



Universidad de Concepción

Facultad de Ciencias Ambientales
Habilitación profesional de pregrado en ingeniería ambiental

Título

Identificación de las presiones antrópicas y su relación con la
calidad del agua en la cuenca del río Guaqui

Habilitación presentada para optar al título de
Ingeniero Ambiental

Cristóbal Ignacio Aravena Smith

CONCEPCIÓN-CHILE

2026



Universidad de Concepción

Facultad de Ciencias Ambientales
Habilitación profesional de pregrado en ingeniería ambiental

Título

Identificación de las presiones antrópicas y su relación con la
calidad del agua en la cuenca del río Guaqui

Habilitación presentada para optar al título de
Ingeniero Ambiental

Cristóbal Ignacio Aravena Smith

Profesor guía: Dr. Ricardo Figueroa Jara
Dpto. de Sistemas Acuáticos Continentales, Facultad de Ciencias Ambientales

CONCEPCIÓN-CHILE

2026

“Identificación de las presiones antrópicas y su relación con la calidad del agua en la cuenca del río Guaqui”

Profesor Guía: Dr. Ricardo Figueroa Jara



Profesor Guía: Dra. Ma. Elisa Díaz Burgos



Profesor Comisión: Dra. Gladys Vidal Sáez



Profesor Comisión: Dr. Ricardo Barra Ríos



CONCEPTO: APROBADO CON DISTINCIÓN MÁXIMA

Conceptos que se indica en el Título

- ✓ Aprobado por Unanimidad : (En Escala de 4,0 a 4,9)
- ✓ Aprobado con Distinción (En Escala de 5,0 a 5,6)
- ✓ Aprobado con Distinción Máxima (En Escala de 5,7 a 7,0)

Concepción, abril 2026

Agradecimientos

Quisiera, en primer lugar, agradecer su apoyo desde siempre a las personas más importantes en mi vida y a quienes amo incondicionalmente, mi padre Eduardo y mis hermanos Matías, Juan Pablo y Antonella, sin olvidar a los de “4 patitas” Sofía y Milo. De todos ustedes es que surge mi verdadera fuerza y sentido de protección, tal y como me lo enseñaste desde muy pequeño Ivonne, madre amada, esta investigación y título va con especial dedicatoria hacia ti, ¡mi primera maestra y mi más grande mártir!, siempre será un orgullo ser un reflejo tuyo y de mi viejo, le doy gracias a Dios por brindarme y ser parte de esta familia tan especial.

Dar las gracias a todas las personas que influyeron en mi formación personal y académica durante mi paso por el Centro EULA y la Facultad de Ciencias Ambientales. En especial, a quienes hicieron posible el desarrollo de esta tesis de investigación, comenzando por el equipo de la Unidad de Muestreo (UME): Don Lalo Castro, Waldo San Martín, y muchos más, así como también a los laborantes y auxiliares del centro, entre ellos la siempre presente “Machi” Marce, por su buena onda, apoyo y disposición.

De igual forma, agradezco a los académicos que me acompañaron en este proceso, en especial a mi profesor guía, Don Ricardo Figueroa junto a Kichy, quienes en todo momento me brindaron sus consejos, apoyo y orientación durante este extenso y exigente camino, entregándome las herramientas necesarias y abriéndome las puertas de su laboratorio para desarrollar esta investigación. Al director del Centro, Don Ricardo Barra, por enseñarme a investigar problemas ambientales reales mediante su electivo de análisis forense ambiental previo a la tesis abordada.

A todos mis amigos, amigas y colegas de la facultad, con quienes tuve el agrado de compartir y apoyarnos mutuamente a lo largo de estos años de pregrado. Hago una mención muy honrosa a mis amigos de generación, los “Waffles Autocríticos” jajaja, y también en este último tiempo a los cabros del laboratorio de bioindicadores, pura gente de bien!.

Al Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y Minería (CHRIAM) por hacerme becario del proyecto ANID/FONDAP/1523A0001 y dotarme de información relevante respecto a la problemática que abordé en esta investigación durante este tiempo, en especial a su directora Gladys Vidal.

A mi querida tía Titi quien fue la persona que me dio a conocer a los integrantes (ahora amigos) de los comités de defensa de los ríos Huaqui y Curanadú quienes fueron una parte fundamental en lo motivacional para haber escogido y abordado esta tesis, siempre les agradeceré que hallan depositado su fe y confianza en este joven soñador, mención muy especial para mi ahora muy querida tía Mónica, su presidenta, la cual siempre me abrió las puertas de su hogar, al lado del río, después de todo fue ella quien me presentó por primera vez la problemática ambiental del río y su relevancia. Siempre agradeceré la simpatía y hospitalidad que tuvieron conmigo durante este tiempo tanto ella como su familia.

En fin, mi más profunda y sincera gratitud hacia el río Guaqui (por la academia) o Huaqui (por la gente), el nombre preciso por el momento me es igual ya que el protagonista de la investigación sigue siendo el mismo, y es que ha sido por medio de este que he logrado de hacerme un profesional como ingeniero ambiental, pero por sobre todo una persona más consciente, decente e íntegra. Siempre será un privilegio defender lo que uno ama y aún más si es por medio de lo que te apasiona como lo son las ciencias ambientales y su legislación.

*“Me río río arriba
aunque parezca a la deriva
me refrescan las cascadas
me inundan carcajadas
y veo pasar al frente gente torrente”.*

*“Por el desarrollo
libre del espíritu”.*

Índice

Resumen.....	5
1. Introducción.....	6
1.1 Presiones antrópicas	7
1.2 Calidad del agua en sistemas acuáticos	9
1.3. Medidas físico-químicas	10
1.4 Normativa ambiental Chilena aplicada a la cuenca del río Guaqui.....	13
1.5 Evolución del Programa de Monitoreo del río Biobío (PMBB) y desarrollo de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental (NSCA-BB)	15
2. Pregunta y Objetivos	19
2.1 Pregunta de investigación	19
2.2 Objetivo general	19
2.3 Objetivos específicos.....	19
3. Metodología	20
3.1 Área de estudio	20
3.2 Criterios de selección y localización de la estación de muestreo	22
3.3 Análisis del uso del suelo, identificación de las industrias o proyectos y la obtención de la información.....	23
3.4 Análisis de los parámetros fisicoquímicos	24
3.5. Análisis de componentes principales (ACP)	29
3.6 Análisis de correlaciones entre ICA y parámetros fisicoquímicos.....	29
5. Resultados y discusión.....	30
5.1 Identificación de las presiones antrópicas de la cuenca del río Guaqui	30
5.1.1 Uso de suelo asociado a la cuenca	30
5.1.2 Industrias y regulaciones ambientales en la cuenca	31

5.2 Evaluación de la calidad del agua	40
5.2.1 Análisis exploratorio de los datos de calidad de agua	40
5.2.2 evaluación de las variables fisicoquímicas	42
5.2.3 Aplicación del Índice de Calidad de Agua (ICA)	54
5.3 Relacionar datos de calidad de agua disponibles que justifiquen una nueva estación de vigilancia (GU10) en la NSCA-BB.	55
5.3.1 Análisis de componentes principales (ACP)	55
5.3.2 Análisis de Componentes Principales Post NSCA-BB	57
5.3.3 Relación entre el uso de suelo antrópico y la calidad del agua	61
6. Discusión.....	62
6.1 Consideraciones finales	68
7. Conclusiones.....	70
8. Recomendaciones.....	70
8.1 Objetivos de desarrollo sostenibles asociados a la investigación.....	71
9. Registro.....	72
10. Bibliografía	73
11. Anexos	77
Anexo I: Estaciones de vigilancia NSCA-BB	77
Anexo II: Parámetros fisicoquímicos de calidad de agua	78

Índice de figuras

Figura 1. Normativa chilena ambiental relacionada a la investigación.	15
Figura 2. Evolución del Programa de Monitoreo del río Biobío y desarrollo de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental.	17
Figura 3. La cuenca hidrográfica del río Guaqui y la localización de la estación de monitoreo Guaqui (GU10).	21
Figura 4. Vista general de la estación GU10.	23
Figura 5. Gráfica comparativa porcentual del uso de suelo pre y post NSCA-BB.	35
Figura 6. Mapa comparativo del uso de suelo cuenca del río Guaqui para los períodos pre y post NSCA-BB (2008 y 2015).	36
Figura 7. Industrias asociadas a la cuenca del río Guaqui.	39
Figura 8. Gráficas de cajas y bigotes (Boxplots) de las variables fisicoquímicas en la estación GU10.	42
Figura 9. Variación temporal de la concentración media anual de NO_3 , NO_2 , NH_4 y Nitrógeno total.	47
Figura 10. Variación temporal de la concentración media anual de Fósforo total y Ortofosfato.	47
Figura 11. Variación temporal de la concentración media anual de Coliformes fecales, Sólidos suspendidos totales y Color.	49
Figura 12. Variación temporal de la concentración media anual del Aluminio y Hierro total.	50
Figura 13. Variación temporal de la concentración media anual de la DBO_5 , DQO y OD.	51
Figura 14. Variación temporal de la concentración media anual de AOX, índice de fenol (Fenol), Cloruro y Sulfato.	52
Figura 15. Variación temporal de la concentración media anual de la Temperatura, pH y Conductividad.	53
Figura 16. Variación temporal del ICA en la estación de monitoreo del río Guaqui (GU10).	54
Figura 17. Análisis de componentes principales 1 y 2 del período completo de estudio, años 2002 a 2024.	59
Figura 18. Análisis de componentes principales 1 y 3.	59
Figura 19. Análisis de componentes principales para el período post NSCA-BB, años 2015 a 2024.	60
Figura 20. Correlaciones entre el ICA y parámetros fisicoquímicos con $r > 0.5$ y altísimo grado de significancia $p < 0.001$	61
Figura 21. Precipitaciones diarias en la estación “Las Achiras” en Guaqui (DGA), años 2017 y 2018.	66
Figura 22. Caudales medios mensuales estimados para la Estación Guaqui (GU10) período de años 1985 a 2014.	67

Índice de tablas

Tabla 1. Variables en excedencia según NSCA-BB (DS°9,2015) para principales afluentes en dos años consecutivos (2017 - 2018).	18
Tabla 2. Principales características de la Cuenca del Río Guaqui.....	22
Tabla 3. Nombre ubicación geográfica de la estación de muestreo en el río Guaqui. ..	23
Tabla 4. Variables utilizadas en el cálculo del ICA, valor de normalización y peso relativo para cada variable (MMA, 2015).	27
Tabla 5. Clases de calidad propuesta por el MMA para las variables de la NSCA-BB. 28	
Tabla 6. Transformación de los porcentajes del ICA a clases de calidad ambiental.	28
Tabla 7. Clasificación del uso del suelo de la cuenca hidrográfica del Río Guaqui para el año 2008 y 2015 los cuales corresponden a los periodos de pre y post NSCA-BB respectivamente (Fuente original de datos SitConaf Biobío 2008 y 2015).	34
Tabla 8. Industrias (unidades fiscalizables) y regulaciones ambientales en la cuenca del río Guaqui. (RCA = Resolución de Calificación Ambiental, PPDA = Plan de Prevención y Descontaminación Ambiental).	37
Tabla 9. Matriz de datos fisicoquímicas del río Guaqui desde el año 2002 al 2024 (en rojo están presente los valores atípicos para cada variable en la fecha correspondiente). En donde V= Verano, I=invierno y P= primavera. Invierno de 2017 (amarillo) con más presencia de valores atípicos.	41
Tabla 10. Valores medios anuales para las variables físicas y químicas obtenidas en la estación GU10 (2002 - 2024).	43
Tabla 11. . Clasificación de los valores medios anuales de las variables analizadas de acuerdo a la clase de calidad (I-V) definidas por la Norma Secundaria de Calidad Ambiental del Río Biobío (NSCA-BB, DS N°9/2015 MMA).	44
Tabla 12. Valores propios y porcentaje total de varianza explicada en dos casos, el primero explicado por los primeros cuatro componentes principales, correspondientes a todas las campañas de monitoreo en la estación GU10 (N=69) y el segundo explicado por los dos primeros componentes principales considerando solo las campañas posteriores a la NSCA-BB (N=30).	58

Resumen

La calidad del agua en sistemas fluviales constituye un indicador clave del estado ambiental de las cuencas hidrográficas, especialmente en contextos donde las presiones antrópicas han modificado significativamente el uso del territorio. En este estudio se analizó la cuenca del río Guaqui, subcuenca de la cuenca del río Biobío, Chile, con el objetivo de relacionar la calidad del agua con las presiones antrópicas derivadas del uso del suelo de la cuenca durante un periodo de 23 años (2002-2024). Para ello, se realizaron análisis uni y multivariados de parámetros fisicoquímicos provenientes del Programa de Monitoreo de la Cuenca del Biobío (PMBB), junto con información territorial obtenida mediante sistemas de información geográfica y plataformas gubernamentales.

Los resultados evidencian una tendencia general interanual del Índice de Calidad de Agua (ICA) en estado de “contaminación” según clases de calidad ambiental en los parámetros fisicoquímicos en la estación GU10, con una marcada estacionalidad mostrando un deterioro pronunciado durante el periodo invernal. Esto se complementa mediante el análisis de componentes principales (ACP), donde se observó que el aumento en el transporte de nutrientes, materia orgánica y coliformes fecales ocurre producto de eventos de precipitación, generando escorrentía superficial que arrastra estos elementos hacia los cursos de agua de la cuenca. Los contaminantes más influyentes en la variabilidad del sistema fueron los nutrientes, DBO₅, DQO, coliformes fecales y aluminio total, los cuales presentan además altas correlaciones con el ICA.

En conclusión, los resultados confirman que la calidad del agua en la cuenca del río Guaqui responde a la interacción entre presiones difusas de origen agrícola ganadera (agroindustrias) y aportes puntuales de origen sanitario (PTAS), en un contexto fuertemente condicionado por la dinámica hidrológica estacional. Estos hallazgos respaldan la necesidad de fortalecer la red de monitoreo de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental de la cuenca del río Biobío (NSCA-BB), incorporando la estación Guaqui (GU10). No obstante, su estado actual recomienda la realización de un estudio acotado a la cuenca para identificar los orígenes de fuentes contaminantes con mayor precisión que permitan definir medidas de restauración acotadas.

1. Introducción

La creciente escasez del recurso hídrico y su rol esencial en el funcionamiento de los ecosistemas terrestres han posicionado al agua como un eje central de la protección ambiental contemporánea. En este contexto, las sociedades modernas han establecido regulaciones orientadas a limitar descargas industriales y definir estándares de calidad según los usos del recurso (Zaror, 1998). Esta problemática es de carácter global, pero se intensifica en regiones con clima mediterráneo, donde la concentración poblacional y productiva genera una demanda hídrica que supera la disponibilidad natural (Prat & Munné, 2000).

Las principales presiones sobre los sistemas fluviales provienen del uso urbano, la agricultura intensiva y la actividad industrial, junto con el retorno de aguas sin tratamiento adecuado. Estas dinámicas responden a modelos de desarrollo económico poco planificados y fuertemente dependientes de la explotación del recurso acuático (Marques & Bueno, 2001). Como consecuencia, numerosos ríos pierden su aptitud para usos básicos como el consumo humano, el contacto directo y el mantenimiento de comunidades acuáticas funcionales (Ghetti, 1997).

Los ríos y arroyos de regiones mediterráneas presentan notables similitudes estructurales y funcionales, determinadas por factores climáticos, geomorfológicos y de vegetación. Estos sistemas dependen en gran medida de formaciones vegetacionales esclerófilas, adaptadas a suelos poco fértiles y a prolongados períodos de sequía estival (Gasith & Resh, 1999). El clima mediterráneo se caracteriza por inviernos húmedos y templados, veranos secos y calurosos, y una marcada influencia oceánica que modera las temperaturas extremas, con rangos térmicos y pluviométricos variables según la localización geográfica (Strahler & Strahler, 1989).

Este tipo climático se distribuye de manera discontinua a nivel mundial, concentrándose principalmente en la cuenca del mar Mediterráneo, así como en sectores costeros de California, Chile central, Sudáfrica y Australia suroccidental (Di Castri, 1981; Strahler & Strahler, 1989; Gasith & Resh, 1999). A pesar de su limitada extensión, estas regiones

albergan una alta biodiversidad y una intensa actividad humana, lo que incrementa su vulnerabilidad ambiental.

En Chile, la zona de clima mediterráneo corresponde a una de las áreas más densamente pobladas y con mayor desarrollo agrícola e industrial del país, lo que genera una presión significativa sobre el uso del suelo y del recurso hídrico (EULA, 2020). Desde una perspectiva ecológica, esta región presenta un déficit importante de información científica en comparación con otras zonas mediterráneas del mundo, situación que fundamenta la necesidad y relevancia de estudios sobre el estado de sus cuerpos de agua.

1.1 Presiones antrópicas

Las presiones antrópicas corresponden a los impactos derivados de las actividades humanas que afectan negativamente a los ecosistemas naturales, alterando la disponibilidad de recursos, la estructura de los hábitats y el funcionamiento de los ciclos ecológicos. Estas presiones se asocian principalmente al crecimiento poblacional, la expansión urbana, el desarrollo industrial y el uso intensivo del suelo y del agua, constituyendo uno de los principales motores del deterioro ambiental a escala local y global (Habit, 2024).

Las perturbaciones humanas persistentes han modificado de manera profunda la estabilidad y la integridad ecológica de los ecosistemas terrestres y acuáticos, provocando pérdidas significativas en diversos niveles de organización biológica, incluyendo la diversidad taxonómica, genética, filogenética y funcional (Kennish, 2002; Solan et al., 2004; Ives & Carpenter, 2007; Cardinale et al., 2012; Naeem et al., 2012; Dolbeth et al., 2013; MacDougall et al., 2013). Estos cambios comprometen la capacidad de los ecosistemas para mantener sus funciones y servicios ecosistémicos a largo plazo. En particular, las zonas ribereñas de las cuencas hidrográficas han sido intensamente transformadas por actividades humanas a nivel mundial. La conversión del uso del suelo, la eliminación de la vegetación nativa y la alteración de los regímenes hidrológicos han generado procesos generalizados de degradación del hábitat, disminución de la calidad

del agua y pérdida de biota acuática (Borja & Dauer, 2008; Pérez-Domínguez et al., 2012). Estas presiones representan una amenaza directa para la salud ecológica y la sostenibilidad de los sistemas fluviales (Costa et al., 2003; Kennish, 2002; Vasconcelos et al., 2007).

A nivel nacional, y específicamente en la Región del Biobío que es en donde se emplaza la cuenca del río Guaqui, las presiones antrópicas sobre los recursos hídricos se encuentran estrechamente vinculadas al uso del suelo. El rubro forestal constituye una de las principales actividades productivas de la macroregión Biobío-Ñuble, con aproximadamente 1.500.000 ha de suelos de aptitud forestal, equivalentes al 51 % de la superficie regional productiva y al 12,6 % del total nacional. Estas superficies están dominadas mayoritariamente por especies introducidas como *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* (EULA, 2020).

En cuanto al uso agrícola, se ha documentado que las cuencas de la zona mediterránea con predominio de actividades agrícolas presentan modificaciones significativas en la estructura y composición de sus comunidades acuáticas, en comparación con cuencas dominadas por bosque nativo. En particular, se han observado cambios relevantes en los ensambles de peces en cuencas con dicho uso, lo que evidencia la influencia del uso del suelo sobre la calidad ecológica del sistema (Fierro et al., 2017).

Adicionalmente, las infraestructuras hidráulicas asociadas al riego, como el canal Zañartu que conecta las cuencas de los ríos Biobío e Itata, han sido identificadas como vectores de alteración hidrológica y biológica. Estas conexiones artificiales pueden facilitar procesos como la hibridación entre especies nativas, afectando tanto la integridad biológica como la calidad de las aguas (Valenzuela-Aguayo et al., 2022).

Las presiones de origen urbano también constituyen un factor relevante en la degradación de la calidad del agua. Los efluentes provenientes de plantas de tratamiento de aguas servidas han sido asociados a efectos endocrinos en peces, evidenciando la presencia de contaminantes emergentes no siempre detectables mediante evaluaciones

convencionales (Barra et al., 2021). En el caso del río Quilque, tributario de la cuenca del río Guaqui, descargas históricas de aguas servidas sin tratamiento generaron condiciones de alta demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), provocando la ausencia de peces en tramos del río, con concentraciones cercanas o superiores a los 10 mg/L, límite crítico para muchas especies acuáticas (Gafny et al., 2000; Habit, 2005). Sin embargo, no existen estudios posteriores al 2010 cuando la región declara tener el 100 % de las aguas domésticas tratadas.

1.2 Calidad del agua en sistemas acuáticos

En numerosos países de América Latina, la gestión de los recursos naturales se ve tensionada por la dificultad de compatibilizar el desarrollo económico con la conservación ambiental (Parra, 1992). En Chile central, particularmente en la Región del Biobío, estos conflictos derivan en gran medida de un manejo inadecuado de las cuencas hidrográficas, históricamente concentrado en decisiones administrativas y políticas sectoriales, más que en enfoques integrales de planificación territorial.

