Vigilancia Ambiental Proyecto “Central Hidroeléctrica Río Colorado” Componente: Biota Acuática. Campaña II Seguimiento. Invierno 2015. San Clemente, Región del Maule.

**Jiang, S., Zhou, L., Ren, L., Wang, M., Xu, C. Y., Yuan, F. & Ding, Y. (2021).** Development of a comprehensive framework for quantifying the impacts of climate change and human activities on river hydrological health variation. *Journal of Hydrology*, 600, 126566.

**Joseph, N., Ryu, D., Malano, H. M., George, B., & Sudheer, K. P. (2020).** A review of the assessment of sustainable water use at continental-to-global scale. *Sustainable Water Resources Management*, 6, 1-20.

**Kratzer E. B., J.K. Jackson, D.B. Arscott, A.K. Aufdenkampe, C.L. Dow, L.A. Kaplan, J.D. Newbold, y B.W. Sweeney. (2006).** Macroinvertebrate distribution in relation to land use and water chemistry in New York City drinking-water-supply watersheds. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(4), 954-976.

**Leiva, M. (2004).** Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de agua de la cuenca del Estero Peu Peu, Comuna de Lautaro. IX Región de la Araucanía. Temuco, Chile. Tesis de Licenciatura Universidad Católica de Temuco, IX Región, Chile.

**Lin, Z., Qi, X., Li, M., Duan, Y., Gao, H., Liu, G., & Wu, N. (2024).** Differential impacts of small hydropower plants on macroinvertebrate communities upstream and downstream under ecological flow. *Journal of Environmental Management*, 370, 123070.

**Macdonald, A. M., A. C. Edwards, K. Pugh y P. W. Balls. (1996).** Impact of land use on nutrient transport in north-east Scotland. En: Integrated river basin development. (C. Kirby & W. R. White, eds.) Wiley Ed., New York. pp. 201-214.

**Malik, D. S., Sharma, A. K., Sharma, A. K., Thakur, R., & Sharma, M. (2020).** A review on impact of water pollution on freshwater fish species and their aquatic environment. *Advances in environmental pollution management: wastewater impacts and treatment technologies*, 1, 10-28.

**Margalef, R. (1983).** *Limnología*. Ediciones Omega, S.A. Barcelona.

**Marques, M. G. S. M., R. L. Ferreira, And F. A. R. Barbosa, (1999).** A Comunidade de Macroinvertebrados Aquáticos e Características Limnológicas das Lagoas Carioca e Da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. *Revista Brasileira de Biología*, 59(2), 203-210.

**Muñoz, E., G. Mendoza y C. Valdovinos. (2001).** Evaluación rápida de la biodiversidad en cinco sistemas lenticos de Chile central: macroinvertebrados bentónicos. *Gayana*, 65(2), 173-180.

**Mushtaq, N., Singh, D.V., Bhat, R.A., Dervash, M.A., Hameed, O.B. (2020).** Freshwater Contamination: Sources and Hazards to Aquatic Biota. Pp. 27-50. In: Qadri, H., Bhat, R., Mehmood, M., Dar, G. (eds). *Fresh Water Pollution Dynamics and Remediation*. Springer, Singapore. [https://doi.org/10.1007/978-981-13-8277-2\\_3](https://doi.org/10.1007/978-981-13-8277-2_3).

**Oscoz J., J. Goma, L. Ector, J. Cambra, M. Pardos y C. Durán. (2007).** Estudio comparativo del estado ecológico de los ríos de la cuenca del Ebro mediante macroinvertebrados y diatomeas. *Limnetica*, 26 (1): 143-158

**Pagou, K. y L. Ignatiades. (1988).** Phytoplankton Seasonality Patterns in Eutrophic Marine Coastal Waters, *Biological Oceanography* 5, 229-241.

**Pastén, P., Vega, A., Guerra, P., Pizarro, J., & Lizama Allende, K. E. (2019).** Calidad del Agua en Chile: Avances, desafíos y perspectivas. pp. 170-201. En: *Calidad del agua en las Américas: riesgos y oportunidades*. México: IANAS

**Pavé, P.J. y Marchese, M. (2005).** Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Ecología Austral* 15, 183-197.

**Preston B. L. (2002).** Indirect effects in aquatic ecotoxicology: implications for ecological risk assessment. *Environmental Management* Vol. 29, No. 3, pp. 311–323

**Quadroni, S., Doretto, A., Fornaroli, R., & White, J. C. (2023).** Hydropower: From ecology to policy. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 1118157.

**Kuriqi, A., Pinheiro, A. N., Sordo-Ward, A., Bejarano, M. D., & Garrote, L. (2021).** Ecological impacts of run-of-river hydropower plants—Current status and future prospects on the brink of energy transition. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 142, 110833.

**Relyea, R. A. (2005).** The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. *Ecological Applications* 15:618–627.

**Riss, W., R. Ospina y J. D. Gutiérrez. (2002).** Establecimiento de valores de bioindicación para macroinvertebrados acuáticos de la sabana de Bogotá. *Caldasia*. 24(1); 135-156.

**Roldán, G. (2001).** Los macroinvertebrados acuáticos y su uso como bioindicadores de la calidad del agua. en *Medidas de la biodiversidad en biología y paleobiología*. Universidad EAFIT, Medellín, Colombia.

**Roldán, G. (2003).** Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Propuesta para el uso del método BMWP/Col. Primera Edición. Editorial Universidad de Antioquia. Medellín. 170 pp.

**Roy, A. H., A. D. Rosemond, M. J. Paul, D. S. Leigh y J. B. Wallace. (2003).** Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). *Freshwater Biology*, 48, 329–346.

**Sánchez-Vélez A. y R.M. García-Nuñez. (1999).** Biomonitorio de ríos en la gestion de cuencas: Una aproximación introductoria. en IX Congreso Nacional de Irrigación, Simposio 4, Manejo Integral de Cuencas Hidrológicas. Culiacán, Sinaloa, México.

**Segnini, S. (2003).** El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotrópicos*, 16(2), 45-63.

**Singh, V., & Sharma, M. P. (2015).** Assessment of the water quality of the Ninglad stream, Uttarakhand, India by using various biotic indices. *European Academic Research*, 2(11), 14554-14961.