La orientación de las políticas públicas hacia modelos de desarrollo extensivo, sumada al uso de tecnologías poco eficientes, ha intensificado la demanda sobre los recursos hídricos. En zonas como la comuna de Los Ángeles, caracterizada por una fuerte actividad agrícola, ganadera y forestal, esta presión se traduce en prácticas de riego ineficientes y en una aplicación poco controlada de agroquímicos. La producción hortofrutícola requiere el uso sistemático de pesticidas y fertilizantes, muchos de los cuales no alcanzan su objetivo y se dispersan por volatilización, biodegradación o fotodegradación (Jain & Singh, 1992; Roe & Kuhr, 1993).

El agua constituye el recurso natural renovable más limitante para el desarrollo humano. Tradicionalmente, su disponibilidad fue abordada desde una perspectiva cuantitativa; sin embargo, el deterioro progresivo de su calidad durante las últimas décadas ha generado pérdidas ecológicas y económicas significativas. Debido a su capacidad como disolvente y medio de transporte de sustancias en suspensión o solución, la definición de calidad o contaminación del agua resulta compleja.

La contaminación hídrica se entiende como la introducción de sustancias o energía que alteran la calidad del agua en relación con sus usos potenciales o su función ecológica (Poch, 1999). En este sentido, la calidad del agua no es un concepto absoluto, sino relativo a los usos prioritarios definidos, tales como consumo humano, riego, recreación o preservación de la vida acuática, etc. Todos estos ligados a un factor antropogénico (Figueroa, 2004).

Diversos factores contribuyen al deterioro de los ecosistemas lóticos, entre ellos las alteraciones hidrológicas, la modificación física del hábitat, el aumento del suelo urbano e industrial, y la contaminación puntual y difusa asociada a descargas y escorrentía superficial (Verndonshot, 2000). Estos procesos generan impactos acumulativos que reducen la capacidad del sistema para mantener sus funciones ecológicas y su aptitud para usos posteriores.

La evaluación de la calidad del agua suele expresarse en variables específicas o mediante índices que integran múltiples variables fisicoquímicas, permitiendo sintetizar grandes volúmenes de información. Complementariamente, los índices biológicos evalúan los efectos de estas condiciones sobre las comunidades acuáticas, tales como bacterias, perifiton y macroinvertebrados, proporcionando una visión más integrada del estado del ecosistema (Figueroa, 2004).

1.3. Medidas fisicoquímicas

Las determinaciones fisicoquímicas han constituido históricamente el enfoque más utilizado para evaluar la presencia, distribución y dispersión de sustancias contaminantes en los sistemas acuáticos, así como su incorporación en los tejidos de los organismos vivos. Este tipo de estudios se ha centrado principalmente en contaminantes provenientes de descargas urbanas e industriales, además de aportes difusos asociados a actividades agrícolas, como el uso de plaguicidas y fertilizantes.

No obstante, cuando la descarga de estas sustancias cesa o se produce de manera intermitente, las mediciones fisicoquímicas pierden capacidad explicativa, ya que

representan únicamente una condición puntual del sistema en el momento del muestreo (Alba-Tercedor, 1996; Resh et al., 1996). En este sentido, dichas mediciones no permiten describir adecuadamente las variaciones temporales ni los efectos acumulativos sobre el ecosistema acuático (Alba-Tercedor, 1996; Caicedo & Palacios, 1998), por lo que su utilidad depende en gran medida de diseños de muestreo que abarquen periodos extensos, el presente estudio cuenta con aquello. La robustez temporal de esta información permite aproximarse a una integración en el tiempo del estado del sistema, compensando parcialmente la ausencia de evaluaciones basadas en comunidades biológicas.

Los Índices de Calidad de Agua (ICA), contruidos a partir de variables fisicoquímicas, han sido ampliamente desarrollados desde mediados del siglo XX como herramientas de síntesis ambiental (Horton, 1965; Brown et al., 1970; Zagatto et al., 1998; Bordalo et al., 2001). Su objetivo principal es condensar múltiples parámetros en una expresión numérica única que represente el estado general de una fuente hídrica, facilitando su interpretación tanto para gestores ambientales como para la ciudadanía (Ongley, 1998; Ramírez & Viña, 1998). La estructura de los ICA se basa generalmente en la asignación de subíndices a cada variable, normalizados en escalas comunes frecuentemente entre 0 y 100, a los cuales se les puede aplicar un peso relativo según su importancia como indicador de la calidad del agua, particularmente en relación con la protección de la vida acuática. Estos valores se integran posteriormente en un índice global que permite clasificar la calidad del agua en categorías comprensibles y comparables (Zagatto et al., 1998; Pesce & Wunderlin, 2000; Stambuk-Giljanovic, 1999; Bordalo et al., 2001).

Una vez establecidas las tendencias de calidad, resulta fundamental determinar si estas se encuentran dentro del rango de variabilidad natural del sistema o si evidencian condiciones alteradas debido a diversos impactos antropogénicos. En este último caso, es necesario identificar las fuentes de presión asociadas, las cuales pueden clasificarse en fuentes puntuales, como descargas urbanas, industriales o mineras, y fuentes difusas, de más compleja cuantificación, relacionadas con el uso agrícola del suelo, la erosión de la cuenca y la deposición atmosférica.

Complementariamente, la evaluación de la calidad del agua a partir de la composición y estructura de las comunidades biológicas da origen al concepto de calidad biológica. Bajo este enfoque, un sistema presenta una buena calidad biológica cuando mantiene las condiciones naturales necesarias para el desarrollo de las comunidades que le son propias, reflejando así la integridad ecológica del ecosistema acuático (Helawell, 1986; Resh et al., 1996; Alba-Tercedor, 1996; Ghetti, 1997).

La persistencia química de estos compuestos, sumada a su elevado volumen de aplicación y a la ocurrencia de eventos de precipitación, favorece su movilización hacia aguas superficiales y subterráneas mediante procesos de escorrentía e infiltración, generando impactos acumulativos en los ecosistemas acuáticos. Esta dinámica incrementa la carga difusa de contaminantes en las cuencas hidrográficas y complejiza la gestión ambiental, haciendo necesario el establecimiento de instrumentos normativos que regulen tanto las fuentes emisoras como la calidad del medio receptor.

A nivel global, la degradación de la calidad del agua se ha intensificado como consecuencia del crecimiento poblacional, la expansión agrícola e industrial y los efectos del cambio climático sobre el ciclo hidrológico (OECD, 2012). En este escenario, diversos organismos internacionales han destacado la necesidad de desarrollar marcos regulatorios nacionales adaptados a las realidades locales, sustentados en análisis de riesgo y criterios ecosistémicos, tal como lo señala la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2006). En concordancia con estas recomendaciones, el presente estudio incorpora el análisis del marco normativo ambiental vigente como elemento fundamental para comprender la problemática abordada en la cuenca del río Guaqui.

1.4 Normativa ambiental Chilena aplicada a la cuenca del río Guaqui

En Chile, la legislación ambiental comienza con la Ley de Bases Generales del Medio Ambiente N° 19.300/1994, impartido por la CONAMA en aquel entonces (actualmente MMA). Dentro de esta Ley base y su posterior modificación existe un reglamento para la dictación de normas de emisión y calidad (Figura 1). Las normas de emisión son aquellas que establecen la cantidad máxima permitida para un contaminante, medida en el efluente de la fuente emisora, cuya presencia en el ambiente, en ciertos niveles, pueda constituir un riesgo a la salud de las personas, a la calidad de vida de la población, a la preservación de la naturaleza o a la conservación del patrimonio ambiental (2013, MMA).

Respecto a las normas de emisión asociadas a la calidad del agua superficial se tiene al decreto supremo número 90 (2001, MMA) y 609 (1998, MMA), el primero asociado a residuos líquidos descargados a aguas superficiales continentales o marinas. El segundo decreto está relacionado también con la descarga de residuos líquidos a sistemas de alcantarillados, por se asocia a descargas de aguas servidas urbanas como las de la ciudad de los Ángeles.

Por otro lado, tenemos las normas de calidad ambiental las cuales son un instrumento jurídico que establece los niveles máximos o mínimos permitidos de concentración de contaminantes de variables fisicoquímicos y microbiológicos en el medio ambiente, con el objetivo de proteger un bien ambiental determinado, se dividen en primarias y secundarias, la principal diferencia entre ambas radica en el objeto de protección de riesgo, ya que para la primaria este objeto es la salud de la población y para la secundaria es el medio ambiente y sus servicios ecosistémicos.

La cuenca del río Biobío cuenta con una norma secundaria de calidad de agua la cual es el decreto supremo número 9 creada el 2015 por el ministerio del medio ambiente (NSCA-BB), la creación de esta normativa fue principalmente sustentada en base al programa de monitoreo del río Biobío (PMBB) realizado por el Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, de la universidad de Concepción, este PMBB tiene registros

históricos de calidad del agua en toda la cuenca del río Biobío desde los años 1994 hasta la actualidad. Esta norma secundaria establece lo siguiente en su primer artículo:

Artículo 1º.- Objetivo de la regulación.

“El presente decreto establece las Normas Secundarias de Calidad Ambiental para la Protección de las Aguas Continentales Superficiales de la Cuenca del Río Biobío.

El objetivo de las mismas es conservar o preservar los ecosistemas acuáticos y sus servicios ecosistémicos, a través de la mantención o mejoramiento de la calidad de las aguas de la cuenca” (DSN°9,2015,MMA).

y en su cuarto artículo se menciona cómo se lleva a cabo este control en la regulación de la norma.

Artículo 4º.- Áreas de Vigilancia.

“Para efectos del control del cumplimiento de las presentes normas, se han establecido para la cuenca del río Biobío catorce áreas de vigilancia. Los lugares de inicio y término de cada una de las áreas de vigilancia se establecen” (DS N°9,2015,MMA).

Si bien, el presente decreto menciona proteger y controlar la cuenca en su totalidad, lo cierto es que en ninguna de las catorce áreas de vigilancia propuestas, existe una designada para la subcuenca del río Guaqui (Anexo 1, tabla 1), por lo que no hay valores límites de calidad de agua otorgados por dicha norma.

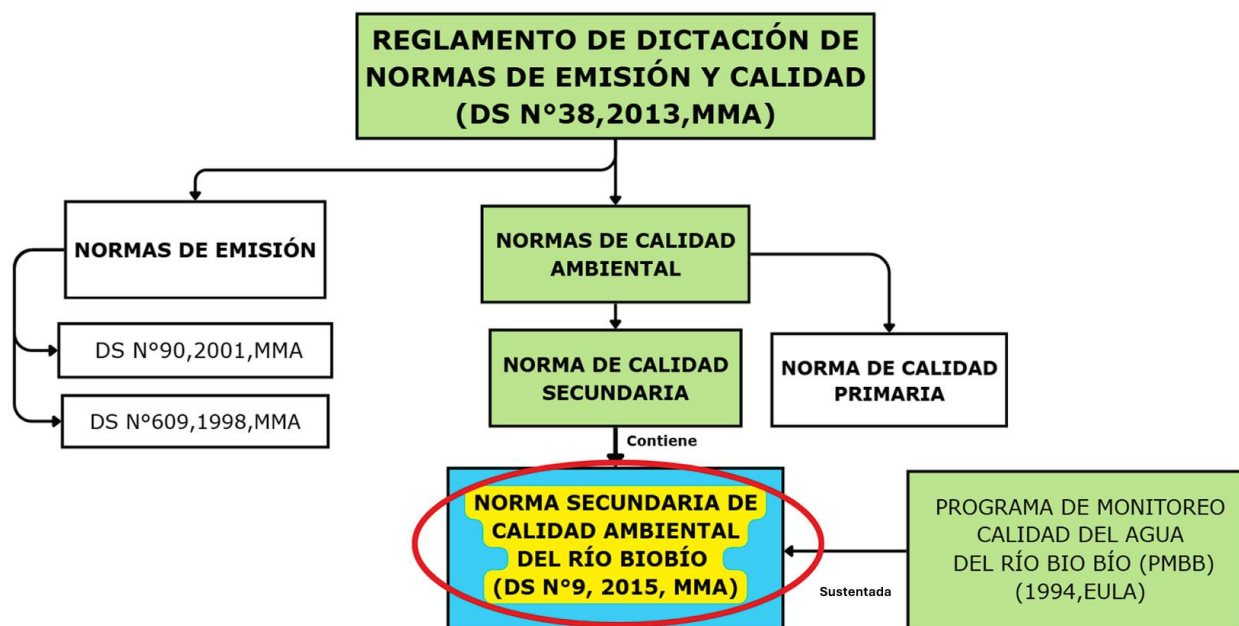


Figura 1. Normativa chilena ambiental relacionada a la investigación. Confeccionado mediante la recopilación de documentos de la Biblioteca del congreso nacional, 2025.

1.5 Evolución del Programa de Monitoreo del río Biobío (PMBB) y desarrollo de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental (NSCA-BB)

El desarrollo de la normativa de protección de la calidad de las aguas continentales superficiales en la cuenca del río Biobío se sustenta en un proceso progresivo de generación de información, monitoreo ambiental y fortalecimiento institucional, iniciado a comienzos de la década de 1990. En este contexto, el Programa de Monitoreo del río Biobío (PMBB) surge como una iniciativa pionera orientada a caracterizar de manera sistemática la calidad fisicoquímica y biológica del sistema fluvial, constituyéndose en la principal base técnica para la posterior formulación de una Norma Secundaria de Calidad Ambiental.

Entre los años 1990 y 1994, se desarrollaron los primeros estudios liderados por el Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, que permitieron establecer una línea base inicial sobre el estado ambiental del río Biobío y algunos de sus principales tributarios. Posteriormente, durante el período 1995 a 1999 (Fase I), el PMBB se consolidó como un programa de monitoreo estructurado, ampliando la cobertura espacial y temporal de los

muestreos, lo que permitió identificar patrones longitudinales y estacionales en la calidad del agua.

Entre 2000 y 2003 (Fase II), los resultados acumulados del monitoreo dieron origen a la propuesta formal del PMBB, sentando las bases técnicas para el inicio del proceso de desarrollo de la NSCA. Este período coincidió con la incorporación del tema de calidad de aguas dentro del Programa Priorizado de Normas Ambientales, impulsado por la entonces Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), lo que marcó un avance significativo en la institucionalización de la gestión ambiental en Chile.

Durante los años 2004 a 2006, se desarrollaron etapas clave del proceso normativo, incluyendo la definición de clases de calidad y niveles de protección, así como la elaboración del anteproyecto de norma. Posteriormente, entre 2007 y 2009, se llevó a cabo la consulta pública y el desarrollo del Análisis General de Impacto Económico y Social (AGIES), identificándose diversas brechas y desafíos técnicos que debieron ser abordados antes de la aprobación final de la norma.

El período 2010 a 2014 estuvo marcado por la creación de la nueva institucionalidad ambiental y por un proceso de transición normativa, culminando en 2015 con la promulgación oficial de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental para la protección de las aguas continentales superficiales de la cuenca del río Biobío (NSCA-BB). Esta norma declara sustentarse en más de dos décadas de información generada por el PMBB y estableció objetivos de calidad y criterios de protección ecológica para el sistema fluvial.

Finalmente, se tiene que las normas de calidad deben de ser revisadas y actualizadas con un periodicidad de 5 años luego de ser implementadas , por lo que el 2020 y 2025, la NSCA-BB debió de ser revisada y actualizada, suceso que no ha ocurrido, por lo que no se han incorporado nuevos antecedentes técnicos para fortalecer el enfoque ecosistémico de la norma. Es relevante destacar que los informes de calidad de agua asociados a la Norma Secundaria de Calidad Ambiental de la cuenca del río Biobío (NSCA-BB) consideran, para cada parámetro evaluado, los valores de excedencia tanto

en el cauce principal como en sus afluentes directos. No obstante, el río Guaqui no se encuentra incorporado dentro de este sistema de vigilancia, al no contar con una estación asociada a la normativa, razón por la cual no dispone de valores de excedencia oficialmente definidos, situación que se evidencia en la tabla 1.

En paralelo a la NSCA-BB, y como se observa en la figura 2, se tiene la línea temporal del PMBB en donde se encuentran los datos de calidad de agua de la cuenca del río Guaqui en la estación GU1 (tabla 1) con aproximadamente 30 años. Es debido a esto que esta tesis de investigación es una oportunidad para evaluar si el río Guaqui debe ser o no incorporado a la norma.

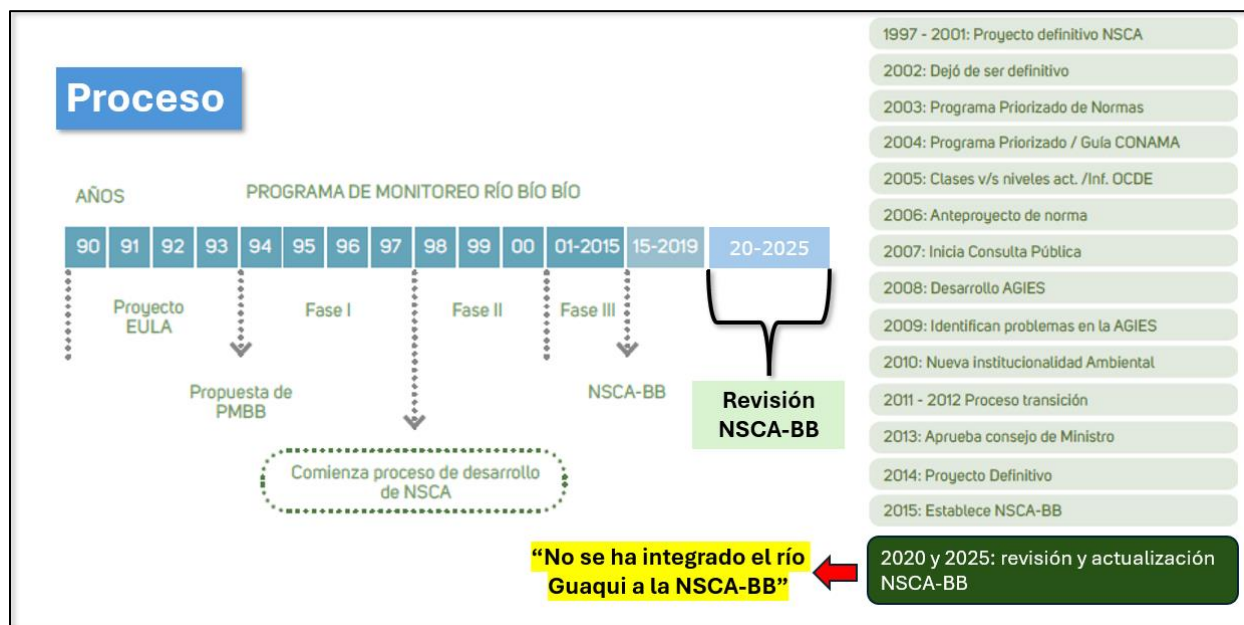


Figura 2. Evolución del Programa de Monitoreo del río Biobío y desarrollo de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental (elaborada a partir del libro EULA 2020).

Tabla 1. Variables en excedencia según NSCA-BB (DS°9,2015) para principales afluentes en dos años consecutivos (2017 - 2018).

Variable	Unidad	Norma	BU-10	BU2	DU-10	DU1	GU-10	GU1	LA-20	LA1	LA-20	LA-30	LA2	MA-10	MA-10	RE-10	RE-10	VE-10	VE2
Aluminio	mg/L	Promedio	0,4	0,1	0,4	0,4	X	0,6	0,4	0,4	0,2	0,4	0,1	0,4	0,6	0,4	0,2	0,4	0,2
Amonio	mg N/L	Percentil 85	0,02	0,02	0,03	0,02	X	0,02	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02
Comp. Org. Halog. (AOX)	mg/L	Percentil 85	0,01	0,01	0,02	0,01	X	0,01	0,006	0,02	0,01	0,01	0,01	0,002	0,01	0,002	0,01	0,03	0,01
Cloruro*	mg/L	Percentil 85	4,0	2,5	4,0	3,0	X	4,1	3,0	1,4	1,8	3,0	1,9	4,0	2,7	5,0	2,2	6,0	2,8
Colif. Fecales	NMP/100ml	Percentil 85	1000,0	17	1000,0	1143	X	3618	50,0	8	13	500,0	1159	50,0	3364	50,0	115	500,0	344
Conductividad	µS/cm	Percentil 85	80,0	98,2	120,0	111,6	X	160,0	95,0	88,9	120,9	150,0	128,2	60,0	96,5	60,0	80,2	80,0	96,5
DBO ₅	mg/L	Percentil 85	2,0	1,0	2,0	1,4	X	1,4	2,0	1,4	1,1	2,0	1,1	2,0	1,4	2,0	1,1	2,0	1,4
DQO	mg/L	Percentil 85	9,0	8,3	6,0	9,0	X	15,8	3,0	6,5	7,2	8,0	8,0	6,0	10,0	7,0	8,8	10,0	9,3
Fosforo Total	mg/L	Promedio	0,05	0,02	0,05	0,04	X	0,12	0,02	0,02	0,04	0,1	0,05	0,03	0,05	0,02	0,03	0,06	0,03
Hierro Total*	mg/L	Promedio	0,3	0,3	0,4	0,5	X	1,0	0,3	0,4	0,1	0,3	0,1	0,3	0,8	0,04	0,4	0,4	0,4
Índice Fenol	mg/L	Percentil 85	0,003	0,002	0,003	0,004	X	0,003	0,003	0,002	0,001	0,003	0,002	0,002	0,003	0,002	0,002	0,004	0,003
Nitrato	mg N/L	Promedio	0,2	0,23	0,2	0,54	X	0,96	0,03	0,03	0,05	0,15	0,09	0,04	0,24	0,03	0,14	0,20	0,18
Nitrito	mg N/L	Percentil 85	0,006	0,005	0,003	0,005	X	0,005	0,002	0,005	0,005	0,002	0,005	0,002	0,005	0,002	0,005	0,01	0,005
Nitrógeno total	mg/L	Promedio	0,4	0,4	0,6	0,7	X	1,3	0,1	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2	0,4	0,1	0,3	0,4	0,3
Ortofosfato*	mg/L	Promedio	0,02	0,03	0,01	0,03	X	0,07	0,02	0,03	0,04	0,02	0,03	0,01	0,03	0,01	0,03	0,05	0,03
Oxígeno Disuelto	mg/L	Percentil 15	9,0	10,1	9,0	10,3	X	9,5	8,7	10,3	9,9	8,7	8,8	10,0	9,4	9,0	9,9	9,0	9,4
pH		Percentil 15	6,5-8,5	6,9	6,5-8,5	6,8	X	6,7	6,5-8,5	6,6	7,4	6,5-8,5	7,2	6,5-8,5	7,1	6,5-8,5	6,8	6,5-8,5	6,8
Sol. Susp. totales	mg/L	Promedio	10,0	2,9	5,0	3,9	X	15,0	2,0	1,8	1,3	5,0	3,4	5,0	14,2	5,0	2,6	6,0	4,0
Sulfatos	mg/L	Percentil 85	5,0	3,6	5,0	4,3	X	7,3	6,0	5,9	5,4	6,0	5,8	5,0	2,5	5,0	2,1	10,0	2,8

Fuente: Centro EULA-Chile : “Evolución y perspectivas a 30 años de su creación”, 2020.

2. Pregunta y Objetivos

2.1 Pregunta de investigación

¿Es posible relacionar la calidad del agua en base a las concentraciones de parámetros fisicoquímicos con las presiones antrópicas a las que está sometida la cuenca del río Guaquí?

2.2 Objetivo general

Relacionar la calidad del agua de la cuenca del río Guaquí, a partir de una data de más de 20 años (PMBB) con las presiones antrópicas asociadas al uso del suelo de la cuenca.

2.3 Objetivos específicos

- i. Identificar las presiones antrópicas de la cuenca del río Guaquí mediante plataformas gubernamentales y sistemas de información geográficos.
- ii. Evaluar la calidad del agua fisicoquímica mediante el índice de calidad de agua (ICA) para más de 20 años de monitoreo del PMBB.
- iii. Relacionar datos de calidad de agua disponibles que justifiquen una nueva estación de vigilancia (GU10) en la NSCA-BB.

3. Metodología

3.1 Área de estudio

El área de estudio comprende la cuenca hidrográfica del río Guaqui, ubicada en la Región del Biobío, Chile centro-sur ($72^{\circ}38'24.8''$ O; $37^{\circ}21'57.3''$ S), con una superficie aproximada de 164.200 ha (Conaf, 2015). La cuenca se extiende desde la comuna de Quilleco en su sector alto, atraviesa la comuna de Los Ángeles en su tramo medio y desemboca en el río Biobío, desarrollándose altitudinalmente entre 662 y 51 m s.n.m. y a lo largo de un cauce principal de aproximadamente 55 km (USGS, 2023).

Desde el punto de vista del uso del suelo, la cuenca presenta una marcada influencia antrópica, especialmente en sus sectores medio y bajo, donde predominan las actividades agrícolas, ganaderas y forestales, con extensas plantaciones de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*, junto a cultivos de cereales, remolacha, frutales y praderas propias del valle central de la Región del Biobío (Conaf, 2015).

El clima corresponde a un clima mediterráneo templado, caracterizado por un período estival seco de aproximadamente cinco meses (noviembre-marzo) y precipitaciones concentradas durante el invierno. De acuerdo con registros de la estación meteorológica María Dolores en Los Ángeles, las temperaturas máximas estivales pueden alcanzar los 38°C , mientras que las temperaturas mínimas invernales descienden hasta -4°C , reflejando una alta amplitud térmica anual (CR2, 2025). Más del 50% de las precipitaciones anuales se concentran entre los meses de junio y agosto, con un promedio anual del orden de 1.000 mm/año.

Hidrológicamente, el río Guaqui presenta un caudal medio cercano a los $23\text{ m}^3/\text{s}$, aunque con una marcada variabilidad estacional. Durante el período estival, los caudales pueden disminuir hasta rangos de 5 a $8\text{ m}^3/\text{s}$, situación que responde tanto a condiciones climáticas como a la intensificación de extracciones para riego agrícola y abastecimiento de agua potable. En cuanto a su red de drenaje, los principales tributarios corresponden a los ríos Rarínco, Curanadú y Quilque. Entre ellos, el río Rarínco destaca por ser el de

mayor aporte hídrico, con caudales del orden de 4 m³/s, mientras que el estero Quilque contribuye aproximadamente 1.4 m³/s. No obstante, este último adquiere una relevancia particular debido a que atraviesa el principal centro urbano de la cuenca correspondiente a la ciudad de Los Ángeles.

En la figura 3 se muestra la localización del área de estudio y la red hidrográfica principal de la cuenca, mientras que la tabla 2 resume sus principales características físicas, climáticas e hidrológicas.

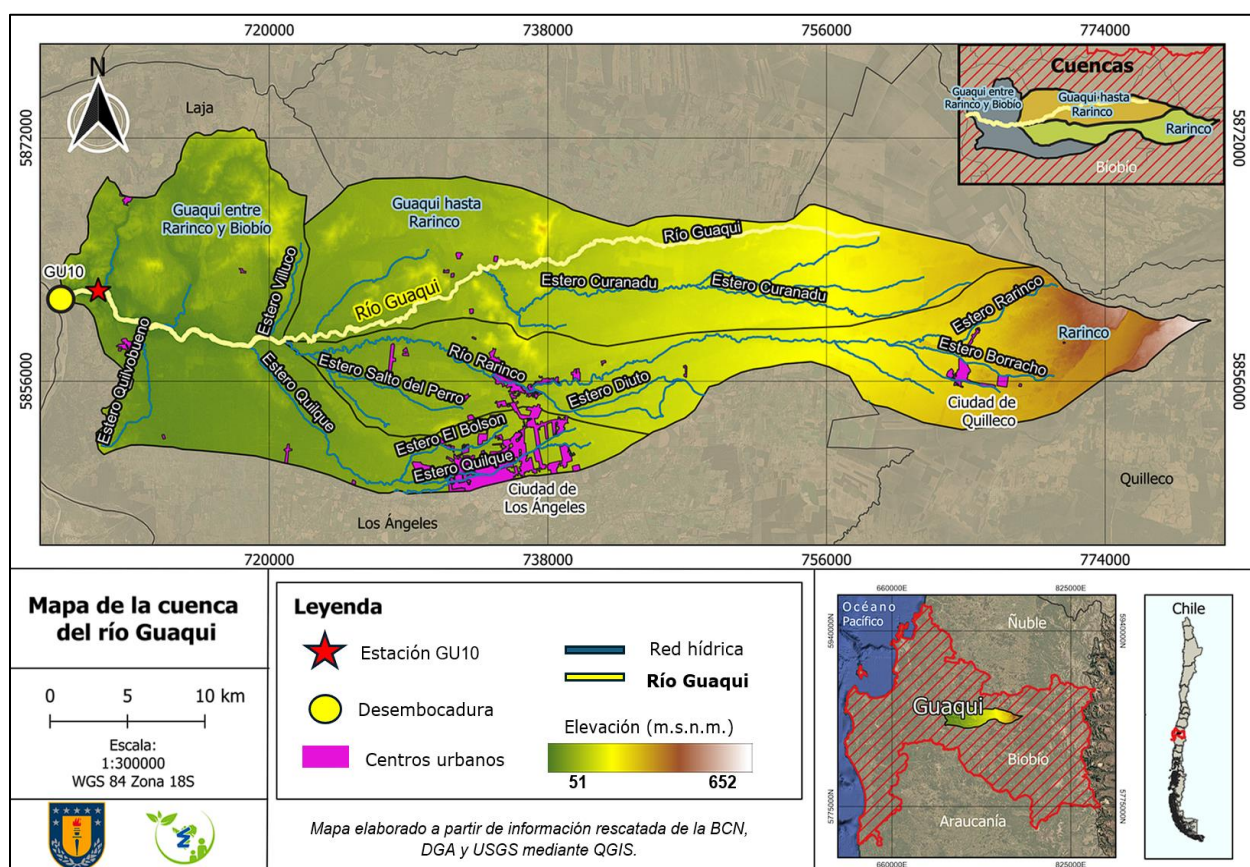


Figura 3. La cuenca hidrográfica del río guaqui y la localización de la estación de monitoreo Guaqui (GU10).

Tabla 2. Principales características de la Cuenca del Río Guaqui

Característica	Descripción
Ubicación geográfica	72°38'24.8"W, 37°21'57.3"S
Superficie de la cuenca	164205.71 ha
Longitud total del cauce	52.2 km
Morfología del río	Casi toda su extensión presenta forma de depresión intermedia.
Geomorfología (unidades de relieve)	Valle Central, Depresión Intermedia
Fuente de alimentación	Precipitaciones invernales.
Nacimiento (origen del sistema fluvial)	Sector oeste de la comuna de Quilleco
Desembocadura	Río Biobío
Recursos	Depresión Intermedia: Agricultura, ganadería, monocultivo, pesca y recreación.
Principales usos del agua	Fuente de agua potable, industrial, riego, receptor de desechos urbanos e industriales, turismo y recreación, piscicultura y extracción de áridos.
Uso del suelo	Forestación, agricultura, ganadería, asentamientos urbanos e industriales, recreativo y turismo.

3.2 Criterios de selección y localización de la estación de muestreo

La cuenca del río Guaqui cuenta con una única estación de monitoreo de calidad de agua, denominada GU10, ubicada en el tramo bajo del río, cercana a su desembocadura en el río Biobío. La selección de esta estación como punto de estudio se fundamenta principalmente en su localización hidrológica y en la disponibilidad de una serie de datos extensa y continua.

La posición de la estación GU10 en el cierre de la cuenca permite que los registros obtenidos representen de manera integrada las condiciones de calidad de agua (tabla 3, figura 4). En este punto confluyen los aportes provenientes de las distintas subcuencas y tributarios, por lo que los valores medidos reflejan el efecto acumulado de los usos del suelo y de las actividades antrópicas presentes en la cuenca del río Guaqui. Existe además una base de datos con 23 años de registros de calidad de agua, lo que constituye una fortaleza relevante para el análisis temporal permitiendo identificar tendencias y/o patrones de respuesta de las variables fisicoquímicas e Índice de Calidad de Agua (ICA).

Tabla 3. Nombre ubicación geográfica de la estación de muestreo en el río Guaqui.

Código de la estación	Nombre de la estación	Longitud	Latitud	Observación
GU10	GUAQUI	72°38'24.8"W	37°21'57.3"S	Curso principal



Figura 4. Vista general de la estación GU10, en el fondo se observa el puente Guaqui.

3.3 Análisis del uso del suelo, identificación de las industrias o proyectos y la obtención de la información

La identificación de las presiones antrópicas en la cuenca del río Guaqui se desarrolló a través de un enfoque metodológico integrador, orientado a caracterizar los principales usos de suelo y actividades humanas con potencial impacto sobre la calidad del agua. En una primera etapa, se realizó la categorización de los usos de suelo presentes en la cuenca, considerando información cartográfica oficial y bases de datos geoespaciales a escala de 1:300.000 (Conaf, 2025), lo que permitió comparar la evolución de estos usos para los períodos previo y posterior a la implementación de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental de la cuenca del río Biobío (NSCA-BB).

Posteriormente, se recopiló y sistematizó información disponible sobre proyectos, instalaciones e industrias localizadas dentro de la cuenca, a partir de registros oficiales del Servicio de Evaluación Ambiental (SEA), identificando su tipología productiva, localización y año de ingreso al sistema de evaluación ambiental. Esta etapa permitió

establecer una relación espacial entre las actividades antrópicas y el sistema fluvial del río Guaqui.

Finalmente, se determinó el marco regulatorio ambiental aplicable a los proyectos e industrias identificados, mediante la revisión de antecedentes disponibles en la Superintendencia del Medio Ambiente (SMA) y en su Sistema Nacional de Información de Fiscalización Ambiental (SNIFA). Este análisis permitió reconocer los instrumentos de gestión ambiental vigentes (Resoluciones de Calificación Ambiental, y programas de fiscalización), aportando una base para la evaluación de las presiones antrópicas ejercidas sobre la cuenca.

Toda la información recopilada fue digitalizada y procesada mediante los softwares QGIS y Google Earth Pro, lo que permitió calcular las superficies ocupadas por cada clase de uso de suelo, así como georreferenciar y localizar las distintas industrias y proyectos presentes en la cuenca, tal como se muestra en las figuras 5, 6 y 7.

En conjunto, esta secuencia metodológica permitió construir una caracterización integral de las presiones antrópicas en la cuenca del río Guaqui, constituyendo un componente fundamental para el análisis posterior de su relación con los patrones de calidad del agua observados en el período de estudio.

3.4 Análisis de los parámetros fisicoquímicos

Para evaluar la calidad del agua en la cuenca del río Guaqui, se realizó un análisis basado en la aplicación del Índice de Calidad de Agua (ICA), utilizando la base de datos histórica del Programa de Monitoreo del río Biobío (PMBB). En la tabla 1 del anexo 2 se aprecia los métodos de muestro, transporte y análisis para cada parámetro.

Primeramente los datos de calidad de agua disponibles fueron analizados exploratoriamente con el objetivo de caracterizar su distribución, obtener estadística descriptiva e identificar posibles valores atípicos. Este proceso incluyó la revisión gráfica mediante diagramas de caja (boxplots), elaborados en el software RStudio, lo que

permitió realizar una depuración preliminar de la base de datos y comprender la variabilidad temporal asociada a los 23 años de monitoreo para el río Guaqui.

Para ello, se revisó la tabla de variables fisicoquímicas del Programa de Monitoreo del Río Biobío (PMBB) constatándose la disponibilidad continua de información para la mayoría de las variables en el período de 2002 a 2024. Las variables analizadas fueron: pH, conductividad, Oxígeno Disuelto (OD), aluminio total (Al tot), coliformes fecales (CF), Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅), demanda química de oxígeno (DQO), Fósforo total (P tot.), Índice de Fenol (Fenol), nitrógeno de nitrito (NO₂⁻), nitrógeno de nitrato (NO₃⁻), nitrógeno de amonio (NH₄⁺), nitrógeno total (N tot.), Sólidos Suspendidos totales (SS), AOX, Temperatura y Color verdadero. Asimismo, las variables Cloruro, Hierro total (Fe tot.), Ortofosfato y Sulfato presentan registros únicamente a partir del año 2015, debido a que fueron incorporadas al programa de monitoreo en el contexto de la implementación de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental de la cuenca del río Biobío (NSCA-BB).

Para la clasificación de la calidad del agua de la cuenca hidrográfica del río Guaqui, se sigue la metodología propuesta por Pesce & Wunderlin (2000), la cual corresponde a una aplicación del ICA descrito por Conesa (1997) y Debels (2005) a la NSCA-BB y adaptada para la cuenca del río Biobío por Figueroa et al (2020), de acuerdo a:

$$ICA = \frac{\sum_{i=1}^n C_i * P_i}{\sum_{i=1}^n P_i}$$

donde n es el número total de variables consideradas en el cálculo del ICA, C_i es el valor asignado a cada variable *i* después de la normalización (valores normalizados a una escala de 0 a 100) y P_i es el peso relativo asignado a cada variable *i*, con rangos de 0.07 a 0.18 que representan la importancia ascendente para conservación de la vida acuática, los valores y método de normalización para cada variable aparecen en la tabla 4.

El ICA fue calculado tanto para la media anual como para cada estación del año que contempla el PMBB de 19 variables seleccionadas desde el año 2002 al 2024 y sobre las cuales se tiene un seguimiento en todos los muestreos. Estas variables fueron todas las que se señalan en la tabla 5. Los resultados expresan la calidad del agua en términos porcentuales de una óptima condición, donde el 100% expresaría la mejor condición posible como se observa en la tabla 6.

Los cálculos de valores medios, desviación estándar, determinación del ICA y su representación gráfica, fueron realizados mediante el software de Microsoft Excel 2025. Todos los resultados tanto los del ICA como las variables fisicoquímicas de forma individual fueron posteriormente asignados a una clase de calidad (tabla 5), asumiendo la máxima exigencia posible. Las clases de calidad pertenecen a la Norma secundaria de calidad de ambiental del río Biobío del gobierno de Chile (MMA, 2015) y son las siguientes:

I = Clase 1, Muy buena calidad;

II = Clase 2, Buena calidad;

III = Clase 3, Regular calidad;

IV = Clase 4, Mala calidad.

V = Clase 5, Muy mala calidad.

A su vez, dichos los parámetros fueron comparados uno a uno mediante gráficos de concentraciones medias anuales con el período de años desde 2002 a 2024, con el fin de identificar fuentes de contaminación y tendencias históricas.

Tabla 4. Variables utilizadas en el cálculo del ICA, valor de normalización y peso relativo para cada variable (MMA, 2015).

Variable	Peso relativo (P_i)	Factor Normalización (C_i)										
		0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
Aluminio	0,1	2,3	1,95	1,62	1,4	1,17	1	0,72	0,4	0,09	0,06	0,03
Amonio	0,13	0,125	0,11	0,09	0,075	0,06	0,045	0,03	0,025	0,02	0,011	<0,011
AOX	0,1	0,085	0,065	0,05	0,04	0,03	0,015	0,006	0,005	0,002	0,001	<0,001
Cloruro	0,07	170	133	100	76	54	30	7	3	2	1	<1
Coliformes fecales	0,16	21000	15000	10000	4500	1000	475	50	30	5	3	1
Conductividad	0,06	320	270	220	180	150	110	80	70	60	50	<50
DBO ₅	0,17	12	10	8	6,5	5	3,5	2	1,5	1	0,5	<0,5
DQO	0,17	40	30	20	18	15	13	10	7	3	2	<2
Fenoles Totales	0,1	0,014	0,012	0,01	0,008	0,007	0,005	0,004	0,003	0,002	0,001	<0,001
Fósforo Total	0,07	0,45	0,3	0,2	0,15	0,1	0,05	0,03	0,025	0,02	0,01	<0,01
Hierro Total	0,1	3	2,2	1,47	1,3	1,1	1	0,74	0,5	0,15	0,1	<0,1
Nitrato	0,07	1,25	0,7	0,4	0,3	0,2	0,1	0,04	0,03	0,02	0,01	<0,01
Nitrito	0,07	0,045	0,03	0,02	0,015	0,01	0,005	0,003	0,0025	0,002	0,001	<0,001
Nitrógeno Total	0,07	2,25	1,7	1	0,8	0,6	0,4	0,2	0,15	0,1	0,08	<0,08
Ortofosfato	0,12	0,34	0,27	0,2	0,16	0,11	0,06	0,02	0,015	0,01	0,005	<0,005
Oxígeno Disuelto	0,18	2,3	3,7	5	6	7	8	9	9,5	10	10,5	>10,5
pH	0,11	5,6 - 9,2	5,8 - 9,1	6,0 - 9,0	6,2 - 8,9	6,5 - 8,7	6,5 - 8,6	6,5 - 8,5	6,5 - 8,3	6,5 - 8,0	6,5 - 7,8	6,5 - 7,5
Sólidos Susp. Totales	0,07	170	80	55	45	35	25	15	10	2	1	<1
Sulfato	0,07	180	140	100	75	53	30	6	5	4	2	1

Fuente: Centro EULA-Chile : “Evolución y perspectivas a 30 años de su creación”, 2020.

Tabla 5. Clases de calidad propuesta por el MMA para las variables de la NSCA-BB.

Variable	Unidad	Clase 1 Excelente	Clase 2 Buena	Clase 3 Regular	Clase 4 Mala	Clase 5 Muy Mala
Aluminio Total	mg/L	0,09	0,72	1,17	1,62	>1,62
Amonio	mg N/L	0,02	0,03	0,06	0,09	>0,09
AOX	mg/L	0,002	0,006	0,03	0,05	>0,05
Cloruro	mg/L	2	7	54	100	>100
Colif. Fecales	NMP/100ml	5	50	1000	10.000	>10.000
Conductividad	μS/cm	60	80	150	220	>220
DBO ₅	mg/L	1	2	5	8	>8
DQO	mg/L	3	10	15	20	>20
Fenoles Totales	mg/L	0,002	0,004	0,007	0,01	>0,01
Fósforo Total	mg/L	0,02	0,03	0,1	0,2	>0,2
Hierro Total	mg/L	0,15	0,74	1,1	1,47	>1,47
Nitrato	mg N/L	0,02	0,04	0,2	0,4	>0,4
Nitrito	mg N/L	0,002	0,003	0,01	0,02	>0,02
Nitrógeno Total	mg/L	0,1	0,2	0,6	1	>1
Ortofosfato	mg P/L	0,01	0,02	0,11	0,2	>0,2
Oxígeno Disuelto	mg/L	≥10	≥9	≥7	≥5	<5
pH	-	6,5 - 8	6,5 – 8,5	6,3 – 8,7	6 - 9	<6, >9
Sól. Susp.Totales	mg/L	2	15	35	55	>55
Sulfato	mg/L	4	6	53	100	>100

Fuente: Ministerio del medio ambiente, 2015.