**Stark, J. D. (1985).** A macroinvertebrate community index of water quality for stony streams. *Water & Soil Miscellaneous Publication 87*: 53 p. National Water and Soil Conservation Authority: Wellington, New Zealand.

**Stark, J. D. (1998).** SQMCI: a biotic index for freshwater macroinvertebrate coded abundance data. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 32, 55-66.

**Stark, J. D., S. Moore, A. Berry. (1999).** Biotic indices: Their role in water management in New Zealand. En *The Use of Macroinvertebrates in Water Management Recommendations of the New Zealand Macroinvertebrate Working Group*; Published by the Ministry for the Environment, Wellington, New Zealand.

**Tang, J., Yang, Q., Zeng, Q., Hu, P., Yan, L., Zhao, B., & Zhang, J. (2025).** Effects of reservoir regulation on downstream benthic invertebrate drift in dammed rivers: A review. *Ecological Indicators*, 172, 113277.

**UN. (1984).** Coastal Area Management and Development (United Nations Department of International and Economic and Social Affairs), Pergamon Press, Oxford, 188 pp.

**UN-Water. (2018).** The United Nations World Water Development Report 2018: Nature-Based Solutions for Water. Paris, UNESCO.

**Vega M. y P. Durant. (2000).** Fenología de efemerópteros y su relación con la calidad de agua del río. Albarregas. Mérida, Venezuela. *Rev. Ecol. Lat. Am.* Vol. 7(3); 19-27.

**Von Brömssen, C., Fölster, J., Futter, M., y McEwan, K. (2018).** Statistical models for evaluating suspected artefacts in long-term environmental monitoring data. *Environmental monitoring and assessment*, 190, 1-17.

**Wang, J., Ding, C., Heino, J., Jiang, X., Tao, J., Ding, L. & He, D. (2020).** What explains the variation in dam impacts on riverine macroinvertebrates? A global quantitative synthesis. *Environmental Research Letters*, 15(12), 124028.

**Wildsmith, M. D., Rose, T. H., Potter, I. C., Warwick, R. M., & Clarke, K. R. (2011).** Benthic macroinvertebrates as indicators of environmental deterioration in a large microtidal estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 62(3), 525-538.

**World Bank Group. (2018).** Environmental flows for hydropower projects: Guidance for the private sector in emerging markets. International Finance Corporation. <http://hdl.handle.net/10986/29541>

**Woodiwiss, F. S. (1978).** Comparative study of biological-ecological water quality assessment methods. Summary report, Commission of the European Communities. Nottingham, Sept/Oct. 1976. 231pp.

**Xu, G., Li, P., Lu, K., Tantai, Z., Zhang, J., Ren, Z., & Cheng, Y. (2019).** Seasonal changes in water quality and its main influencing factors in the Dan River basin. *Catena*, 173, 131-140.

## 7. ANEXOS

**Anexo 1.** Puntuaciones asignadas a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del índice IBMWP. Es importante hacer notar que no existen familias con la puntuación 9 en el IBMWP ni en el BMWP

<b>Familias</b>	<b>Puntuación</b>
Siphonuridae. Heptageniidae. Leptophlebiidae. Potamanthidae. Ephemeridae, Taeniopterygidae. Leuctridae. Capniidae. Perlodidae. Perlidae, Chloropclidae, Aphelocheiridae, Phryganeidae. Molannidae. Beraeidae. Odontoceridae. Leptoceridae. Goeridae, Lepidostomatidae. Brachicentridae. Sericostomatidae, Athericidae. Blephariceridae	<b>10</b>
Astacidae, Lestidae. Calopterygidae. Gomphidae. Cordulegasteridae. Aeshnidae, Corduliidae. Libellulidae, Psychomyiidae. Philopotamidae. Glossosomatidae	<b>8</b>
Ephemerellidae. Prosopistornatidae, Nemouridae, Rhyacophilidae. Polycentropodidae. Limnephilidae. Ecnomidae	<b>7</b>
Neritidae. Viviparidae. Ancylidae. Thiandae, Hydroptilidae. Unionidae, Corophiidae. Gammaridae. Atyidae, Platyenemididae. Coenagrionidae	<b>6</b>
Oligoneuriidae. Polymitarcidae, Dryopidae. Elmidae. Helophoridae. Hydrochidae. Hydracnidae. Clambidae. Hidropsychidae, Tipulidae. Simuliidae, Planariidae. Dendrocoelidae. Dugesidae	<b>5</b>
Baetidae. Caenidae, Haliplidae. Curculionidae. Chysomelidae, Tabanidae. Stratiomyidae. Empididae. Dolichopodidae. Dixidae, Ceratopogonidae. Anthomyidae. Limoniidae. Psychodidae. Sciomyzidae, Rhagionidae, Sialidae, Piscicolidae, Hidracarina	<b>4</b>
Mesoveliidae. Hydrometridae. Gerridae. Nepidae. Naucoridae. Pleidae. Veliidae, Notonectidae. Corixidae, Helodidae. Hydrophilidae. Hygrobiidae. Dytiscidae. Gyrinidae, Valvatidae. Hydrobiidae. Lymnecidae. Physidae. Planorbidae, Bithyniidae. Bythinellidae. Sphaeridae, Glossiphoniidae. Hirudidae. Erpobdellidae, Asellidae. Ostracoda	<b>3</b>
Chironomidae. Culicidae. Ephydriidae. Thaumaleidae	<b>2</b>
Oligochaeta (todas las clases). Syrphidae	<b>1</b>