Tabla 6. Transformación de los porcentajes del ICA a clases de calidad ambiental.

Clase	Calidad	Rango (%)	Características ambientales	Color
I	Muy Buena	91-100	Excelente calidad	Azul
II	Buena	71-90	Calidad aceptable	Verde
III	Regular	51-70	Contaminada	Amarillo
IV	Mala	41-50	Fuertemente contaminada	Naranja
V	Muy Mala	0 - 40	Contaminada en exceso	Rojo

Fuente: Figueroa et al. , 2020.

3.5. Análisis de componentes principales (ACP)

Esta técnica de ordenación multivariada permite discriminar las campañas con mayor disimilitud en términos de concentración de las variables analizadas, así como identificar patrones temporales y espaciales en el comportamiento de las variables fisicoquímicas. En este contexto, el ACP resulta una herramienta robusta para complementar y validar los resultados obtenidos mediante el Índice de Calidad de Agua (ICA) del objetivo anterior. Todos los análisis fueron realizados utilizando el software estadístico RStudio.

Se analizaron los Componentes Principales (ACP), utilizando valores previamente estandarizados (con $\log_{10}$) con el fin de normalizar la escala de las distintas unidades de medida de las variables. Este análisis se aplicó a dos matrices de datos, la primera contemplando la base de datos completa correspondiente al período 2002 a 2024, considerando todas las variables disponibles, y la segunda con una matriz de datos con las campañas solamente del periodo post NSCA-BB (2015 a 2024), esto con fines comparativos. Es importante mencionar que en este último período se comenzó a muestrear cuatro variables adicionales en la estación GU10, por lo que fue esperable que las cargas y pesos relativos de las variables se distribuyeran de forma distinta.

3.6 Análisis de correlaciones entre ICA y parámetros fisicoquímicos

Finalmente, se realizaron análisis de correlación entre el Índice de Calidad de Agua (ICA) y los parámetros fisicoquímicos individualmente con las herramientas de Microsoft Excel y Rstudio, empleando los coeficientes de Pearson y Spearman según correspondiera (tabla 4 y figura 1 del anexo 2) con el objetivo de identificar relaciones estadísticamente significativas ($r > 0,5$; $p < 0,001$). Estos resultados permitieron sustentar, desde un enfoque cuantitativo y estadístico, la relevancia ambiental de la estación GU10 y su coherencia tanto de las tendencias del ICA como de los patrones de comportamiento del ACP observados en la cuenca, aportando evidencia técnica y científica para su eventual incorporación al sistema de vigilancia de la NSCA-BB.

5. Resultados y discusión

5.1 Identificación de las presiones antrópicas de la cuenca del río Guaqui

5.1.1 Uso de suelo asociado a la cuenca

La tabla 7 y figura 5 muestra la clasificación del uso del suelo para ambos periodos. Se observa que el uso agrícola ganadero constituye la cobertura predominante en la cuenca, representando un 61,31% en 2008 y disminuyendo a 58,44% en 2015, lo que implica una reducción de aproximadamente 3 puntos porcentuales. Dentro de esta categoría, la rotación cultivo/praderas pasó de 58,96% a 55,46%, lo que implica que parte de esta rotación fue destinada a otra categoría de uso de suelo, probablemente la forestal, ya que, dicho uso (plantaciones) incrementó cerca de 1 punto porcentual, pasando de 25,98% a 26,57%, mostrando una leve expansión. Asimismo, la cobertura arbórea nativa y asilvestrada aumentó levemente desde 7,15% a 7,44%, es relevante ver que la cobertura arbórea nativa es tan solo cerca de un tercio de lo que son las plantaciones forestales, evidenciando así un evidente uso antrópico sobre los bosques de la cuenca.

Por otro lado, las praderas disminuyeron de 2,21% a 1,80%, la magnitud tan baja de esta cobertura se debe a que gran parte de los matorrales, praderas y vegas de la cuenca están siendo utilizada en terrenos agrícola y ganaderos. Así mismo el recurso hídrico superficial (ríos, lagunas y humedales) aumentó levemente de 1,44% a 1,87%, a pesar de este leve incremento, sigue siendo la cobertura de uso menos predominante en la cuenca. Todos estos cambios de cobertura de uso de suelo se visualizan espacialmente en la figura 6, donde el mapa comparativo pre y post norma evidencia la expansión urbana y la consolidación de la dominancia agrícola ganadera y forestal como uso dominante del territorio.

El uso urbano (asentamientos humanos), si bien solo presentó un incremento de 2 puntos porcentuales pasando de 1,91% (3.140 ha) en 2008 a 3,88% (6.366 ha) en 2015, duplicando su superficie, este aumento refleja una expansión urbana significativa en la

cuenca teniendo en cuenta que la población de la comuna de los Ángeles paso de 166.556 habitantes en 2002 a 202.331 en 2017 (INE, 2003 y 2018).

5.1.2 Industrias y regulaciones ambientales en la cuenca

La Tabla 8 y figura 7 identifica un total de 21 unidades fiscalizables emplazadas dentro de la cuenca del río Guaqui o en su área de influencia relacionada. Estas se distribuyen principalmente en las siguientes categorías: agroindustrias las cuales son la mayoría con 13 unidades, estas poseen subcategorías tales como los planteles avícolas, industrias lácteas, criaderos de bovinos, plantas procesadoras de alimentos, frigoríficos y fundos agrícolas de distinta índole; saneamiento ambiental, donde destaca la PTAS Los Ángeles (Essbio), además de sistemas de Agua Potable Rural (APR); actividades de extracción de áridos; y una unidad vinculada al sector de pesca y acuicultura. Muchas de estas actividades industriales y agroindustriales datan desde el siglo XX, constituyendo parte estructural del desarrollo económico de la ciudad de Los Ángeles y su entorno rural. Con el fortalecimiento de la institucionalidad ambiental chilena posterior a la Ley 19.300, estas unidades han ido progresivamente regularizándose con la nueva institucionalidad ambiental en 2010 por medio de órganos ambientales como el Servicio de Evaluación Ambiental (SEA), obteniendo sus respectivas Resoluciones de Calificación Ambiental (RCA) favorables. Un caso emblemático es el de IANSAGRO (industria azucarera), históricamente relevante para la economía local y el empleo en la ciudad, cuya operación finalizó el año 2020, marcando un hito en la dinámica productiva del territorio.

Desde el punto de vista regulatorio, estas unidades se encuentran sujetas a diversos instrumentos de gestión ambiental, entre los cuales destacan la Norma de Emisión DS N°90/2000 para descargas a aguas continentales superficiales, la Norma de Emisión DS N°601/1998 para descargas a sistemas de alcantarillado, las respectivas RCA y el Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica (PPDA). En este contexto, agroindustrias lácteas como Nestlé y Soprole Los Ángeles descargan sus RILES al sistema de alcantarillado sanitario, en cumplimiento del DS N°601/1998, por lo que su aporte a cuerpos superficiales ocurre de manera indirecta a través del sistema de tratamiento urbano.

En materia de saneamiento, la Planta de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAS) de la ciudad de Los Ángeles cuenta con una cantidad de personas asociada de 128.933 habitantes (SISS, 2017) y utiliza la tecnología de lodos activados, proceso biológico que permite la remoción de materia orgánica y nutrientes mediante biomasa suspendida. La planta emplaza al río Quilque, el cual es tributario del río Guaqui, trata en condiciones normales aproximadamente 19.680 m³/día (MOP, 2004), descargando su efluente tratado tras las etapas de sedimentación, tratamiento biológico y desinfección.

De igual forma, existen otras actividades con descarga directa al sistema fluvial. El criadero bovino “Los Varones” descargaba purines al río Guaqui y tributarios (Rarinco y Curanadú), esto producto a que el criadero poseía una sobrecarga en las cabezas de ganado, teniendo 1000 más que las que se establece en las tipologías del RSEIA, para proceder a evaluación ambiental obligatoria. Esta situación fue regulada por la Superintendencia del Medio Ambiente desde año 2019, por lo que el criadero ingresó posteriormente al SEIA mediante una Declaración de Impacto Ambiental (DIA) y obteniendo RCA favorable en 2023, lo que evidencia un proceso de regularización formal y ambiental de la actividad (SAG, 2017; SMA, 2019).

En cuanto a acuicultura, solo se identifica una sola piscicultura en la cuenca, Kudiñan, que opera en el río Rarinco. La presencia de esta actividad reviste importancia en términos de monitoreo ambiental, especialmente por el potencial aporte de nutrientes, sólidos y contaminantes emergentes asociados a la producción de salmónidos, tales como antibióticos y otros medicamentos veterinarios, cuya persistencia y efectos ecotoxicológicos requieren seguimiento específico.

Por otra parte, la actividad de extracción de áridos, destacando faenas como Helena Zapata y Santa Gregoria, emplazadas en la ribera intermedia del río Guaqui, próximas a la estación en la desembocadura, puede contribuir al aumento de turbidez, alteración de hábitat bentónico y movilización de sedimentos ricos en hierro (Fe), aluminio (Al) y manganeso (Mn), entre otros metales.

Aunque en la plataforma SNIFA no se registren unidades fiscalizables con descarga directa regulada a aguas superficiales asociadas a la actividad forestal, la cuenca presenta una composición territorial fuertemente dominada por plantaciones, principalmente de Forestal Mininco, junto a diversos aserraderos y plantaciones próximas a las riberas del río Guaqui. La sustitución de cobertura nativa por monocultivos forestales puede incrementar la escorrentía superficial, modificar la infiltración y favorecer el arrastre de sedimentos y compuestos asociados al manejo silvícola, incluyendo plaguicidas y herbicidas, planteando una presión difusa relevante.

En conjunto, la cuenca del río Guaqui presenta una matriz predominantemente agrícola-ganadera y forestal con un aproximado del 90% del territorio total lo que corresponde a 131.364,57 há de las 164.205,57 há totales de la cuenca, acompañada de expansión urbana sostenida y presencia de múltiples actividades productivas históricas y contemporáneas. Esta matriz productiva de la cuenca genera un escenario complejo de presiones puntuales y difusas, capaces de influir en la dinámica de nutrientes, materia orgánica, metales, y contaminantes emergentes, influyendo en el comportamiento fisicoquímico observado en la estación GU10 y en el sistema fluvial en su conjunto.

.

Tabla 7. Clasificación del uso del suelo de la cuenca hidrográfica del Río Guaqui para el año 2008 y 2015 los cuales corresponden a los periodos de pre y post NSCA-BB respectivamente (Fuente original de datos SitConaf Biobío 2008 y 2015).

Código	Tipo de usos de suelo	Año	Superficie (há)	Porcentaje (%)
1	Áreas desprovistas de vegetación	2008	36.42	0.022
		2015	695.92	0.42
2	Ciudades, pueblos y zonas industriales (Uso urbano)	2008	3104.40	1.87
		2015	5670.96	3.457
	Total asentamiento humano	2008	3136.33	1.91
		2015	6366.88	3.88
3	Rotación cultivo / praderas	2008	96823.50	58.96
		2015	91075.69	55.46
3	Terrenos de uso agrícola	2008	3850.55	2.34
		2015	4892.06	2.80
	Total uso agrícola y ganadero	2008	100674.52	61.31
		2015	95967.75	58.44
4	Plantación	2008	32120.95	19.56
		2015	31854.71	19.40
4	Plantación joven recién cosechada	2008	10154.66	6.18
		2015	11424.29	6.60
4	Plantación abierto	2008	211.49	0.13
		2015	187.24	0.11
4	Plantación denso	2008	67.25	0.041
		2015	83.20	0.051
4	Plantación semidenso	2008	98.37	0.060
		2015	83.23	0.051
	Total uso plantaciones forestales	2008	42660.64	25.98
		2015	43632.67	26.57
5	Matorral pradera abierto	2008	518.09	0.31
		2015	578.88	0.35
5	Matorral pradera denso	2008	5.61	0.0034
		2015	370.79	0.23
5	Matorral pradera semidenso	2008	152.51	0.093
		2015	329.26	0.20
5	Praderas anuales	2008	732.97	0.45
		2015	197.37	0.12
5	Praderas perennes	2008	1999.86	1.22
		2015	1397.81	0.85
5	Vegas	2008	33.35	0.020
		2015	68.90	0.042
	Total uso praderas	2008	3628.94	2.21
		2015	2943.01	1.80
6	Bosque nativo exóticas asilvestradas abierto	2008	237.13	0.14
		2015	85.20	0.052
6	Bosque nativo exóticas asilvestradas denso	2008	165.50	0.10
		2015	315.72	0.19
6	Bosque nativo exóticas asilvestradas semidenso	2008	336.35	0.20
		2015	461.09	0.28
6	Bosque nativo adulto abierto	2008	4.50	0.0027
		2015	4.59	0.0028
6	Bosque exóticas asilvestradas	2008	1152.19	0.70
		2015	900.50	0.55
6	Matorral abierto	2008	1007.34	0.61
		2015	1053.43	0.64
6	Matorral denso	2008	83.66	0.051

		2015	173.73	0.11
6	Matorral semidenso	2008	2136.84	1.30
		2015	2274.82	1.39
6	Matorral arborescente abierto	2008	1490.85	0.91
		2015	981.85	0.60
6	Matorral arborescente denso	2008	359.37	0.22
		2015	243.42	0.15
6	Matorral arborescente semidenso	2008	1025.07	0.62
		2015	713.07	0.43
6	Renoval abierto	2008	814.84	0.50
		2015	717.01	0.44
6	Renoval denso	2008	1923.66	1.17
		2015	2086.76	1.27
6	Renoval semidenso	2008	1002.61	0.61
		2015	2212.72	1.35
	Total cobertura arbórea nativa y asilvestrada	2008	11739.91	7.15
		2015	12223.91	7.44
7	Ríos	2008	2223.33	1.35
		2015	2876.09	1.75
8	Lago, Laguna, embalse y tranque	2008	123.88	0.075
		2015	164.95	0.10
9	Otros terrenos húmedos	2008	23.02	0.014
		2015	30.45	0.019
	Total recurso hídrico	2008	2364.56	1.44
		2015	3071.49	1.87
	TOTAL	2008	164205.71	100.00
		2015	164205.71	100.00

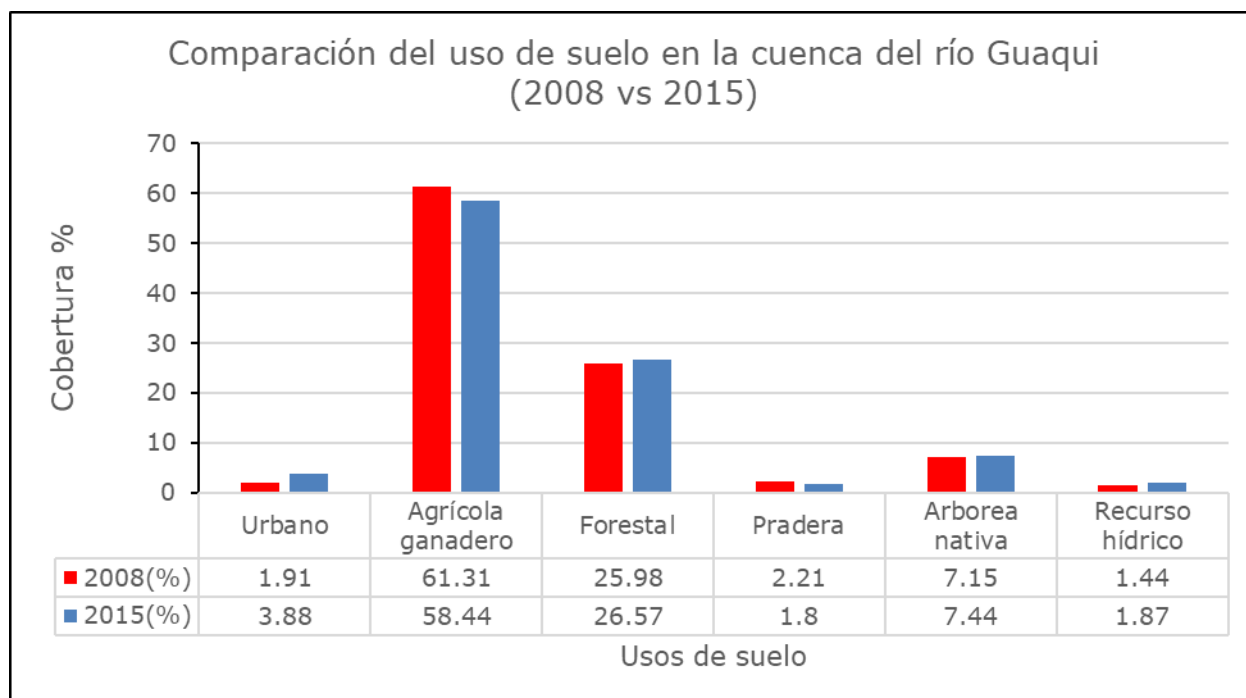


Figura 5. Gráfica comparativa porcentual del uso de suelo pre y post NSCA-BB.

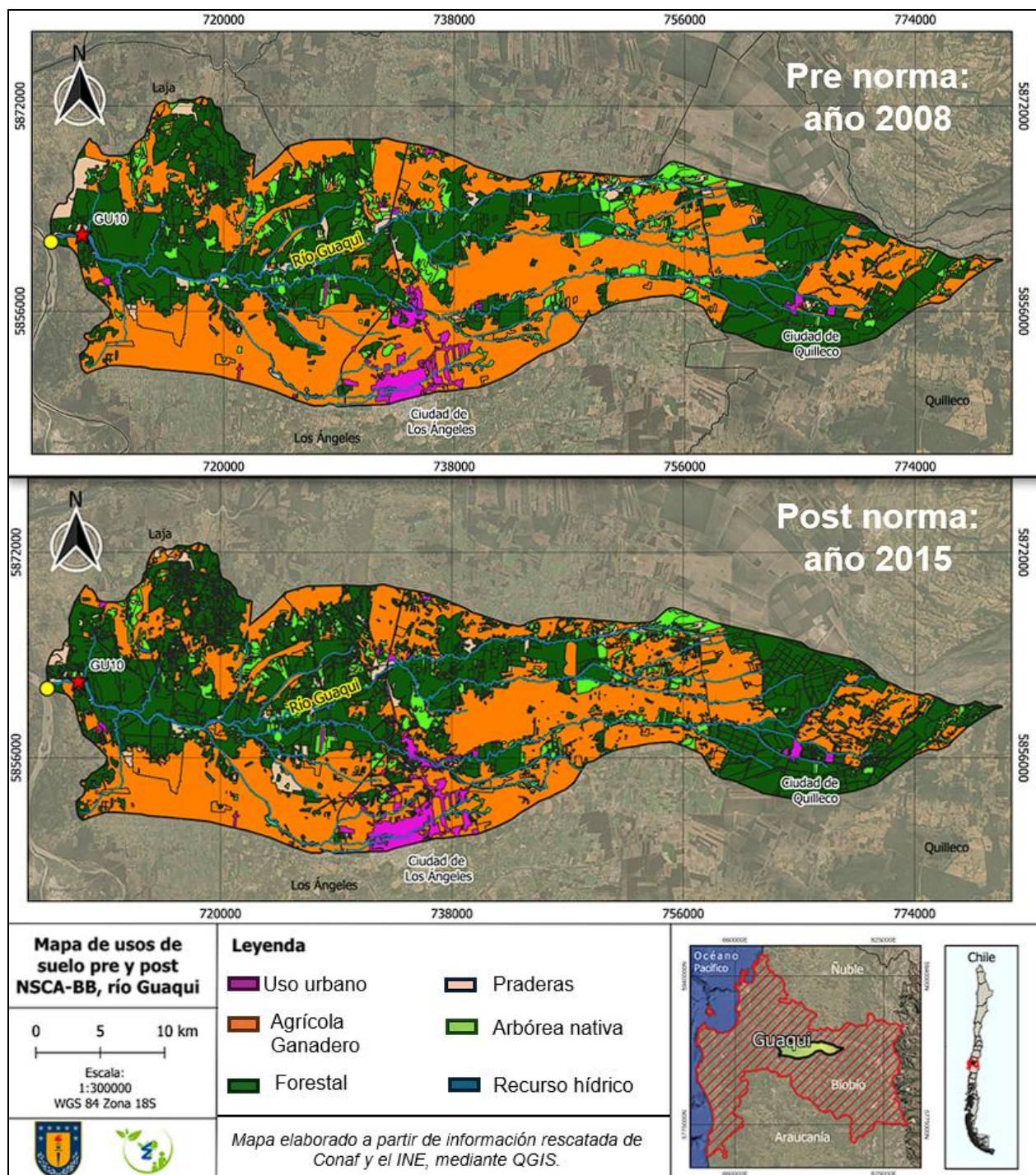


Figura 6. Mapa comparativo del uso de suelo cuenca del río Guaqui para los períodos pre y post NSCA-BB (2008 y 2015).