**Anexo 2.** Puntuaciones asignadas a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del índice SIGNAL 2.

<b>Familias</b>	<b>Puntuación</b>
Limnocharidae, Momoniidae, Torrenticolidae, Ptilodactylidae, Blephariceridae, Pelecorhynchidae, Siphonuridae, Austrocorduliidae, Austroperlidae, Eustheniidae, Helicophidae.	<b>10</b>
Teloganodidae, Nannochoristidae, Neurothidae, Hypolestidae, Telephlebiidae, Calocidae, Dipseudopsidae, Glossosomatidae.	<b>9</b>
Arrenuridae, Aturidae, Hydrodromidae, Hydryphantidae, Hygrobatidae, Oxidae, Unionicolidae, Aphroteniinae (subfamilia), Athericidae, Coloburiscidae, Leptophlebiidae, Oniscigastridae, Macromiidae, Griptopterygidae, Antipodoeciidae, Helicopsychidae, Hydrobiosidae, Limnephilidae, Oeconesidae, Philopotamidae, Philorheithridae, Tasimiidae.	<b>8</b>
Hydrachnidae, Limnesiidae, Eusiridae, Melitidae, Elmidae, Microsporidae, Grapsidae, Dixidae, Thaumaleidae, Ameletopsidae, Corydalidae, Tetrastemmatidae, Osmylidae, Synlestidae, Atriplectididae, Calamoceratidae, Conoesucidae, Odontoceridae, Polycentropodidae.	<b>7</b>
Psephenidae, Scirtidae, Siphonotidae, Diamesinae (subfamilia), Podonominae (subfamilia), Sciaridae, Tanyderidae, Diphlebiidae, Notonemouridae, Hydropsychidae, Leptoceridae.	<b>6</b>
Eylaidae, Pionidae, Irídea, Sphaeriidae, Empididae, Simuliidae, Tipulidae, Baetidae, Glacidorbidae, Gelastocoridae, Sialidae, Gordiidae, Cordulephyidae, Corduliidae, Gomphidae, Hemicorduliidae, Megapodagrionidae, Naididae, Temnocephala.	<b>5</b>
Mideopsidae, Corophiidae, Neoniphargidae, Paramelitidae, Perthiidae, Corbiculidae, Gyrinidae, Hydrochidae, Limnichidae, Noteridae, Palaemonidae, Parastacidae, Ceratopogonidae, Orthocladiinae (subfamilia), Tanypodinae (subfamilia), Caenidae, Prosopistomatidae, Ancylidae, Hydrobiidae, Thiaridae, Viviparidad, Gerridae, Richardsonianidae, Phreatoicidae, Aeshnidae, Libellulidae, Protoneuridae, Enchytraeidae, Phreodrilidae, Ecnomidae, Hydroptilidae.	<b>4</b>
Paracalliopidae, Talitridae, Brentidae, Carabidae, Hydraenidae, Ptiliidae, Staphylinidae, Atyidae, Hymenosomatidae, Sundatelpusidae, Chironominae (subfamilia), Dolichopodidae, Psychodidae, Tabanidae, Bithyniidae, Hebridae, Hydrometridae, Nepidae, Veliidae, Clavidae, Janiridae, Mesamphisopidae, Pyralidae, Sisyridae, Isostictidae, Lindeniidae, Lumbriculidae, Tubificidae, Spongillidae, Kokiriidae.	<b>3</b>

---

Ceinidae, Chrysomelidae, Curculionidae, Dytiscidae, Haliplidae, Hydrophilidae, Chaoboridae, Ephydriidae, Sciomyzidae, Stratiomyidae, Syrphidae, Planorbidae, Corixidae, Mesoveliidae, Naucoridae, Ochteridae, Pleidae, Hydridae, Cirolanidae, Oniscidae, Phreatoicopsidae, Coenagrionidae, Synthemistidae, Dugesiidae **2**

Notodromadidae, Koonungidae, Branchipodidae, Heteroceridae, Hygrobiiidae, Cecidomyiidae, Culicidae, Muscidae, Scatopsidae, Lymnaeidae, Physidae, Pomatiopsidae, Belostomatidae, Notonectidae, Saldidae, Erpobdellidae, Glossiphoniidae, Ornithobdellidae, Amphisopidae, Sphaeromatidae, Triopsidae, Lestidae, Urothemistidae. **1**

---

**Anexo 3.** Factor de peso asignado a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos dependiendo de su abundancia, para la obtención del índice SIGNAL 2.

<b>Número de individuos</b>	<b>Factor de peso</b>
1 – 2	<b>1</b>
3 – 5	<b>2</b>
6 – 10	<b>3</b>
11 – 20	<b>4</b>
Sobre 20	<b>5</b>

---

**Anexo 4.** Puntuaciones asignadas a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del índice FBI.

<b>Familias</b>	<b>Puntuación</b>
Blephariceridae, Corydalidae, Leuctridae, Pteronarcyidae, Glossosomatidae, Odontoceridae, Rhyacophilidae.	<b>0</b>
Ephemerellidae, Gomphidae, Capniidae, Chloroperlidae, Perlidae, Brachycentridae, Lepidostomatidae.	<b>1</b>
Athericidae, Leptophlebiidae, Metretopodidae, Oligoneuriidae, Polymitarcyidae, Nemouridae, Perlodidae, Taeniopterygidae, Psychomyiidae	<b>2</b>
Tipulidae, Baetiscidae, Aeshnidae, Cordulegastridae, Macromiidae, Calamoceratidae, Helicopsychidae, Philpotamidae, Sericostomatidae, Uenoidae.	<b>3</b>
Acariformes, Gammaridae, Elmidae, Psephenidae, Dolichopodidae, Baetidae, Ephemeridae, Heptageniidae, Potomanthidae, Tricorythidae, Sialidae, Hydropsychidae, Hydroptilidae, Leptoceridae, Limnephilidae, Phryganeidae, Turbellaria, Platyhelminthidae.	<b>4</b>
Hydridae, Dryopidae, Pyralidae, Sisyridae, Calopterygidae, Corduliidae.	<b>5</b>
Decapoda, Ceratopogonidae, Empididae, Ephydriidae, Muscidae, Simuliidae, Tabanidae, Lymnaeidae, Sabellidae, Molannidae, Polycentropodidae.	<b>6</b>
Caenidae, Siphonuridae.	<b>7</b>
Hyaellidae, Talitridae, Chironomini, Asellidae, Physidae, Sphaeridae, Oligochaeta	<b>8</b>
Coenagrionidae, Lestidae, Libellulidae.	<b>9</b>
Psychodidae, Syrphidae, Bdellidae, Helobdella.	<b>10</b>