Tabla 8. Industrias (unidades fiscalizables) y regulaciones ambientales en la cuenca del río Guaqui. (RCA = Resolución de Calificación Ambiental, PPDA = Plan de Prevención y Descontaminación Ambiental).

N°	Unidad fiscalizable	Nombre de la razón social	Coordenadas	Categoría	Comuna	Instrumento aplicable	Año
1	Avícola Los Molinos (Vyhmeister)	Sociedad agrícola Stendal Ltda.	37°20'13"S, 72°21'47"W	Agroindustrias	Los Ángeles	NA	NA
2	BIOLECHE	Sociedad procesadora de Leche del sur S.A. Bioleche Lácteos S.A. Agrícola Y Ganadera San Vicente de Menetue S.A.	37°27'56"S, 72°21'13"W	Agroindustrias	Los Ángeles	DS N°90 RCA	2000 2006
3	Criadero Los Varones	Agropecuaria Los Varones Limitada	37°21'41"S, 72°13'17"W	Agroindustrias	Los Ángeles	RCA	2023
4	Fábrica de cecinas fanda	Sociedad Elgueta Limitada	37°29'09"S, 72°21'29"W	Agroindustrias	Los Ángeles	RCA PPDA	2010 2019
5	Fabrica Nestlé-Los Ángeles	Nestlé Chile S.A.	37°29'11"S, 72°21'08"W	Agroindustrias	Los Ángeles	PPDA RCA DS N°38	2019 2018 2011
6	Frigorífico Biofrio	NA	37°28'05"S, 72°18'09"W	Agroindustrias	Los Ángeles	DS N°38	2011
7	Fundo Agrícola El Morro Sur - Los Ángeles	NA	37°29'52"S, 72°27'17"W	Agroindustrias	Los Ángeles	DS N°38	2011
8	Fundo El Peñasco - La	NA	37°22'59"S, 72°08'46"W	Agroindustrias	Los Ángeles	DS N°38	2011
9	IANSAAGRO S.A. (Los Ángeles)	IANSAAGRO S.A.	37°29'07"S, 72°21'54"W	Agroindustrias	Los Ángeles	DS N°90 RCA PPDA	2000 2017 2019
10	Planta Biosur s.a.	NA	37°27'04"S, 72°19'38"W	Agroindustrias	Los Ángeles	PPDA	2019
11	Planta industrial Los Ángeles-agrícola y lácteos Las Vegas	Agrícola y lácteos Las Vegas S.A.	37°25'28"S, 72°24'02"W	Agroindustrias	Los Ángeles	RCA PPDA	2008 2019
12	Planta Soprole Los Ángeles	NA	37°27'18"S, 72°19'40"W	Agroindustrias	Los Ángeles	PPDA	2019

13	Conservas Castillo Ltda	Conservas Castillos Ltda	37°26'23"S, 72°19'33"W	Agroindustrias	Los Ángeles	PPDA	2019
14	Planta Bitumix cvv-Los Ángeles	Especialidades Asfálticas Bitumix sur spa	37°27'49"S, 72°20'59"W	Extracción de áridos	Los Ángeles	RCA	2010
15	APR localidad de San Carlos de Puren	Ministerio de Obras Publicas	37°24'53"S, 72°15'58"W	Saneamiento Ambiental	Los Ángeles	RCA	2000
16	APR localidad Las Encinas Candelaria comuna de Los Ángeles	Ministerio de Obras Publicas	37°27'23"S, 72°29'10"W	Saneamiento Ambiental	Los Ángeles	RCA	2002
17	PTAS Los Ángeles	ESSBIO S.A. ESSBIO S.A.	37°28'18"S, 72°23'24"W	Saneamiento Ambiental	Los Ángeles	RCA	2000
						RCA	2001
						DS N°90	2015
18	Extracción áridos Helena Zapata e.i.r.l.	NA	37°20'29"S, 72°21'46"W	Extracción de áridos	Los Ángeles	NA	2011
19	Extracción de áridos río Biobío sector La Suerte	Áridos sga spa	37°28'22"S, 72°21'16"W	Extracción de áridos	Los Ángeles	RCA	2021
20	Proyecto extracción de arena de pozo lastrero Fundo Santa Gregoria	NA	37°23'09"S, 72°26'31"W	Extracción de áridos	Los Ángeles	RCA	2023
21	Piscicultura Kudiñam	Sur inversiones s.a.	37°22'56"S, 72°05'07"W	Pesca y Acuicultura	Los Ángeles	RCA	2000
						DS N°90	2006

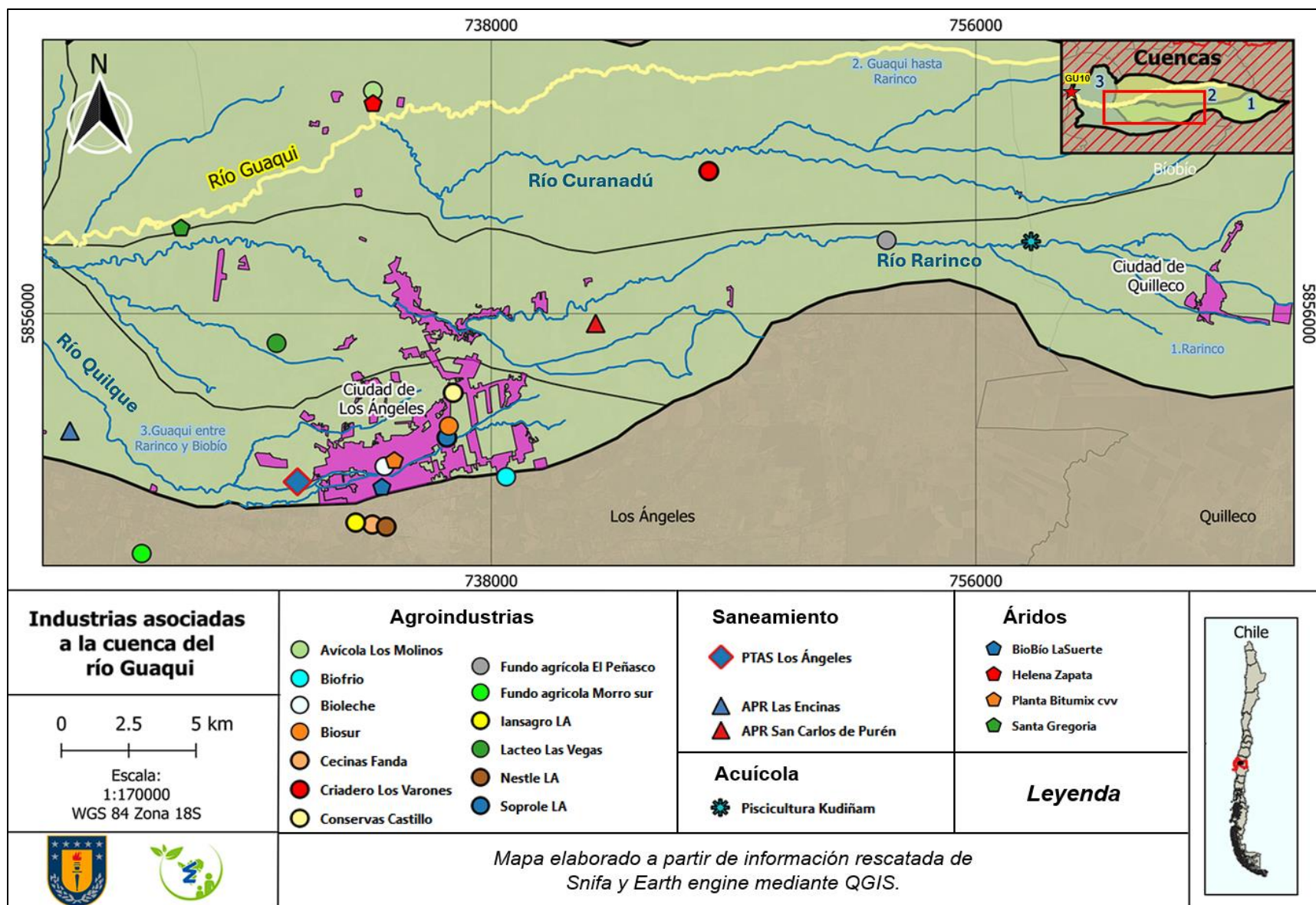


Figura 7. Industrias asociadas a la cuenca del río Guaqui.

5.2 Evaluación de la calidad del agua

5.2.1 Análisis exploratorio de los datos de calidad de agua

En la exploración de los datos para el período 2002 a 2024 (tabla 9 y figura 8), se observa que las variables con mayor dispersión y varianza corresponden principalmente a Coliformes fecales (CF), Sólidos Suspendidos Totales (SS), DQO, Color verdadero, Nitrógeno total (N tot.) y Aluminio total (Al tot.), evidenciado tanto por la amplitud de los rangos como por la extensión de los bigotes y la presencia de múltiples valores atípicos.

Los Coliformes fecales presentan la mayor variabilidad del conjunto de datos, con una mediana relativamente baja en comparación con los valores máximos observados (superiores a 10.000 NMP/100 mL en algunas fechas), lo que genera una distribución con numerosos valores atípicos (outliers). Algo similar ocurre con SS (mg/L), cuya mediana se sitúa en torno a 10-12 mg/L, pero con valores máximos que superan los 40 mg/L. En el caso de la DQO, la mediana es aproximada al valor de 6-8 mg/L, con un rango intercuartílico amplio y valores atípicos sobre 20 mg/L.

El Color verdadero también muestra alta dispersión, con medianas cercanas a 10-12 Pt/Co y outliers que superan 60-70 Pt/Co. En nutrientes, el Nitrógeno total presenta una mediana cercana a 0,8-1,0 mg/L y un rango intercuartílico amplio, con valores extremos sobre 2 mg/L, mientras que el Aluminio total exhibe fuerte asimetría, con una mediana baja de < 0,3 mg/L pero valores máximos cercanos a 3 mg/L.

Respecto a la disposición de los outliers, se observa que la mayoría se concentra en variables asociadas a carga orgánica, contaminación fecal y nutrientes, que indicaría episodios donde la estación GU10 recibe contaminantes que deterioran su calidad.

Tabla 9. Matriz de datos fisicoquímicas del río Guaqui desde el año 2002 al 2024 (en rojo están presente los valores atípicos para cada variable en la fecha correspondiente). En donde V= Verano, I=invierno y P= primavera. Invierno de 2017 (amarillo) con más presencia de valores atípicos.

Fecha	pH	Conductividad (uS/cm)	OD (mg/L)	Al tot (mg/L)	CF (NMP/100 ml)	DBOS (mg/L)	DOO (mg/L)	P tot (mg/L)	Fenol (mg/L)	N de Nitrito (mg N/L)	N de Nitrato (mg N/L)	N de Amonio (N mg/L)	N tot (mg/L)	SS (mg/L)	AOX (mg/L)	Temp (°C)	Color (Pt/Co)	Cloruro (mg/L)	Fe tot (mg/L)	P Ortofosfato (mg P/L)	Sulfato (mg/L)
V02	7.4	128.6	7.4	0.06	170	0.9	3	0.12	0.002	0.0012	0.093	0.0074	0.36	12.2	0.005	28.4	10.4				
I02	7.1	135	9.5	3.13	5400	1.8	13	0.11	0.003	0.0085	0.5984	0.0078	1.09	33.4	0.006	10.5	20.5				
P02	7.1	126	6.9	1.1	230	1	7	0.14	0.003	0.0032	0.4019	0.0156	0.62	19	0.006	19.5	6				
V03	7.5	164	7.3	0.06	5200	0.4	7	0.11	0.001	0.0012	0.4877	0.0163	0.64	9.5	0.006	15	6				
I03	7.5	150	9.8	0.16	330	0.4	17	0.17	0.002	0.0094	0.551	0.0039	1.52	17.8	0.002	10	10				
P03	7.7	128.9	10.2	0.06	350	0.8	2	0.15	0.002	0.003	0.2484	0.0156	0.51	12.9	0.006	15	13				
V04	7.4	131	11.9	0.07	2400	1	12	0.18	0.008	0.0073	0.5465	0.0156	0.98	17.7	0.006	14	45				
I04	7	129.3	10.9	0.23	460	1.3	9	0.13	0.006	0.0043	1.041	0.0467	1.19	22.4	0.006	11	17.8				
P04	7.8	116.7	9.1	0.06	80	1	3	0.17	0.003	0.0015	0.3365	0.0156	0.63	11	0.28	21	17				
V05	7.8	92.8	8.9	0.06	240	1	1	0.09	0.003	0.0046	0.0034	0.0156	0.7	11	0.006	18	19				
I05	7.9	187	10.6	0.17	900	1.9	12	0.18	0.002	0.0213	0.7113	0.0156	1.5	30	0.007	9	49				
P05	7.6	118.9	8.8	0.06	110	1	11	0.14	0.001	0.0015	0.49	0.0156	2.24	8.1	0.025	21	24				
V06	7.4	125.3	9.4	0.06	140	1.2	4	0.15	0.002	0.0015	0.4132	0.0156	0.58	8.5	0.005	13	18				
I06	7.6	124.6	9.5	0.06	240	1.4	10	0.19	0.004	0.0097	0.2732	0.0156	0.43	17.4	0.01	13	34				
P06	8	118.6	8.9	0.06	500	1.8	6	0.12	0.004	0.0015	0.1061	0.0156	0.42	6.9	0.008	18	21				
V07	7.5	85.3	8.6	0.06	220	1.4	15	0.11	0.003	0.0018	0.3997	0.0156	0.59	10.7	0.003	19.4	20				
I07	7.5	162.1	9.9	0.14	1600	2.2	11	0.19	0.001	0.0018	0.14	0.0156	0.72	21.6	0.024	11	24				
P07	6.3	131.1	8.6	0.06	170	1	2	0.16	0.003	0.0018	0.2642	0.0156	0.31	26.4	0.002	18.7	20				
V08	7.5	158	8.7	0.06	300	1.1	5	0.12	0.001	0.0018	0.3867	0.0156	0.66	11.3	0.01	16.8	16				
I08	7.1	107	9.8	0.67	1600	2	19	0.22	0.003	0.0113	0.7203	0.0156	0.86	48.1	0.013	10.2	41				--- Sin Valor de referencia ---
P08	8	143.8	8.1	0.06	130	1	8	0.12	0.001	0.0015	0.3432	0.0156	0.39	7.2	0.006	22.2	10				
V09	7.5	101.8	9	0.06	540	1	8	0.1	0.002	0.0021	0.4132	0.0233	0.78	8.1	0.007	18.2	7				
I09	7.6	132.4	10.4	0.06	350	1	13.1	0.05	0.002	0.0064	0.7181	0.1556	1.1	34.6	0.008	11.7	18				
P09	7.6	92.8	8.3	0.06	110	1	3.7	0.11	0.001	0.0021	0.3432	0.0156	0.66	9.3	0.003	22.8	8				
V10	7.8	126.9	9.7	0.06	1100	1	4.2	0.1	0.002	0.0049	0.4155	0.0156	0.44	5.5	0.002	14.2	8				
I10	7.4	156.1	9.7	0.18	315	2.2	15.6	0.21	0.003	0.0064	0.9281	0.0156	1.55	26.8	0.012	12.3	27				
P10	7.9	128.1	8.5	0.15	1400	1.2	5.1	0.12	0.003	0.0015	0.4719	0.0078	0.56	9.7	0.002	21.3	8				
V11	7.2	117.4	9.7	0.06	270	1	5	0.1	0.002	0.0015	0.4426	0.0156	0.48	11.9	0.006	17.2	8				
I11	7.2	143.3	9.2	0.28	1300	1.4	17.5	0.2	0.007	0.0094	0.8942	0.0389	1.43	34.6	0.013	11.5	34				
P11	7.7	152.5	8.5	0.06	110	1	8	0.12	0.001	0.0018	0.5984	0.0031	0.83	4.6	0.02	23.4	7				
V12	7.6	119.4	9.8	0.06	920	1.2	4.1	0.11	0.002	0.0037	0.499	0.0156	0.76	11.8	0.004	16.4	8				
I12	7.6	133.1	10.5	0.06	540	1.8	7.1	0.13	0.002	0.0107	0.7361	0.0311	1.1	14.4	0.012	12.2	14				
P12	7.8	138.9	9.5	0.06	130	2.7	5.4	0.11	0.002	0.0018	0.6074	0.0156	0.8	10.6	0.004	18.7	8				
V13	7.7	132.7	9.2	0.06	90	1	4.4	0.1	0.001	0.0015	0.5397	0.0156	0.84	14.4	0.004	16.5	8				
I13	7.1	151.1	11	0.06	790	2.1	7.7	0.13	0.001	0.0134	1.2374	0.0311	1.38	22	0.01	16.8	9				
P13	7.7	119.1	8.2	0.06	78	1	3.2	0.1	0.001	0.0015	0.0768	0.0282	0.69	13.2	0.006	22.7	7				
V14	7.5	115.6	10.3	0.06	110	1.2	6.2	0.19	0.001	0.0024	0.6368	0.0156	0.91	8.5	0.01	18.6	8				
I14	7.3	136.2	10.6	0.09	130	1.1	11.8	0.12	0.001	0.0015	0.8267	0.0156	1.03	16.6	0.01	15.4	17				
P14	7.6	156.4	9	0.06	22	1	11.5	0.11	0.001	0.0021	0.1761	0.0156	0.86	6.6	0.01	20.6	9				
V15	6.6	95.4	9.3	0.06	790	1	11.6	0.13	0.001	0.0018	0.5216	0.0156	0.57	6.8	0.01	17.4	10	4.01	0.57	0.034	6.89
I15	7.7	109.6	11.1	0.06	490	1.2	6.9	0.13	0.001	0.0015	0.7924	0.0156	1.1	6.7	0.01	13.2	9	4.03	0.58	0.040	6.9
P15	7.4	91.6	9.8	0.06	79	1	4	0.14	0.0014	0.0015	0.8452	0.0156	0.95	5.5	0.01	18.4	8	4.01	0.57	0.034	6.89
V16	7.5	76.8	11	0.06	27	1	4	0.07	0.001	0.0018	0.5948	0.0156	0.96	4.9	0.01	18.2	10	4.02	0.57	0.034	6.89
I16	7.4	142.7	10.8	0.06	3000	2.6	9	0.11	0.001	0.0012	0.8003	0.0233	2.36	16.9	0.012	9.9	22	4.04	0.0005	0.039	6.9
P16	7.1	95.6	8.7	0.06	350	1	7	0.12	0.001	0.0015	0.8152	0.0389	0.98	1.4	0.01	21.5	11	4.01	0.001	0.034	6.88
V17	7.2	105.6	9.4	0.06	27	1	2	0.11	0.0031	0.0058	0.8165	0.0156	0.92	8.9	0.015	18.4	7	4.01	0.003	0.0379	6.7
I17	7.2	141.7	10.2	2.82	13000	2.6	24	0.08	0.001	0.0046	0.9712	0.0156	2.14	34.6	0.012	9.6	75	4.29	3.24	0.0126	6.54
P17	6.8	194.3	9.5	0.05	490	1	10	0.13	0.0034	0.0046	0.9895	0.0156	1.29	12.6	0.01	17.7	9	3.8	0.34	0.0442	6.16
V18	6.7	131.6	10.4	0.01	230	1	7	0.11	0.001	0.0046	0.8687	0.0156	0.96	14	0.01	15.3	8	3.96	0.22	0.0253	7.4
I18	7.3	131.6	10.1	0.58	490	1	13	0.14	0.0011	0.005	1.034	0.016	1.31	10.9	0.01	11.3	9	3.78	0.85	0.03	7.28
P18	7.5	148.6	10.4	0.29	40	1	2	0.13	0.001	0.005	1.068	0.016	1.27	8.9	0.01	19.3	11	3.89	0.28	0.0126	6.53
V19	7.5	133.4	9.9	0.24	460	1	9	0.1	0.001	0.005	1.068	0.0156	1.14	5.9	0.01	14.4	10	3.7	0.35	0.03	6.88
I19	7	88.9	10.2	0.85	540	1	4	0.03	0.001	0.005	0.9935	0.0156	1.06	5.1	0.01	10.5	14	3.56	1.06	0.0126	5.9
P19	7.4	172.2	9.3	0.4	34	1	3	0.13	0.0011	0.005	0.7858	0.0156	0.86	5.1	0.01	18	10	4.2	0.25	0.0161	6.42
V20	6.8	117.3	11.6	0.53	1100	1	3	0.06	0.001	0.005	0.5898	0.0156	0.68	8.6	0.01	11.8	9	3.32	0.58	0.0278	7.36
I20	7.2	116.8	10.7	0.8	1400	2.7	9	0.12	0.0011	0.0034	1.0459	0.0156	1.08	17.4	0.01	10.6	9	3.33	0.78	0.0313	6.77
P20	8	218.9	7.4	0.43	49	1	6	0.04	0.001	0.002	0.702	0.0156	0.8	10.6	0.01	21.1	9	4.49	0.5	0.0701	6.89
V21	7.5	128.8	9.5	0.39	3990	1.6	4	0.06	0.001	0.01	1.26	0.0156	2.19	7.2	0.01	16.8	10	4.69	0.36	0.0038	7.68
I21	7.5	88.9	9.5	0.28	14	1	9	0.12	0.001	0.0191	1.249	0.0124	1.41	18.5	0.01	11.8	7	4.5	1.37	0.0576	8.08
P21	7.41	119	8.9	0.54	15	1.6	4	0.45	0.0005	0.0085	1.147	0.008	1.7	19.9	0.006	21.5	9	5.32	0.61	0.058	8
V22	7.41	140	8.2	0.35	1600	9	10	0.16	0.0005	0.008	1.031	0.016	1.63	5.4	0.02	15.4	12	5.08	0.57	0.086	7.88
I22	6.96	97.6	11	0.492	14	0.5	7	0.09	0.0005	0.001	0.927	0.008	0.97	5.4	0.004	10.9	10	3.32	0.965	0.006	5.81
P22	7.33	162	7.8	0.497	33	0.5	10	0.03	0.0005	0.001	0.702	0.008	0.71	6.8	0.005	23	10	6.23	0.573	0.023	7.27
V23	7.32	132.2	8.5	0.458	110	0.5	8	0.11	0.0005	0.009	0.809	0.008	1.14	2.5	0.005	16.7	12	5.25	0.722	0.07	8.44
I23	7.55	94.8	9.6	1.04																	