**Anexo 5.** Detalle de los índices calculados para cada muestra informada.

Muestra	Estación	Etapa	Campaña	Índice IBMWP		Índice SIGNAL2		Índice FBI	
				Puntuación	Categorías	Puntuación	Categorías	Puntuación	Categorías
BA1-C2-CON-AC	BA1	Sin Intervención	C2	28	Mala	5,9	Regular	5	Regular
BA2-C2-CON-AC	BA2	Sin Intervención	C2	28	Mala	5,35	Regular	5,74	Regular
BA3-C2-CON-CE	BA3	Sin Intervención	C2	12	Muy Mala	5,5	Regular	4,77	Regular
BA4-C2-CON-CE	BA4	Sin Intervención	C2	32	Mala	7,4	Muy Buena	2,22	Muy Buena
BA5-C2-CON-CE	BA5	Sin Intervención	C2	43	Regular	6,15	Buena	5,72	Regular
BA6-C2-CON-BR	BA6	Sin Intervención	C2	26	Mala	6,15	Buena	3,42	Muy Buena
CI10-C2-CON-AC	CI10	Sin Intervención	C2	22	Mala	4,91	Mala	5,71	Regular
CI3-C2-CON-BR	CI3	Sin Intervención	C2	27	Mala	6,25	Buena	4	Buena
CI4-C2-CON-BR	CI4	Sin Intervención	C2	47	Regular	5,83	Regular	5,03	Regular
CI5-C2-CON-BR	CI5	Sin Intervención	C2	26	Mala	6,58	Buena	4,42	Buena
CI6-C2-CON-CE	CI6	Sin Intervención	C2	47	Regular	6,2	Buena	5,56	Regular
CI7-C2-CON-CE	CI7	Sin Intervención	C2	26	Mala	6	Buena	3,55	Muy Buena
CI8-C2-CON-CE	CI8	Sin Intervención	C2	18	Mala	4,94	Mala	5,06	Regular
CI9-C2-CON-CE	CI9	Sin Intervención	C2	16	Mala	5,57	Regular	5,87	Regular
E1-C2-CON-CE	E1	Sin Intervención	C2	12	Muy Mala	4,88	Mala	5,73	Regular
E2-C2-CON-CE	E2	Sin Intervención	C2	16	Mala	5,89	Regular	5,23	Regular
E3-C2-CON-CE	E3	Sin Intervención	C2	28	Mala	5,43	Regular	5,4	Regular
BA1-C3-CON-AC	BA1	Sin Intervención	C3	12	Muy Mala	3,75	Muy Mala	5,95	Regular
BA2-C3-CON-AC	BA2	Sin Intervención	C3	32	Mala	5,17	Regular	5,59	Regular
BA3-C3-CON-CE	BA3	Sin Intervención	C3	32	Mala	5,78	Regular	5,7	Regular
BA4-C3-CON-CE	BA4	Sin Intervención	C3	90	Buena	6,58	Buena	4,91	Regular
BA5-C3-CON-CE	BA5	Sin Intervención	C3	8	Muy Mala	3	Muy Mala	6	Regular
BA6-C3-CON-BR	BA6	Sin Intervención	C3	44	Regular	5,4	Regular	5,74	Regular
CI10-C3-CON-AC	CI10	Sin Intervención	C3	44	Regular	4,33	Mala	5,94	Regular
CI3-C3-CON-BR	CI3	Sin Intervención	C3	70	Buena	5,77	Regular	5,77	Regular
CI4-C3-CON-BR	CI4	Sin Intervención	C3	50	Regular	5,61	Regular	5,89	Regular
CI5-C3-CON-BR	CI5	Sin Intervención	C3	74	Buena	5,65	Regular	5,89	Regular
CI6-C3-CON-CE	CI6	Sin Intervención	C3	72	Buena	6,21	Buena	5,91	Regular
CI7-C3-CON-CE	CI7	Sin Intervención	C3	74	Buena	5,88	Regular	4,82	Regular
CI8-C3-CON-CE	CI8	Sin Intervención	C3	44	Regular	5,12	Regular	5,69	Regular
CI9-C3-CON-CE	CI9	Sin Intervención	C3	32	Mala	5,89	Regular	5,79	Regular
E1-C3-CON-CE	E1	Sin Intervención	C3	16	Mala	3,27	Muy Mala	6	Regular
E2-C3-CON-CE	E2	Sin Intervención	C3	48	Regular	5,4	Regular	5,38	Regular
E3-C3-CON-CE	E3	Sin Intervención	C3	24	Mala	4,88	Mala	5,83	Regular
BA1-C4-CON-AC	BA1	Construcción	C4	56	Regular	5,82	Regular	5,46	Regular
BA2-C4-CON-AC	BA2	Construcción	C4	39	Regular	6,02	Buena	5,44	Regular

Muestra	Estación	Etapa	Campaña	Índice IBMWP		Índice SIGNAL2		Índice FBI	
				Puntuación	Categorías	Puntuación	Categorías	Puntuación	Categorías
BA3-C4-CON-CE	BA3	Construcción	C4	47	Regular	5,96	Regular	5,48	Regular
BA4-C4-CON-CE	BA4	Construcción	C4	21	Mala	4,96	Mala	5,74	Regular
BA5-C4-CON-CE	BA5	Construcción	C4	60	Regular	5,95	Regular	5,48	Regular
BA6-C4-CON-BR	BA6	Construcción	C4	46	Regular	5,44	Regular	4,92	Regular
CI10-C4-CON-AC	CI10	Construcción	C4	62	Buena	6,23	Buena	5,47	Regular
CI3-C4-CON-BR	CI3	Construcción	C4	18	Mala	5,4	Regular	5,48	Regular
CI4-C4-CON-BR	CI4	Construcción	C4	19	Mala	4,81	Mala	5,81	Regular
CI5-C4-CON-BR	CI5	Construcción	C4	31	Mala	6,25	Buena	5,8	Regular
CI6-C4-CON-CE	CI6	Construcción	C4	31	Mala	6,47	Buena	5,32	Regular
CI7-C4-CON-CE	CI7	Construcción	C4	16	Mala	4,92	Mala	5,76	Regular
CI8-C4-CON-CE	CI8	Construcción	C4	27	Mala	5,97	Regular	5,78	Regular
CI9-C4-CON-CE	CI9	Construcción	C4	33	Mala	6,22	Buena	5,53	Regular
E1-C4-CON-CE	E1	Construcción	C4	50	Regular	5,41	Regular	5,58	Regular
E2-C4-CON-CE	E2	Construcción	C4	27	Mala	7	Buena	5,04	Regular
E3-C4-CON-CE	E3	Construcción	C4	32	Mala	5,87	Regular	5,68	Regular
BA1-C5-CON-AC	BA1	Construcción	C5	24	Mala	5,65	Regular	5,67	Regular
BA2-C5-CON-AC	BA2	Construcción	C5	16	Mala	4,91	Mala	5,29	Regular
BA3-C5-CON-CE	BA3	Construcción	C5	22	Mala	5,83	Regular	4,45	Buena
BA4-C5-CON-CE	BA4	Construcción	C5	35	Mala	6,7	Buena	3,94	Buena
BA5-C5-CON-CE	BA5	Construcción	C5	17	Mala	6,8	Buena	4,32	Buena
BA6-C5-CON-BR	BA6	Construcción	C5	31	Mala	6,53	Buena	3,33	Muy Buena
CI10-C5-CON-AC	CI10	Construcción	C5	16	Mala	6,23	Buena	5,42	Regular
CI3-C5-CON-BR	CI3	Construcción	C5	36	Regular	6,64	Buena	3,23	Muy Buena
CI4-C5-CON-BR	CI4	Construcción	C5	37	Regular	6,28	Buena	3,99	Buena
CI5-C5-CON-BR	CI5	Construcción	C5	35	Mala	6,64	Buena	4,04	Buena
CI6-C5-CON-CE	CI6	Construcción	C5	35	Mala	6,63	Buena	3,67	Muy Buena
CI7-C5-CON-CE	CI7	Construcción	C5	33	Mala	6,29	Buena	5,14	Regular
CI8-C5-CON-CE	CI8	Construcción	C5	26	Mala	6,64	Buena	3,23	Muy Buena
CI9-C5-CON-CE	CI9	Construcción	C5	37	Regular	6,45	Buena	3,96	Buena
E1-C5-CON-CE	E1	Construcción	C5	37	Regular	6,34	Buena	4,13	Buena
E2-C5-CON-CE	E2	Construcción	C5	35	Mala	6,64	Buena	3,21	Muy Buena
E3-C5-CON-CE	E3	Construcción	C5	16	Mala	6,38	Buena	4,86	Regular
BA1-C6-CON-AC	BA1	Construcción	C6	6	Muy Mala	5,15	Regular	6	Regular
BA2-C6-CON-AC	BA2	Construcción	C6	6	Muy Mala	4,91	Mala	5,96	Regular
BA3-C6-CON-CE	BA3	Construcción	C6	12	Muy Mala	5,92	Regular	5,94	Regular
BA4-C6-CON-CE	BA4	Construcción	C6	20	Mala	6,08	Buena	5,84	Regular
BA5-C6-CON-CE	BA5	Construcción	C6	2	Muy Mala	4,88	Mala	6	Regular
BA6-C6-CON-BR	BA6	Construcción	C6	22	Mala	4,5	Mala	5,96	Regular

Muestra	Estación	Etapa	Campaña	Índice IBMWP		Índice SIGNAL2		Índice FBI	
				Puntuación	Categorías	Puntuación	Categorías	Puntuación	Categorías
CI10-C6-CON-AC	CI10	Construcción	C6	2	Muy Mala	5,92	Regular	6	Regular
CI3-C6-CON-BR	CI3	Construcción	C6	8	Muy Mala	4,56	Mala	5,97	Regular
CI4-C6-CON-BR	CI4	Construcción	C6	16	Mala	4,91	Mala	5,62	Regular
CI5-C6-CON-BR	CI5	Construcción	C6	6	Muy Mala	3,75	Muy Mala	5,95	Regular
CI6-C6-CON-CE	CI6	Construcción	C6	2	Muy Mala	3	Muy Mala	6	Regular
CI7-C6-CON-CE	CI7	Construcción	C6	4	Muy Mala	3	Muy Mala	6	Regular
CI8-C6-CON-CE	CI8	Construcción	C6	28	Mala	6,42	Buena	5,83	Regular
CI9-C6-CON-CE	CI9	Construcción	C6	6	Muy Mala	3,75	Muy Mala	5,98	Regular
E1-C6-CON-CE	E1	Construcción	C6	16	Mala	5,57	Regular	5,74	Regular
E2-C6-CON-CE	E2	Construcción	C6	30	Mala	6,36	Buena	5,87	Regular
E3-C6-CON-CE	E3	Construcción	C6	16	Mala	6,21	Buena	5,87	Regular
BA1-C7-CON-AC	BA1	Construcción	C7	37	Regular	5,69	Regular	3,44	Muy Buena
BA2-C7-CON-AC	BA2	Construcción	C7	54	Regular	6,42	Buena	3,74	Muy Buena
BA3-C7-CON-CE	BA3	Construcción	C7	40	Regular	6,21	Buena	4,4	Buena
BA4-C7-CON-CE	BA4	Construcción	C7	48	Regular	5,94	Regular	5,27	Regular
BA5-C7-CON-CE	BA5	Construcción	C7	64	Buena	6,45	Buena	3,83	Buena
BA6-C7-CON-BR	BA6	Construcción	C7	42	Regular	5,95	Regular	4,28	Buena
CI10-C7-CON-AC	CI10	Construcción	C7	35	Mala	6,5	Buena	4,41	Buena
CI3-C7-CON-BR	CI3	Construcción	C7	42	Regular	5,85	Regular	4,82	Regular
CI4-C7-CON-BR	CI4	Construcción	C7	54	Regular	6,07	Buena	4,88	Regular
CI5-C7-CON-BR	CI5	Construcción	C7	44	Regular	6,09	Buena	5,2	Regular
CI6-C7-CON-CE	CI6	Construcción	C7	21	Mala	5,9	Regular	5,43	Regular
CI7-C7-CON-CE	CI7	Construcción	C7	54	Regular	6,22	Buena	4,8	Regular
CI8-C7-CON-CE	CI8	Construcción	C7	56	Regular	6,16	Buena	4,61	Buena
CI9-C7-CON-CE	CI9	Construcción	C7	50	Regular	5,24	Regular	5,56	Regular
E1-C7-CON-CE	E1	Construcción	C7	40	Regular	6,06	Buena	5,26	Regular
E2-C7-CON-CE	E2	Construcción	C7	52	Regular	5,49	Regular	4,17	Buena
E3-C7-CON-CE	E3	Construcción	C7	60	Regular	5,89	Regular	3,86	Buena
BA1-C8-CON-AC	BA1	Construcción	C8	8	Muy Mala	3,43	Muy Mala	5,33	Regular
BA2-C8-CON-AC	BA2	Construcción	C8	11	Muy Mala	4,69	Mala	5,8	Regular
BA3-C8-CON-CE	BA3	Construcción	C8	37	Regular	6,28	Buena	5,18	Regular
BA4-C8-CON-CE	BA4	Construcción	C8	15	Muy Mala	4,88	Mala	5,74	Regular
BA5-C8-CON-CE	BA5	Construcción	C8	6	Muy Mala	4,92	Mala	6	Regular
BA6-C8-CON-BR	BA6	Construcción	C8	14	Muy Mala	4,26	Mala	5,95	Regular
CI10-C8-CON-AC	CI10	Construcción	C8	17	Mala	5,45	Regular	5,6	Regular
CI3-C8-CON-BR	CI3	Construcción	C8	29	Mala	5,95	Regular	5,65	Regular
CI4-C8-CON-BR	CI4	Construcción	C8	15	Muy Mala	5,48	Regular	5,56	Regular
CI5-C8-CON-BR	CI5	Construcción	C8	21	Mala	5,04	Regular	5,86	Regular