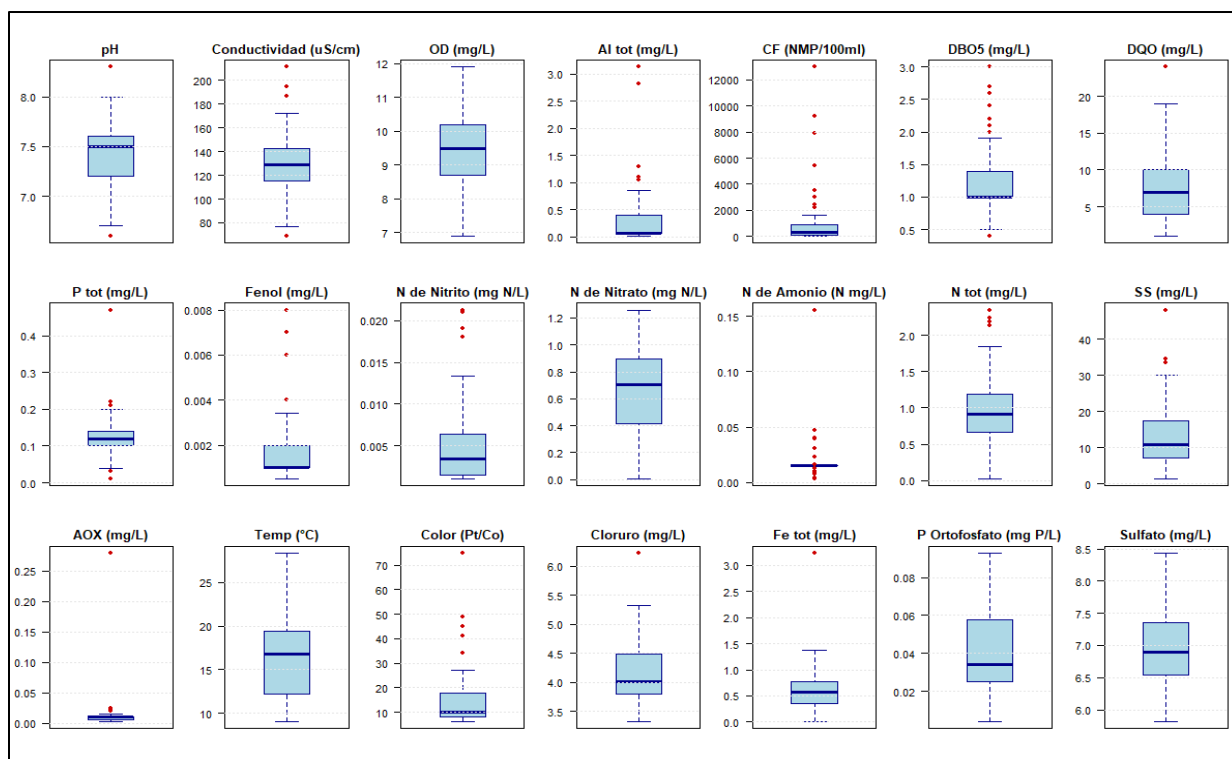


Figura 8. Gráficas de cajas y bigotes (Boxplots) de las variables fisicoquímicas en la estación GU10, los círculos rojos corresponden a los valores atípicos de cada variable.

5.2.2 evaluación de las variables fisicoquímicas

Si bien los análisis exploratorios de estas variables fisicoquímicas nos ayudan a tener valores de referencia respecto a sus concentraciones atípicas, estas no necesariamente evidencian clases de mala calidad ambiental. Debido a esto, se realizó la clasificación para cada una de las variables por medio de sus concentraciones medias anuales (tabla 10) para todas las variables presentes en la NSCA-BB.

Tabla 10. Valores medios anuales para las variables físicas y químicas obtenidas en la estación GU10 (2002 - 2024).

Variable		2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	
pH	(n=3)	Media	7.20	7.57	7.40	7.77	7.67	7.76	7.53	7.53	7.71	7.35	7.63	7.49	7.46	7.22	7.32	7.06	7.13	7.27	7.29	7.45	7.23	7.46	6.86
		DE	0.17	0.12	0.40	0.15	0.31	0.46	0.43	0.03	0.25	0.27	0.11	0.33	0.19	0.59	0.19	0.25	0.40	0.29	0.60	0.05	0.24	0.12	0.12
Conductividad ad ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	(n=3)	Media	129.87	147.63	125.67	132.90	122.83	126.17	136.27	109.00	137.03	137.73	130.47	134.30	136.07	98.87	105.03	147.20	137.27	131.50	148.47	112.22	133.20	124.67	94.63
		DE	4.63	17.67	7.81	48.64	3.68	38.64	26.32	20.76	16.52	18.20	10.01	16.06	20.40	9.49	0.19	44.61	9.81	41.68	54.42	20.77	32.73	26.90	29.00
OD (mg/L^{-1})	(n=3)	Media	7.93	9.10	10.63	9.43	9.27	9.03	8.87	9.23	9.30	9.13	9.93	9.47	9.97	10.07	10.17	9.70	10.30	9.80	9.90	9.30	9.00	9.23	9.10
		DE	1.38	1.57	1.42	1.01	0.32	0.75	0.86	1.07	0.69	0.60	0.51	1.42	0.85	0.93	1.27	0.44	0.17	0.46	2.23	0.35	1.74	0.64	1.25
Al tot. (mg/L^{-1})	(n=3)	Media	1.43	0.09	0.12	0.10	0.06	0.09	0.26	0.06	0.13	0.13	0.06	0.06	0.07	0.06	0.06	0.98	0.29	0.50	0.59	0.74	0.45	0.55	0.59
		DE	1.56	0.06	0.10	0.06	0.00	0.05	0.35	0.00	0.06	0.13	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	1.60	0.29	0.32	0.19	0.49	0.08	0.46	0.21
C.F. (NMP 100ml ⁻¹)	(n=3)	Media	1933.33	3293.33	980.00	416.67	293.33	663.33	676.67	333.33	938.33	560.00	530.00	319.33	87.33	453.00	1125.67	4505.67	253.33	344.67	849.67	1176.33	549.00	526.67	3383.00
		DE	3002.37	5115.33	1244.35	423.60	185.83	811.56	804.14	215.48	560.28	645.83	395.09	407.65	57.46	356.94	1631.23	7359.95	225.91	272.00	709.44	2012.35	910.24	670.40	4056.99
DBO5 (mg/L^{-1})	(n=3)	Media	1.23	0.53	1.10	1.30	1.47	1.53	1.37	1.00	1.47	1.13	1.90	1.37	1.10	1.07	1.53	1.53	1.00	1.00	1.57	1.40	1.30	1.47	1.30
		DE	0.49	0.23	0.17	0.52	0.31	0.61	0.55	0.00	0.64	0.23	0.75	0.64	0.10	0.12	0.92	0.92	0.00	0.00	0.98	0.35	1.39	1.06	0.98
DQO (mg/L^{-1})	(n=3)	Media	7.67	8.67	8.00	8.00	6.67	9.33	10.67	8.27	8.30	10.17	5.53	5.10	9.83	7.50	6.67	12.00	7.33	5.33	6.00	5.67	9.00	6.00	5.00
		DE	5.03	7.64	4.58	6.08	3.06	6.66	7.37	4.71	6.34	6.53	1.50	2.33	3.15	3.84	2.52	11.14	5.51	3.21	3.00	2.89	1.73	2.65	4.00
P tot. (mg/L^{-1})	(n=3)	Media	0.12	0.14	0.16	0.14	0.15	0.15	0.15	0.09	0.14	0.14	0.12	0.11	0.14	0.13	0.10	0.11	0.13	0.09	0.07	0.20	0.09	0.12	0.08
		DE	0.02	0.03	0.03	0.05	0.04	0.04	0.06	0.03	0.06	0.05	0.01	0.02	0.04	0.01	0.03	0.03	0.02	0.05	0.04	0.24	0.07	0.01	0.01
Fenol (mg/L^{-1})	(n=3)	Media	0.0027	0.0020	0.0055	0.0020	0.0035	0.0023	0.0017	0.0014	0.0028	0.0034	0.0021	0.0011	0.0011	0.0011	0.0010	0.0025	0.0010	0.0010	0.0010	0.0008	0.0005	0.0013	0.0005
		DE	0.0010	0.0005	0.0025	0.0009	0.0010	0.0011	0.0010	0.0004	0.0004	0.0032	0.0003	0.0001	0.0001	0.0002	0.0000	0.0013	0.0001	0.0001	0.0001	0.0003	0.00	0.0014	0.0000
NO2 (mgN/L^{-1})	(n=3)	Media	0.0043	0.0046	0.0044	0.0091	0.0043	0.0018	0.0049	0.0036	0.0043	0.0043	0.0054	0.0055	0.0020	0.0016	0.0015	0.0050	0.0049	0.0050	0.0033	0.0125	0.0034	0.0113	0.0110
		DE	0.0038	0.0043	0.0029	0.0107	0.0047	0.0000	0.0055	0.0025	0.0045	0.0047	0.0069	0.0005	0.0002	0.0002	0.0003	0.0007	0.0003	0.0000	0.0013	0.0057	0.0041	0.0087	0.0075
NO3 (mgN/L^{-1})	(n=3)	Media	0.36	0.43	0.64	0.40	0.26	0.27	0.48	0.49	0.61	0.65	0.61	0.62	0.55	0.72	0.74	0.93	0.99	0.95	0.78	1.22	0.89	0.91	0.60
		DE	0.25	0.16	0.36	0.36	0.15	0.13	0.21	0.20	0.28	0.23	0.12	0.58	0.34	0.17	0.12	0.10	0.11	0.15	0.24	0.07	0.17	0.20	0.42
NH4 (mgN/L^{-1})	(n=3)	Media	0.01	0.01	0.03	0.02	0.02	0.02	0.06	0.01	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.03	0.02	0.02	0.02	0.02	0.01	0.01	0.01	0.03
		DE	0.004	0.01	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.02	0.01	0.01	0.00	0.00	0.01	0.00	0.0003	0.00	0.00	0.004	0.004	0.001	0.02
N tot. (mg/L^{-1})	(n=3)	Media	0.69	0.89	0.93	1.48	0.48	0.54	0.64	0.85	0.85	0.91	0.89	0.97	0.93	0.87	1.43	1.45	1.18	1.02	0.85	1.77	1.10	1.00	0.99
		DE	0.37	0.55	0.28	0.77	0.09	0.21	0.24	0.23	0.61	0.67	0.19	0.36	0.09	0.27	0.80	0.63	0.19	0.14	0.21	0.39	0.47	0.92	0.45
SS. (mg/L^{-1})	(n=3)	Media	21.53	13.40	17.03	16.37	10.93	19.57	22.20	17.30	14.00	17.03	12.27	16.53	10.57	6.33	7.73	18.70	11.27	5.37	12.20	15.20	5.87	7.80	11.53
		DE	10.82	4.17	5.73	11.90	5.66	8.05	22.52	14.91	11.28	15.64	1.94	4.77	5.31	0.72	8.13	13.89	2.57	0.46	4.61	6.96	0.81	4.91	1.54
AOX (mg/L^{-1})	(n=3)	Media	0.01	0.005	0.10	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.004
		DE	0.00	0.00	0.16	0.01	0.003	0.01	0.004	0.003	0.01	0.01	0.005	0.01	0.00	0.00	0.001	0.003	0.00	0.00	0.00	0.01	0.009	0.004	0.002
Temperatura (°C)*	(n=3)	Media	19.47	13.33	15.33	16.00	14.67	16.37	16.40	17.57	15.93	17.37	15.77	18.67	18.20	16.33	16.53	15.23	15.30	14.30	14.50	16.70	16.43	18.50	16.50
		DE	8.95	2.89	5.13	6.24	2.89	4.66	6.01	5.58	4.74	5.95	3.30	3.50	2.62	2.76	5.98	4.89	4.00	3.75	5.75	4.85	6.12	1.56	6.65
Color (Pt/Co)*	(n=3)	Media	12.30	9.67	26.60	30.67	24.33	21.33	22.33	11.00	14.33	16.33	10.00	8.00	11.33	9.00	14.33	30.33	9.33	11.33	9.00	8.67	10.67	12.00	10.00
		DE	7.43	3.51	15.94	16.07	8.50	2.31	16.44	6.08	10.97	15.31	10.00	1.00	4.93	1.00	6.66	1818.44	1.53	2.31	0.00	1.53	1.15	0.00	2.00
Cloruro (mg/L^{-1})	(n=3)	Media														4.01	4.01	4.03	3.88	3.82	3.71	4.84	4.88	4.55	4.15
		DE														0.00	0.00	0.25	0.09	0.34	0.67	0.43	1.47	0.65	0.53
Fe tot. (mg/L^{-1})	(n=3)	Media														0.57	0.19	1.19	0.45	0.55	0.62	0.78	0.70	0.73	0.73
		DE														0.00	0.33	1.78	0.35	0.44	0.15	0.52	0.23	0.38	0.15
Ortofosfato (mgP/L^{-1})	(n=3)	Media														0.03	0.03	0.03	0.02	0.02	0.04	0.04	0.04	0.07	0.05
		DE														0.00	0.00	0.02	0.01	0.01	0.02	0.03	0.04	0.02	0.02
Sulfato (mg/L^{-1})	(n=3)	Media														6.89	6.89	6.53	7.07	6.40	7.01	7.92	6.99	7.17	7.10
		DE														0.00	0.00	0.37	0.47	0.49	0.31	0.21	1.06	1.19	0.94
Índice de calidad de agua por período estacional y anual. En paréntesis la Clase de calidad respectiva		Verano	73 (II)	67 (III)	64 (III)	72 (II)	71 (II)	69 (III)	70 (III)	67 (III)	70 (III)	72 (II)	70 (III)	71 (II)	72 (II)	70 (III)	76 (II)	72 (II)	71 (II)	69 (III)	71 (II)	72 (II)	61 (III)	66 (III)	61 (III)
		Invierno	55 (III)	68 (III)	64 (III)	62 (III)	66 (III)	65 (III)	57 (III)	59 (III)	58 (III)	55 (III)	63 (III)	64 (III)	71 (II)	72 (II)	68 (III)	55 (III)	66 (III)	70 (III)	65 (III)	64 (III)	71 (II)	59 (III)	64 (III)
		Primavera	61 (III)	73 (II)	65 (III)	66 (III)	67 (III)	67 (III)	70 (III)	71 (II)	67 (III)	68 (III)	68 (III)	69 (III)	70 (III)	71 (II)	69 (III)	66 (III)	73 (II)	70 (III)	66 (III)	65 (III)	70 (III)	70 (III)	71 (II)
		Anual	63 (III)	70 (III)	64 (III)	67 (III)	68 (III)	67 (III)	65 (III)	66 (III)	65 (III)	67 (III)	68 (III)	71 (II)	71 (II)	71 (II)	71 (II)	64 (III)	70 (III)	69 (III)	67 (III)	67 (III)	69 (III)	65 (III)	65 (III)

Variables NO consideradas en el ICA: *, n: Número de campañas, DE: Desviación estándar, OD: Oxígeno disuelto, C.F.: Coliformes fecales, DBO5: Demanda Biológica de Oxígeno, DQO: Demanda Química de Oxígeno, SS.: Solidos suspendidos totales, AOX: Halógenos orgánicos oxidizables.

Variables NO consideradas en el ICA: *, n: Número de campañas, DE: Desviación estándar, OD: Oxígeno disuelto, C.F.: Coliformes fecales, DBO5: Demanda Biológica de Oxígeno, DQO: Demanda Química de Oxígeno, SS.: Sólidos suspendidos totales, AOX: Halógenos orgánicos adsorbibles.

Tabla 11. Clasificación de los valores medios anuales de las variables analizadas de acuerdo a la clase de calidad (I-V) definidas por la Norma Secundaria de Calidad Ambiental del Río Biobío (NSCA-BB, DS N°9/2015 MMA).

Variable	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
pH	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I	I
Conduct.	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III
OD	III	II	I	II	II	II	III	II	II	II	II	II	II	I	I	II	I	II	II	II	II	II	II
Al total	IV	I	II	II	I	I	II	I	II	II	I	I	I	I	I	III	II	II	II	III	II	II	II
C.F.	IV	IV	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	IV	IV	III	III	III	IV	III	III	IV
DBO5	II	I	II	II	II	II	II	I	II	II	II	II	II	II	II	II	I	I	II	II	II	II	II
DQO	II	II	II	II	II	II	III	II	II	III	II	II	II	II	II	III	II	II	II	II	II	II	II
P tot.	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	III	IV	IV	IV	IV	IV	IV	III	IV	IV	III	III	IV	III	IV	III
Fenol	II	I	III	I	II	II	I	I	I	II	II	I	I	I	I	II	I	I	I	I	I	I	I
NO2	III	III	III	III	III	I	III	III	III	III	III	III	I	I	I	III	III	III	III	IV	III	IV	IV
NO3	IV	V	V	IV	IV	IV	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V	V
NH4	I	I	II	I	I	I	I	III	I	I	I	I	I	I	II	I	I	I	I	I	I	I	II
N total	IV	IV	IV	V	III	III	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	IV	V	V	V	V	IV	V	V	IV	IV
SS.	III	II	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III
AOX	III	II	V	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III	III
Temp*	Sin valor de referencia																						
Color*	Sin valor de referencia																						
Cloruro																II	II	II	II	II	II	II	II
Fe total																II	II	IV	II	II	III	II	II
Ofosfato																III	III	III	II	II	III	III	III
Sulfato																III	III	III	III	III	III	III	III

Variables NO consideradas en el ICA = *, OD = Oxígeno disuelto, C.F.= Coliformes fecales, DBO₅ = Demanda Biológica de Oxígeno, DQO = Demanda Química de Oxígeno, SS. = Solidos suspendidos totales, AOX = Halógenos Orgánicos Adsorbibles, P tot.= Fósforo total, N tot. = Nitrógeno total.

a) Nutrientes

El análisis de las variables asociadas a nutrientes evidencia que los compuestos nitrogenados constituyen uno de los principales factores de deterioro de la calidad del agua en el río Guaquí. La figura 9, correspondiente a la variación temporal de las variables nitrogenadas. Se observa una tendencia creciente en las concentraciones de nitrato (NO_3) a lo largo del período analizado (2002-2024). Mientras que en los primeros años las concentraciones fluctuaban en torno a 1.5-2.5 mg/L, a partir de 2015 se registra un aumento sostenido, alcanzando valores críticos en 2021 (aproximadamente de 5.4 mg/L) y manteniéndose sobre 4 mg/L entre 2022 y 2023, el último año volvió a bajar a una concentración de 2.6mg/L. Esta evolución coincide con las clasificadas en las clases de calidad de la tabla 11, ya que en esta se observa que el NO_3 presenta la peor clase de entre todas las variables, teniendo desde 2008 hasta 2024 “clase V”.

Así mismo, el nitrógeno total (N tot.) que presenta una mediana cercana a 1.0 mg/L (figura 8), con episodios puntuales que superan los 1.7-1.8 mg/L obteniendo “clase V” o de contaminación en exceso, particularmente en 2005, 2017 a 2022 (tabla 11), pero en general independiente de estos 3 peaks, esta variable posee en toda su extensión malas clases de calidad (en su mayoría de IV y V), lo que sugiere aportes combinados de formas orgánicas e inorgánicas de nitrógeno de forma constante.

El nitrito (NO_2), aunque en concentraciones menores, presenta peaks relevantes en 2021 (~0.07 mg/L) y 2023-2024, reflejando posibles procesos de nitrificación incompleta o aportes recientes de materia orgánica nitrogenada en la estación.

En contraste, las concentraciones de amonio (NH_4) muestran mejores clases de calidad que las demás variables nitrogenadas, ya que en su mayoría son de calidad aceptable y excelente (II y I) destacando un evento extremo en 2009 (~0.085 mg/L), el cual obtuvo “clase III” o contaminada, siendo significativamente superior al comportamiento promedio del resto del período completo (~0.02-0.04 mg/L)

Por otro lado, en cuanto a el aporte de nutrientes fosfatados, la figura 10 muestra diferencias relevantes entre fósforo total (P tot.) y ortofosfato. El fósforo total representa la suma de todas las formas de fósforo presentes en el agua (orgánicas e inorgánicas), mientras que el ortofosfato corresponde a la fracción inorgánica soluble (PO_4), que es la forma más inmediatamente biodisponible para los organismos acuáticos.