Muestra	Estación	Etapa	Campaña	Índice IBMWP		Índice SIGNAL2		Índice FBI	
				Puntuación	Categorías	Puntuación	Categorías	Puntuación	Categorías
CI6-C8-CON-CE	CI6	Construcción	C8	11	Muy Mala	4,69	Mala	5,83	Regular
CI7-C8-CON-CE	CI7	Construcción	C8	31	Mala	5,69	Regular	5,8	Regular
CI8-C8-CON-CE	CI8	Construcción	C8	21	Mala	5,74	Regular	5,15	Regular
CI9-C8-CON-CE	CI9	Construcción	C8	25	Mala	5,54	Regular	5,17	Regular
E1-C8-CON-CE	E1	Construcción	C8	21	Mala	5,25	Regular	5,35	Regular
E2-C8-CON-CE	E2	Construcción	C8	21	Mala	5,5	Regular	5,16	Regular
E3-C8-CON-CE	E3	Construcción	C8	7	Muy Mala	4,71	Mala	5,33	Regular
BA1-C9-OP-AC	BA1	Operación	C9	19	Mala	6,67	Buena	4	Buena
BA2-C9-OP-AC	BA2	Operación	C9	31	Mala	6,37	Buena	5,12	Regular
BA3-C9-OP-CE	BA3	Operación	C9	21	Mala	5,31	Regular	5,72	Regular
BA4-C9-OP-CE	BA4	Operación	C9	36	Regular	5,94	Regular	5,57	Regular
BA5-C9-OP-CE	BA5	Operación	C9	6	Muy Mala	4	Mala	5,93	Regular
BA6-C9-OP-BR	BA6	Operación	C9	6	Muy Mala	4	Mala	5,75	Regular
CI10-C9-OP-AC	CI10	Operación	C9	10	Muy Mala	8	Muy Buena	2	Muy Buena
CI3-C9-OP-BR	CI3	Operación	C9	11	Muy Mala	4,69	Mala	5,66	Regular
CI4-C9-OP-BR	CI4	Operación	C9	11	Muy Mala	5,06	Regular	5,62	Regular
CI5-C9-OP-BR	CI5	Operación	C9	11	Muy Mala	4,09	Mala	5,8	Regular
CI6-C9-OP-CE	CI6	Operación	C9	6	Muy Mala	4	Mala	5,96	Regular
CI7-C9-OP-CE	CI7	Operación	C9	6	Muy Mala	4,46	Mala	5,81	Regular
CI8-C9-OP-CE	CI8	Operación	C9	11	Muy Mala	5,7	Regular	5,8	Regular
CI9-C9-OP-CE	CI9	Operación	C9	11	Muy Mala	4,67	Mala	5,88	Regular
E1-C9-OP-CE	E1	Operación	C9	11	Muy Mala	4,94	Mala	5,56	Regular
E2-C9-OP-CE	E2	Operación	C9	21	Mala	5,31	Regular	5,53	Regular
E3-C9-OP-CE	E3	Operación	C9	21	Mala	5,5	Regular	5,12	Regular
BA1-C10-OP-AC	BA1	Operación	C10	19	Mala	6,67	Buena	4	Buena
BA2-C10-OP-AC	BA2	Operación	C10	31	Mala	6,37	Buena	5,12	Regular
BA3-C10-OP-CE	BA3	Operación	C10	21	Mala	5,31	Regular	5,72	Regular
BA4-C10-OP-CE	BA4	Operación	C10	36	Regular	5,94	Regular	5,57	Regular
BA5-C10-OP-CE	BA5	Operación	C10	6	Muy Mala	4	Mala	5,93	Regular
BA6-C10-OP-BR	BA6	Operación	C10	6	Muy Mala	4	Mala	5,75	Regular
CI10-C10-OP-AC	CI10	Operación	C10	10	Muy Mala	8	Muy Buena	2	Muy Buena
CI3-C10-OP-BR	CI3	Operación	C10	11	Muy Mala	4,69	Mala	5,66	Regular
CI4-C10-OP-BR	CI4	Operación	C10	11	Muy Mala	5,06	Regular	5,62	Regular
CI5-C10-OP-BR	CI5	Operación	C10	11	Muy Mala	4,09	Mala	5,8	Regular
CI6-C10-OP-CE	CI6	Operación	C10	6	Muy Mala	4	Mala	5,96	Regular
CI7-C10-OP-CE	CI7	Operación	C10	6	Muy Mala	4,46	Mala	5,81	Regular
CI8-C10-OP-CE	CI8	Operación	C10	11	Muy Mala	5,7	Regular	5,8	Regular
CI9-C10-OP-CE	CI9	Operación	C10	11	Muy Mala	4,67	Mala	5,88	Regular