El fósforo total presenta una leve tendencia descendente en el tiempo, con concentraciones iniciales cercanas a 0.14-0.16 mg/L (2002-2008), disminuyendo hacia valores en torno a 0.10-0.12 mg/L en años recientes. No obstante, se observa un episodio crítico en 2021 (~0.20 mg/L), el valor máximo del período analizado. En contraste, el ortofosfato muestra una tendencia creciente sostenida desde su incorporación en el monitoreo (post 2015), pasando de valores cercanos a 0.06-0.08 mg/L en 2016-2018 a concentraciones que alcanzan aproximadamente 0.22-0.23 mg/L en 2023, superando incluso los valores de fósforo total en algunos años, lo que evidencia un aumento de la fracción biodisponible del nutriente. Según la tabla 11 los nutrientes fosfatados en general poseen una “clase III” o de contaminación.

En conjunto, los resultados sugieren la influencia de aportes difusos asociados a actividades agrícolas intensivas y fertilización en la cuenca, donde el nitrógeno especialmente en forma de nitrato constituye el principal componente de deterioro. Estas concentraciones elevadas pueden favorecer procesos de eutrofización, incrementando la productividad primaria y promoviendo el desarrollo excesivo de microalgas, cuya posterior degradación puede generar disminuciones del oxígeno disuelto y afectar la biota acuática. Este comportamiento adquiere mayor relevancia ecológica al observarse un incremento del ortofosfato, forma biodisponible del fósforo, que aumenta el potencial eutrófico aun cuando el fósforo total no evidencie incrementos equivalentes.

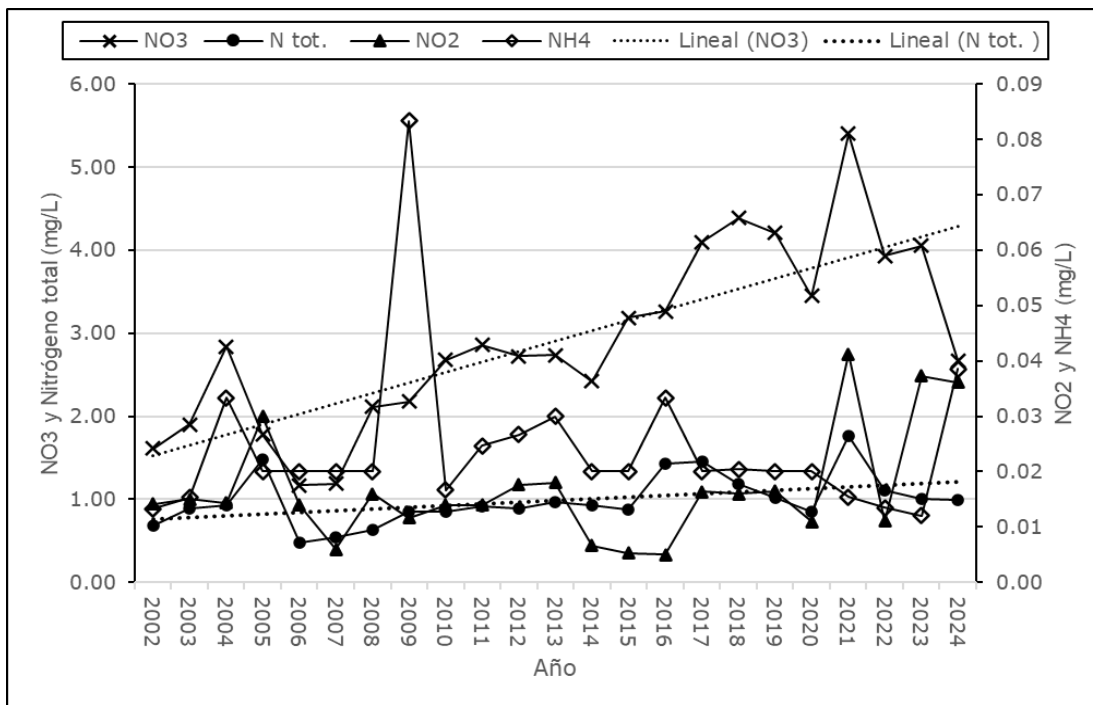


Figura 9. Variación temporal de la concentración media anual de NO_3 , NO_2 , NH_4 y Nitrógeno total.

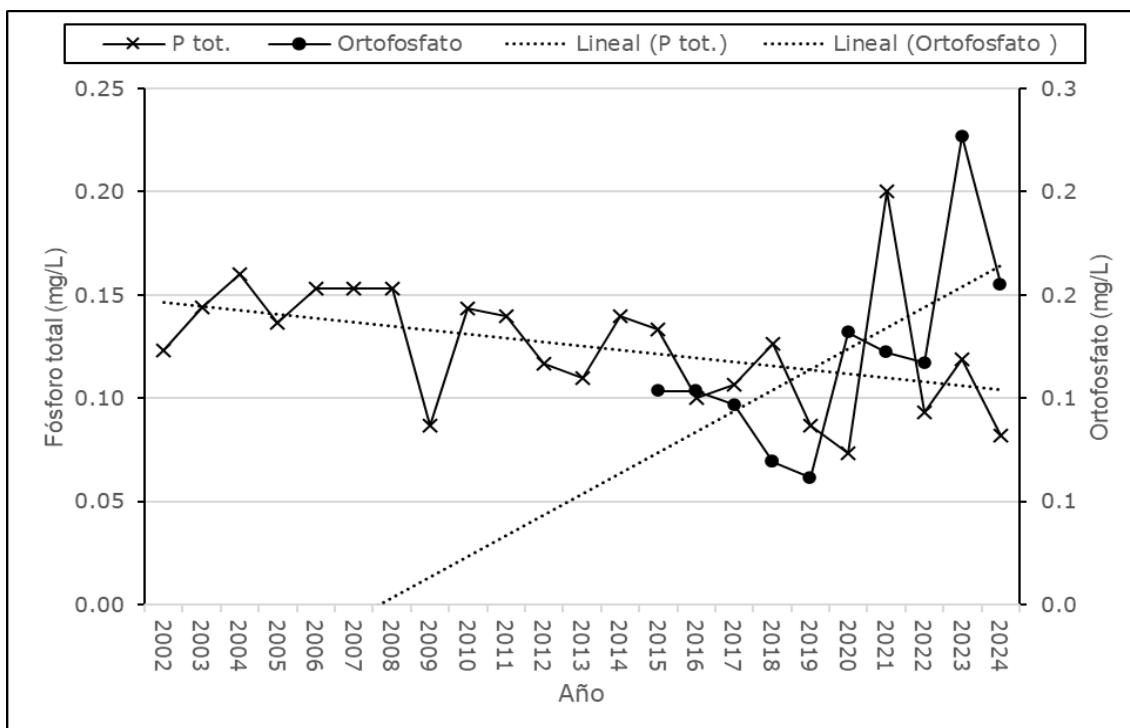


Figura 10. Variación temporal de la concentración media anual de Fósforo total y Ortofosfato.

b) Coliformes fecales y solidos suspendidos

En la figura 11 se observa el comportamiento de los coliformes fecales lo que evidencia una marcada variabilidad en su concentración promedio anual, con concentraciones que oscilan aproximadamente entre 100 y 4.500 NMP/100 ml a lo largo del período. Destacan peaks importantes en 2003 (~3.200 NMP/100 ml) y, principalmente, en 2017 (~4.500 NMP/100 ml), constituyendo este último el valor máximo registrado en la serie. Tras este evento, se observa una disminución abrupta en 2018 (cercana a 300 NMP/100 ml), seguida de nuevos incrementos hacia el final del período, alcanzando nuevamente valores sobre 3.000 NMP/100 ml en 2024. En contraste, los mínimos se registran entre 2013 y 2014, con valores cercanos a 100-200 NMP/100 ml, lo que confirma un patrón episódico más que una tendencia sostenida de aumento o disminución.

Respecto a los sólidos suspendidos totales (SS), las concentraciones fluctúan aproximadamente entre 5 y 22 mg/L con un descenso progresivo hacia el periodo intermedio, donde se sitúan mayormente entre 5 y 15 mg/L, estas concentraciones son de un clase aceptable para las aguas de la NSCA-BB. El color verdadero presenta una dinámica similar, con máximos cercanos a 30-32 Pt/Co en 2004 y 2017, y valores mínimos próximos a 10-12 Pt/Co en varios años posteriores a 2010. Las líneas de tendencia indican una leve disminución tanto en SS como en color a lo largo del tiempo, lo que sugiere cierta estabilización de los aportes de material particulado y orgánica.

No obstante, la simultaneidad del máximo de concentraciones de coliformes fecales, sólidos suspendidos y el color en el año 2017 constituye una evidencia robusta de la ocurrencia de un evento puntual de alta carga contaminante. Este comportamiento simultáneo entre variables que representan distintos tipos de contaminación que sugiere la existencia de un proceso integrado de aporte antrópico, probablemente asociado a descargas de origen urbano, agropecuario o mixto.

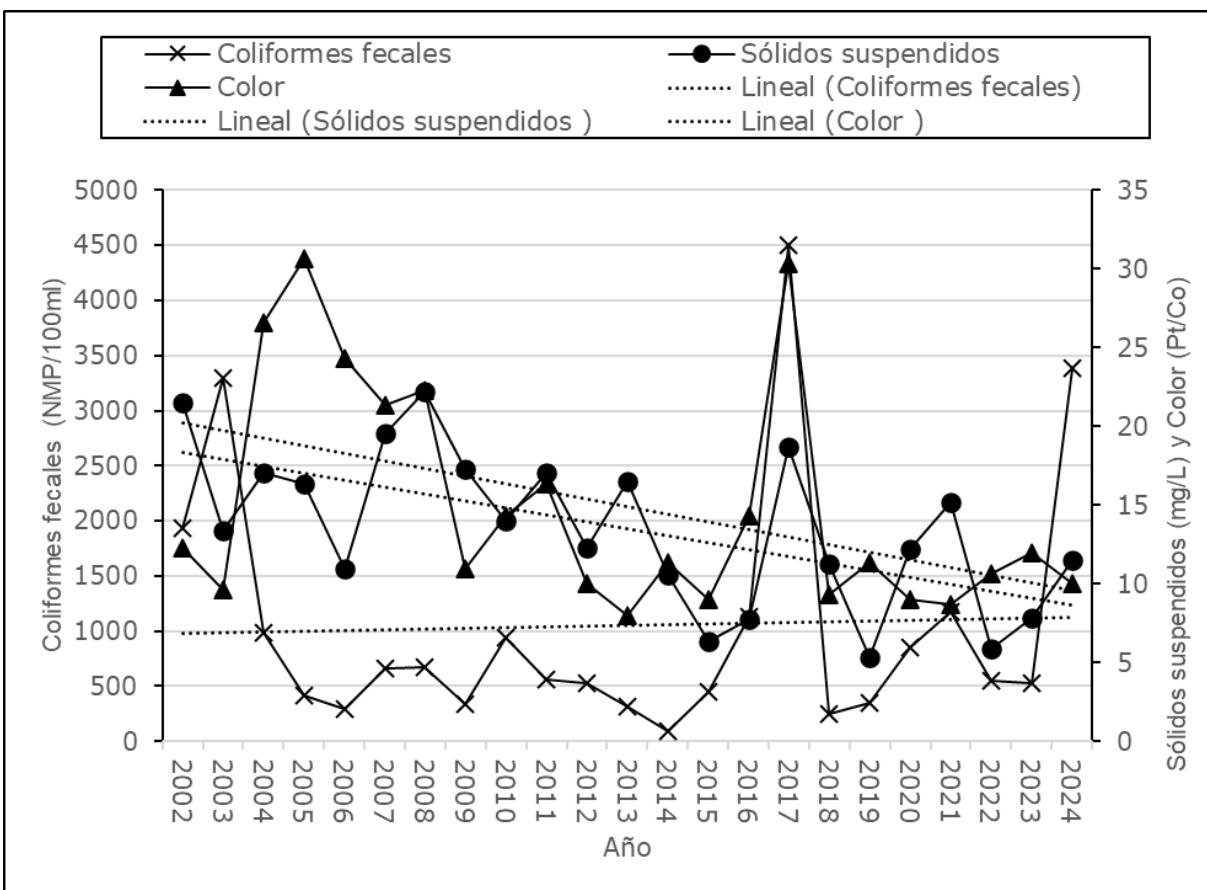


Figura 11. Variación temporal de la concentración media anual de Coliformes fecales, Sólidos suspendidos totales y Color.

c) Aluminio y hierro total

Las concentraciones de aluminio y hierro total (figura 12), evidencia un comportamiento temporal con una tendencia general al alza en el largo plazo, particularmente en el caso del hierro. El aluminio total presenta un valor excepcionalmente alto al inicio de la serie (año 2002), correspondiente a una condición de calidad muy mala, seguido de una prolongada estabilización en concentraciones bajas, mayoritariamente clasificadas como excelentes a buenas durante gran parte del periodo 2003-2016. Sin embargo, a partir de 2017 se observa un aumento sostenido en sus concentraciones, alcanzando clases de calidad regulares, lo que sugiere un cambio en las condiciones del sistema. Por su parte, el hierro total muestra un comportamiento más progresivo, con una tendencia creciente en el tiempo, pasando desde clases buenas hacia condiciones regulares, e incluso

alcanzando una condición mala en 2017, coincidiendo con un punto crítico previamente identificado en el aluminio, coliformes fecales, sólidos suspendidos y color.

Desde una perspectiva interpretativa, este eje refleja principalmente procesos asociados al transporte de sedimentos y la dinámica hidrológica de la cuenca, más que a fuentes directas de contaminación puntual. Tanto el aluminio como el hierro son elementos típicamente vinculados a la geología del suelo de la cuenca del río Biobío, por lo que su incremento está estrechamente relacionado con fenómenos de erosión, escorrentía superficial y remoción de suelos, especialmente en contextos de uso de suelo agrícola y forestal predominante.

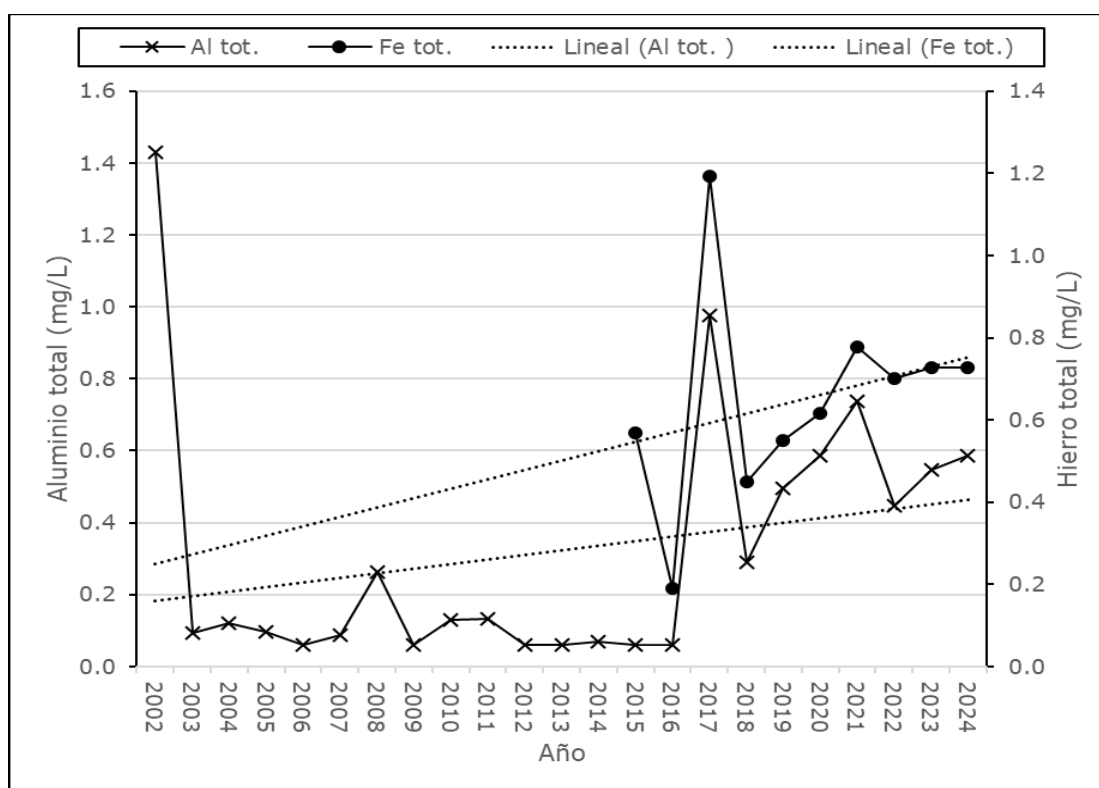


Figura 12. Variación temporal de la concentración media anual del Aluminio y Hierro total.

d) Indicadores de carga orgánica

En la figura 13 se analizaron de los indicadores de carga orgánica, evidenciando un comportamiento estable en la mayor parte del período analizado, con valores que se mantienen bajos y dentro de rangos de clases de calidad propios de sistemas con reducida contaminación orgánica para aguas de la NSCA-BB (tabla 11). La DBO₅ presenta concentraciones anuales cercanas a 1-2 mg/L, mientras que la DQO oscila principalmente entre 7-10 mg/L, sin superar límites críticos y con una marcada tendencia de decrecimiento de estas concentraciones. Asimismo, y como era esperable, el oxígeno disuelto (OD) mantiene valores relativamente estables a lo largo del período analizado ($\approx$ 8-11 mg/L), lo que refleja condiciones favorables de oxigenación.

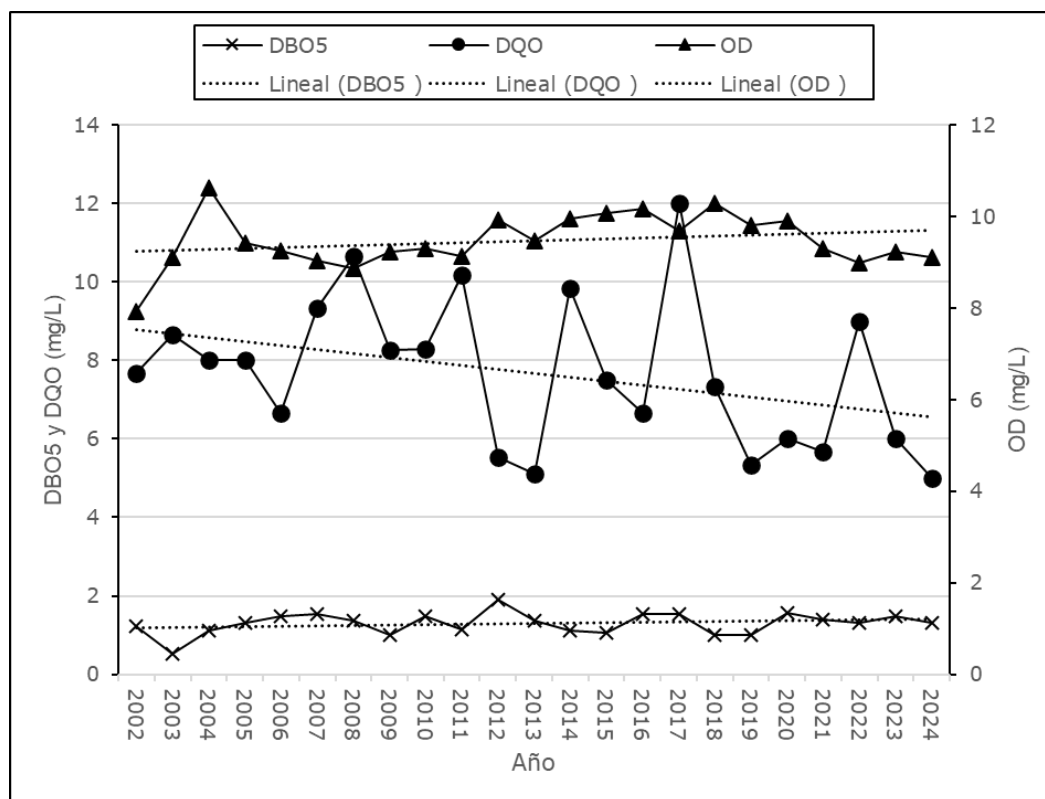


Figura 13. Variación temporal de la concentración media anual de la DBO₅, DQO y OD.

e) Industrial

Las variables asociadas a posibles aportes industriales, representadas por los Halógenos Orgánicos Adsorbibles (AOX), el Fenol, el Cloruro y el Sulfato, muestran un comportamiento relativamente estable a lo largo del período analizado (figura 14). En el caso de los AOX, los valores se mantienen cercanos a 0.01-0.02 mg/L durante casi toda la serie temporal, con un único peak destacado en 2004 (clase V), que podría corresponder a un evento puntual de aporte externo. Sin embargo, este incremento no vuelve a repetirse en los años siguientes, lo que sugiere un efecto aislado y no asociado a descargas recurrentes de actividad industrial. Todas las demás variables poseen clases de calidad aceptables o excelentes como en el caso del índice de fenol durante todo el período de años estudiado.