Muestra	Estación	Etapa	Campaña	Índice IBMWP		Índice SIGNAL2		Índice FBI	
				Puntuación	Categorías	Puntuación	Categorías	Puntuación	Categorías
E1-C10-OP-CE	E1	Operación	C10	11	Muy Mala	4,94	Mala	5,56	Regular
E2-C10-OP-CE	E2	Operación	C10	21	Mala	5,31	Regular	5,53	Regular
E3-C10-OP-CE	E3	Operación	C10	21	Mala	5,5	Regular	5,12	Regular
BA1-C11-OP-AC	BA1	Operación	C11	17	Mala	5,67	Regular	5,29	Regular
BA2-C11-OP-AC	BA2	Operación	C11	6	Muy Mala	3,75	Muy Mala	5,75	Regular
BA3-C11-OP-CE	BA3	Operación	C11	7	Muy Mala	4,78	Mala	5,43	Regular
BA4-C11-OP-CE	BA4	Operación	C11	12	Muy Mala	4,88	Mala	5,43	Regular
BA5-C11-OP-CE	BA5	Operación	C11	12	Muy Mala	4,88	Mala	5	Regular
BA6-C11-OP-BR	BA6	Operación	C11	17	Mala	5,85	Regular	4,5	Buena
CI10-C11-OP-AC	CI10	Operación	C11	12	Muy Mala	5,73	Regular	5,2	Regular
CI3-C11-OP-BR	CI3	Operación	C11	31	Mala	5,19	Regular	5,74	Regular
CI4-C11-OP-BR	CI4	Operación	C11	12	Muy Mala	5,22	Regular	4,4	Buena
CI5-C11-OP-BR	CI5	Operación	C11	20	Mala	5,12	Regular	5,43	Regular
CI6-C11-OP-CE	CI6	Operación	C11	17	Mala	5,45	Regular	5	Regular
CI7-C11-OP-CE	CI7	Operación	C11	12	Muy Mala	4,88	Mala	5,33	Regular
CI8-C11-OP-CE	CI8	Operación	C11	17	Mala	6,43	Buena	5,6	Regular
CI9-C11-OP-CE	CI9	Operación	C11	12	Muy Mala	4,88	Mala	5,71	Regular
E1-C11-OP-CE	E1	Operación	C11	12	Muy Mala	5,47	Regular	5,36	Regular
E2-C11-OP-CE	E2	Operación	C11	17	Mala	5,67	Regular	4,33	Buena
E3-C11-OP-CE	E3	Operación	C11	21	Mala	5,47	Regular	5,47	Regular
BA1-C13-OP-AC	BA1	Operación	C13	8	Muy Mala	4,06	Mala	5,86	Regular
BA2-C13-OP-AC	BA2	Operación	C13	8	Muy Mala	3,71	Muy Mala	5,93	Regular
BA3-C13-OP-CE	BA3	Operación	C13	8	Muy Mala	4,22	Mala	5,66	Regular
BA4-C13-OP-CE	BA4	Operación	C13	18	Mala	5,15	Regular	5,43	Regular
BA5-C13-OP-CE	BA5	Operación	C13	10	Muy Mala	4,04	Mala	5,4	Regular
BA6-C13-OP-BR	BA6	Operación	C13	8	Muy Mala	4,39	Mala	5,47	Regular
CI10-C13-OP-AC	CI10	Operación	C13	10	Muy Mala	3,59	Muy Mala	5,94	Regular
CI3-C13-OP-BR	CI3	Operación	C13	21	Mala	5,38	Regular	5,57	Regular
CI4-C13-OP-BR	CI4	Operación	C13	8	Muy Mala	4,32	Mala	5,53	Regular
CI5-C13-OP-BR	CI5	Operación	C13	10	Muy Mala	4,67	Mala	5,44	Regular
CI6-C13-OP-CE	CI6	Operación	C13	15	Muy Mala	4,42	Mala	5,5	Regular
CI7-C13-OP-CE	CI7	Operación	C13	6	Muy Mala	4,46	Mala	5,76	Regular
CI8-C13-OP-CE	CI8	Operación	C13	12	Muy Mala	4,41	Mala	5,45	Regular
CI9-C13-OP-CE	CI9	Operación	C13	8	Muy Mala	4,19	Mala	5,7	Regular
E1-C13-OP-CE	E1	Operación	C13	10	Muy Mala	4,55	Mala	5,66	Regular
E2-C13-OP-CE	E2	Operación	C13	6	Muy Mala	4,67	Mala	5,65	Regular
E3-C13-OP-CE	E3	Operación	C13	12	Muy Mala	4,35	Mala	5,78	Regular
BA1-C14-OP-AC	BA1	Operación	C14	12	Muy Mala	4,5	Mala	5,89	Regular

Muestra	Estación	Etapa	Campaña	Índice IBMWP		Índice SIGNAL2		Índice FBI	
				Puntuación	Categorías	Puntuación	Categorías	Puntuación	Categorías
BA2-C14-OP-AC	BA2	Operación	C14	8	Muy Mala	3,5	Muy Mala	5,95	Regular
BA3-C14-OP-CE	BA3	Operación	C14	0	NA	NA	NA	NA	NA
BA4-C14-OP-CE	BA4	Operación	C14	6	Muy Mala	3,89	Muy Mala	5,78	Regular
BA5-C14-OP-CE	BA5	Operación	C14	6	Muy Mala	3,75	Muy Mala	5,83	Regular
BA6-C14-OP-BR	BA6	Operación	C14	8	Muy Mala	4,62	Mala	5,86	Regular
CI10-C14-OP-AC	CI10	Operación	C14	2	Muy Mala	3	Muy Mala	6	Regular
CI3-C14-OP-BR	CI3	Operación	C14	6	Muy Mala	4,92	Mala	5,92	Regular
CI4-C14-OP-BR	CI4	Operación	C14	8	Muy Mala	4,44	Mala	5,95	Regular
CI5-C14-OP-BR	CI5	Operación	C14	6	Muy Mala	4	Mala	5,85	Regular
CI6-C14-OP-CE	CI6	Operación	C14	6	Muy Mala	3,75	Muy Mala	5,95	Regular
CI7-C14-OP-CE	CI7	Operación	C14	6	Muy Mala	3,75	Muy Mala	5,96	Regular
CI8-C14-OP-CE	CI8	Operación	C14	12	Muy Mala	3,94	Muy Mala	5,86	Regular
CI9-C14-OP-CE	CI9	Operación	C14	8	Muy Mala	4,39	Mala	5,92	Regular
E1-C14-OP-CE	E1	Operación	C14	8	Muy Mala	4,12	Mala	5,81	Regular
E2-C14-OP-CE	E2	Operación	C14	6	Muy Mala	4	Mala	5,85	Regular
E3-C14-OP-CE	E3	Operación	C14	8	Muy Mala	3,57	Muy Mala	5,93	Regular
BA1-C16-OP-AC	BA1	Operación	C16	9	Muy Mala	4,88	Mala	5,94	Regular
BA2-C16-OP-AC	BA2	Operación	C16	18	Mala	5,28	Regular	5,64	Regular
BA3-C16-OP-CE	BA3	Operación	C16	8	Muy Mala	3,46	Muy Mala	5,98	Regular
BA4-C16-OP-CE	BA4	Operación	C16	9	Muy Mala	4,69	Mala	5,94	Regular
BA5-C16-OP-CE	BA5	Operación	C16	9	Muy Mala	3,92	Muy Mala	5,95	Regular
BA6-C16-OP-BR	BA6	Operación	C16	8	Muy Mala	4,11	Mala	5,92	Regular
CI10-C16-OP-AC	CI10	Operación	C16	14	Muy Mala	5,25	Regular	5,87	Regular
CI3-C16-OP-BR	CI3	Operación	C16	13	Muy Mala	4,86	Mala	5,68	Regular
CI4-C16-OP-BR	CI4	Operación	C16	9	Muy Mala	4,82	Mala	5,85	Regular
CI5-C16-OP-BR	CI5	Operación	C16	4	Muy Mala	3	Muy Mala	6	Regular
CI6-C16-OP-CE	CI6	Operación	C16	11	Muy Mala	4,86	Mala	5,81	Regular
CI7-C16-OP-CE	CI7	Operación	C16	13	Muy Mala	4,12	Mala	5,9	Regular
CI8-C16-OP-CE	CI8	Operación	C16	9	Muy Mala	4,31	Mala	5,9	Regular
CI9-C16-OP-CE	CI9	Operación	C16	8	Muy Mala	3,46	Muy Mala	5,98	Regular
E1-C16-OP-CE	E1	Operación	C16	8	Muy Mala	3,46	Muy Mala	5,96	Regular
E2-C16-OP-CE	E2	Operación	C16	13	Muy Mala	4,18	Mala	5,9	Regular
E3-C16-OP-CE	E3	Operación	C16	13	Muy Mala	4,12	Mala	5,92	Regular
BA1-C17-OP-AC	BA1	Operación	C17	8	Muy Mala	4,12	Mala	5,73	Regular
BA2-C17-OP-AC	BA2	Operación	C17	10	Muy Mala	4,23	Mala	5,55	Regular
BA3-C17-OP-CE	BA3	Operación	C17	6	Muy Mala	4,42	Mala	5,64	Regular
BA4-C17-OP-CE	BA4	Operación	C17	8	Muy Mala	4,47	Mala	5,71	Regular
BA5-C17-OP-CE	BA5	Operación	C17	13	Muy Mala	4,58	Mala	5,53	Regular

Muestra	Estación	Etapa	Campaña	Índice IBMWP		Índice SIGNAL2		Índice FBI	
				Puntuación	Categorías	Puntuación	Categorías	Puntuación	Categorías
BA6-C17-OP-BR	BA6	Operación	C17	8	Muy Mala	4,85	Mala	5,58	Regular
CI10-C17-OP-AC	CI10	Operación	C17	8	Muy Mala	3,71	Muy Mala	5,75	Regular
CI3-C17-OP-BR	CI3	Operación	C17	6	Muy Mala	4,92	Mala	5,8	Regular
CI4-C17-OP-BR	CI4	Operación	C17	8	Muy Mala	4,62	Mala	5,74	Regular
CI5-C17-OP-BR	CI5	Operación	C17	15	Muy Mala	4,35	Mala	5,53	Regular
CI6-C17-OP-CE	CI6	Operación	C17	8	Muy Mala	4,79	Mala	5,69	Regular
CI7-C17-OP-CE	CI7	Operación	C17	10	Muy Mala	4,61	Mala	5,33	Regular
CI8-C17-OP-CE	CI8	Operación	C17	8	Muy Mala	3,71	Muy Mala	5,7	Regular
CI9-C17-OP-CE	CI9	Operación	C17	6	Muy Mala	4,46	Mala	5,67	Regular
E1-C17-OP-CE	E1	Operación	C17	12	Muy Mala	4,59	Mala	5,78	Regular
E2-C17-OP-CE	E2	Operación	C17	8	Muy Mala	4,75	Mala	5,83	Regular
E3-C17-OP-CE	E3	Operación	C17	8	Muy Mala	3,67	Muy Mala	5,8	Regular

**Anexo 6.** Límites de detección aplicados por los laboratorios Silob e Hidrolab en los parámetros medidos en la columna de agua.

<b>Parámetro</b>	<b>Silob</b>	<b>Hidrolab</b>
Nitrógeno Total Kjeldahl (mg/L)	<0,1 C2 a C6 - <0,01 C7 a C11	No informado
Fosforo total (mg/L)	<0,01 C2 a C8 - <0,0004 C9 a C11	<0,2 C13 adelante
Clorofila a (mg/m3)	<0,1 C2 a C10 - <0,5 C11	< 10 C13 adelante

**Anexo 7.** Resultados obtenidos en el Análisis de Componentes Principales

<b>Componente</b>	<b>Eigenvalue</b>	<b>% de Variación</b>	<b>% Variación Acumulada</b>
PC1	3,96	26,42	26,42
PC2	2,08	13,83	40,26
PC3	1,83	12,22	52,47
PC4	1,70	11,30	63,78
PC5	1,25	8,34	72,12
PC6	1,04	6,91	79,02
PC7	0,75	5,03	84,05
PC8	0,70	4,64	88,69
PC9	0,51	3,41	92,10
PC10	0,41	2,71	94,82
PC11	0,32	2,15	96,97
PC12	0,23	1,53	98,50
PC13	0,17	1,13	99,63
PC14	0,05	0,33	99,95
PC15	0,01	0,05	100,00