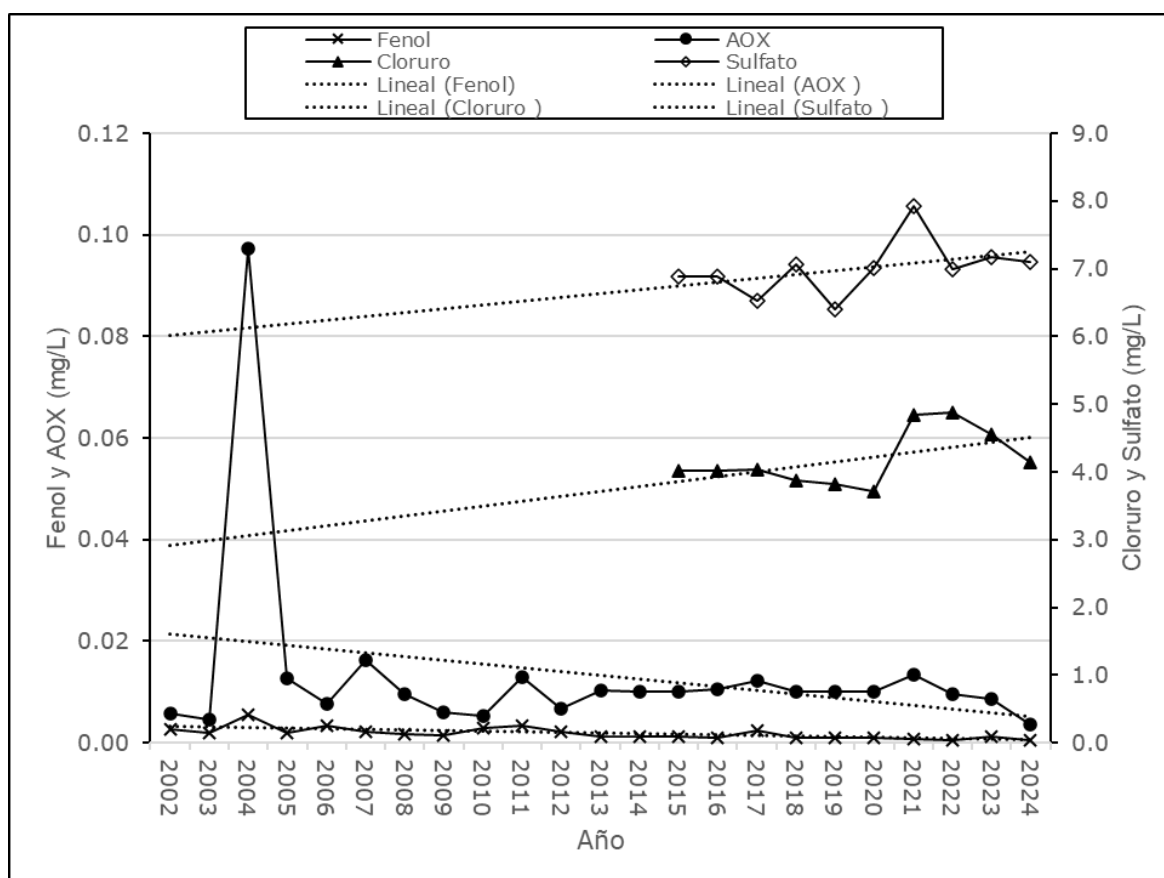


Figura 14. Variación temporal de la concentración media anual de AOX, índice de fenol (Fenol), Cloruro y Sulfato.

f) Variables in situ

Las variables medidas in situ en la estación GU10 temperatura, pH y conductividad eléctrica evidencian en conjunto un comportamiento temporal estable durante el período 2002-2024, sin variaciones abruptas que indiquen perturbaciones significativas en la columna de agua. La temperatura se mantiene dentro de rangos esperados para un sistema de clima mediterráneo, con oscilaciones moderadas entre 14 y 18 °C. El pH, por su parte, presenta las mejores condiciones de calidad ambiental, manteniéndose consistentemente en Clase I y reflejando un sistema neutro a levemente alcalino, sin señales de alteraciones químicas relevantes. En contraste, la conductividad eléctrica muestra una mayor variabilidad y se clasifica como “contaminada” (Clase III) a lo largo de toda la serie, lo que sugiere un aumento en la mineralización del agua, posiblemente asociado a procesos de escorrentía, remoción de sedimentos y actividades antrópicas.

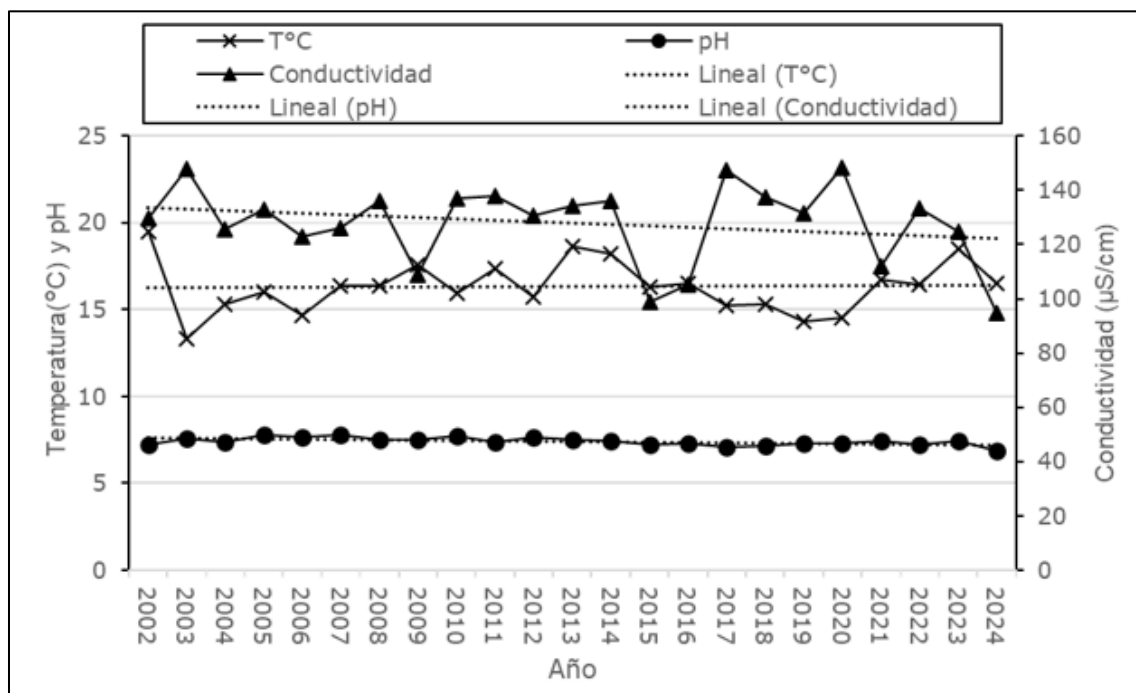


Figura 15. Variación temporal de la concentración media anual de la Temperatura, pH y Conductividad.

5.2.3 Aplicación del Índice de Calidad de Agua (ICA)

En el Anexo 2 en la tabla 2 se muestran los valores de todas las campañas de monitoreo desde el verano de 2002 hasta la primavera de 2024 en muestreos trimestrales para cada año correspondiente. Esta información, se resume en la tabla 10, en término de sus valores medios anuales y desviaciones estándar para las variables fisicoquímicas estudiadas.

Siguiendo la metodología descrita para la aplicación del ICA, se procedió a clasificar los valores obtenidos del segmento fluvial estudiado para cada año tanto de forma anual como estacional. La figura 16 muestra la evolución temporal de los resultados, donde se observa que la mayoría de los valores del ICA anual se encuentran entre el 60% y 70%, lo cual indica que la tendencia anual de la calidad del agua siempre ha sido contaminada y los valores más bajos en general son en los períodos de invierno, en especial los años 2002 y 2017, Indicando los efectos de las lluvias intensas que producen el lavado y arrastre por escorrentía superficial hacia los ríos de la cuenca. Por el contrario, se observa que en los períodos más calurosos es donde alcanza la mejor calidad, donde en el verano de 2016 alcanza su máximo obteniendo un 76%, equivalente a una clase de aceptable o buena calidad ambiental.

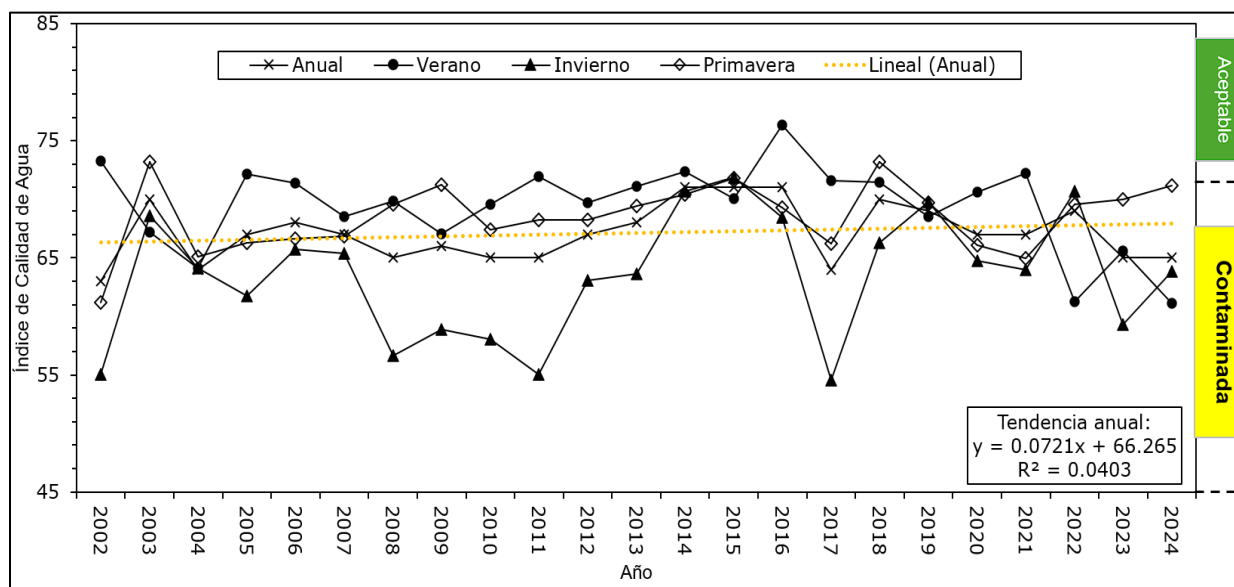


Figura 16. Variación temporal del ICA en la estación de monitoreo del río Guaqui (GU10) (Datos del Programa de Monitoreo del río Biobío).

5.3 Relacionar datos de calidad de agua disponibles que justifiquen una nueva estación de vigilancia (GU10) en la NSCA-BB.

5.3.1 Análisis de componentes principales (ACP)

Como una alternativa para validar los resultados obtenidos mediante el ICA identificando las variables que explican mejor la varianza de la calidad del agua observada en la cuenca del río Guaquí, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) con todas las variables fisicoquímicas utilizadas en la NSCA-BB, incluyendo todas las campañas trimestrales de verano, invierno y primavera desde 2002 a 2024 (N=69).

Los resultados indican que el Componente 1 (CP1) presenta un valor propio de 2.73 y explica 27.3% de la varianza, el Componente 2 (CP2) explica 12.6%, el Componente 3 (CP3) aporta 9.1%, y el componente 4 (CP4) un 8.24% alcanzando un 58.0% de varianza acumulada al considerar los cuatro primeros componentes. Este nivel de explicación es considerable con sistemas ambientales complejos como el de la estación GU10.

En el plano CP1-CP2 (figura 17), se observa que las campañas ubicadas hacia la izquierda del gráfico corresponden en su mayoría a campañas de invierno, periodos lluviosos, caracterizados por mayor arrastre superficial y aporte difuso de nutrientes y materia orgánica. En contraste, las campañas ubicadas hacia la derecha se asocian a periodos estivales, con mayor influencia de temperatura y condiciones de menor escorrentía y bajo caudal. Este patrón evidencia una clara estacionalidad hidrológica en la cuenca.

El componente principal 1 concentra cargas significativas en variables asociadas a contaminación orgánica y nutrientes tales como DBO_5 , DQO, Nitrógeno total, NO_3 , NO_2 y coliformes fecales. Simultáneamente presenta cargas contrastadas como la temperatura y el pH. Esta estructura indica que el CP1 representa un gradiente de presión antrópica de origen agroindustrial y PTAS, donde los pesos de las variables de este componente se asocian a mayores concentraciones de materia orgánica, nutrientes nitrogenados, sólidos suspendidos y coliformes fecales producto de la escorrentía difusa en las riberas de la cuenca debido a las alzas en precipitaciones invernales, así como

también por descargas de la PTAS asociada a la ciudad de Los Ángeles en menor medida.

El componente principal 2 (CP2) presenta cargas significativas en Fenol, AOX, pH, Fósforo total. Este eje parece discriminar entre un gradiente asociado a compuestos específicos de origen orgánico-industrial con presencia de nutrientes fosfatados. En términos ambientales, el CP2 podría interpretarse como un eje que diferencia eventos puntuales o descargas específicas de procesos más sistemáticos asociados a fertilización de suelos agrícolas - forestales (aserríos) en condiciones de bajo caudal y menos efecto dilusivo en la cuenca.

El componente 3 está fuertemente asociado al oxígeno disuelto (0.86) y en contraposición al aluminio total y coliformes fecales. Este comportamiento parece representar un gradiente de procesos de oxido reducción, donde concentraciones altas de oxígeno disuelto se oponen a variables típicamente asociadas a condiciones de mayor carga orgánica y procesos reductivos. En el plano CP1-CP3 (figura 18), este eje permite distinguir campañas con mayor influencia de procesos biogeoquímicos internos del sistema, particularmente asociados a dinámica de arrastre y lavado de la cuenca evidenciado por la alta covarianza entre el aluminio y coliformes fecales.

Finalmente, el componente 4 se encuentra estrechamente asociado al fósforo total, siendo esta la única variable, dentro del conjunto de 19 analizadas, que presenta una carga superior a 0.6. Este resultado es coherente con el hecho de que dicho componente explica una proporción reducida de la varianza total (cercana al 8%), lo que indica que captura un proceso más específico dentro del sistema. No obstante, resulta relevante destacar que este componente se vincula en mayor medida con el eje industrial que con el agroindustrial.

5.3.2 Análisis de Componentes Principales Post NSCA-BB

El análisis fue aplicado de manera separada al período post norma como se indica en la tabla 12. Esta división permitió comparar estructuras de covariación y comportamiento de entre las nuevas variables incorporadas a las campañas del PMBB el año 2015, las cuales faltaba monitorear en GU10 para tener las 19 totales que exige la norma.

El CP1 explica 27,3% de la varianza y el CP2 un 15,7%, acumulando 43,0%. La ligera redistribución de la varianza responde a la incorporación de las nuevas variables. Se puede observar que los componentes principales siguen manteniendo su comportamiento, aunque ahora las variables que estos contienen se encuentran más definidas y agrupadas (figura 19). En el CP1 se puede apreciar que el hierro total posee una alta covariación con el aluminio total, esto debido a procesos de lavado de suelos con alta concentración de estos metales típicos de la geología de la cuenca del río Biobío. Por otra parte, el CP2 adquiere un aumento del 3% en su varianza explicada por el Cloruro (-0,84), Ortofosfato (-0.67) y Sulfato (-0.64). Este componente está estrechamente vinculado a contaminación industrial y fosfatada que se expresa en condiciones estivales.

En síntesis, el análisis multivariado no solo confirma lo observado en el análisis univariado (como por ejemplo que las peores clases de calidad en variables de nutrientes y coliformes), sino que también evidencia que estas variables forman parte de un bloque estructural de contaminación tanto difusa como puntual de carácter agroindustrial y urbana, consistente con la cobertura de uso del suelo e industrias de la cuenca.

Tabla 12. Valores propios y porcentaje total de varianza explicada en dos casos, el primero explicado por los primeros cuatro componentes principales, correspondientes a todas las campañas de monitoreo en la estación GU10 (N=69) y el segundo explicado por los dos primeros componentes principales considerando solo las campañas posteriores a la NSCA-BB (N=30), en donde se encuentran subrayadas las 4 nuevas variables monitoreadas. Se destacan ennegrecido aquellas variables con un peso > 0.50.

Período	Campañas desde 2002 a 2024				Campañas desde 2015 a 2024, post NSCA-BB	
Ejes	CP 1	CP 2	CP 3	CP4	CP 1	CP 2
Valores propios	2.73	1.26	0.91	0.84	2.73	1.57
Porcentaje de varianza	27.3	12.6	9.1	8.4	27.3	15.7
Porcentaje acumulado	27.3	39.9	50.0	58.4	27.3	43.0
Peso de las variables						
pH	0.42	-0.68	-0.11	-0.48	0.01	-0.56
Conductividad	-0.19	-0.44	-0.30	-0.40	0.03	-0.04
OD	-0.70	0.30	0.86	0.16	-0.34	0.72
Al total	-0.83	0.25	-0.77	0.20	-0.95	-0.19
CF.	-0.81	0.11	-0.77	0.35	-0.93	0.04
DBO5	-0.85	0.01	-0.11	-0.47	-0.65	-0.28
DQO	-0.97	-0.40	0.26	0.17	-0.72	-0.26
P total	-0.24	-0.60	0.30	-0.82	0.06	-0.48
Fenol	-0.26	-0.94	-0.48	0.30	0.27	-0.11
NO ₂	-0.84	0.28	0.21	-0.40	-0.35	-0.15
NO ₃	-0.78	0.80	-0.26	-0.46	-0.45	-0.21
NH ₄	-0.31	-0.04	-0.59	-0.53	-0.01	0.19
N total	-0.94	0.47	-0.05	-0.53	-0.72	-0.26
SS.	-1.02	-0.67	0.06	0.13	-0.85	-0.22
AOX	0.16	-0.37	0.07	-0.38	-0.03	-0.63
Temperatura	1.06	-0.10	-0.39	-0.31	0.68	-0.48
Color	-0.97	-0.73	-0.20	0.16	-0.90	-0.14
<u>Cloruro</u>					0.21	-0.84
<u>Fe total</u>					-0.90	-0.04
<u>Ortofosfato</u>					0.33	-0.67
<u>Sulfato</u>					0.14	-0.64
Proporción Total	2.73	1.26	0.91	0.84	2.73	1.57

Donde: OD = Oxígeno disuelto, C.F. = Coliformes fecales, DBO5 = Demanda Biológica de Oxígeno, DQO = Demanda Química de Oxígeno, SS. = Solidos suspendidos totales y AOX = Halógenos orgánicos adsorbibles.

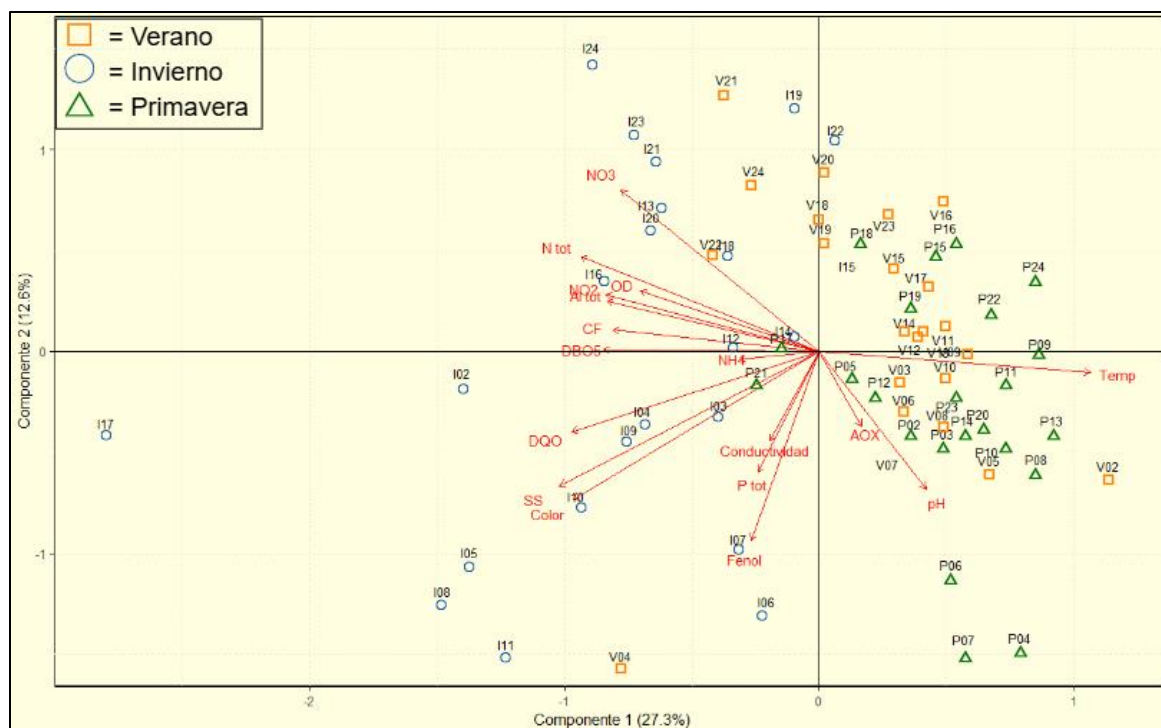


Figura 17. Análisis de componentes principales 1 y 2 del período completo de estudio, años 2002 a 2024

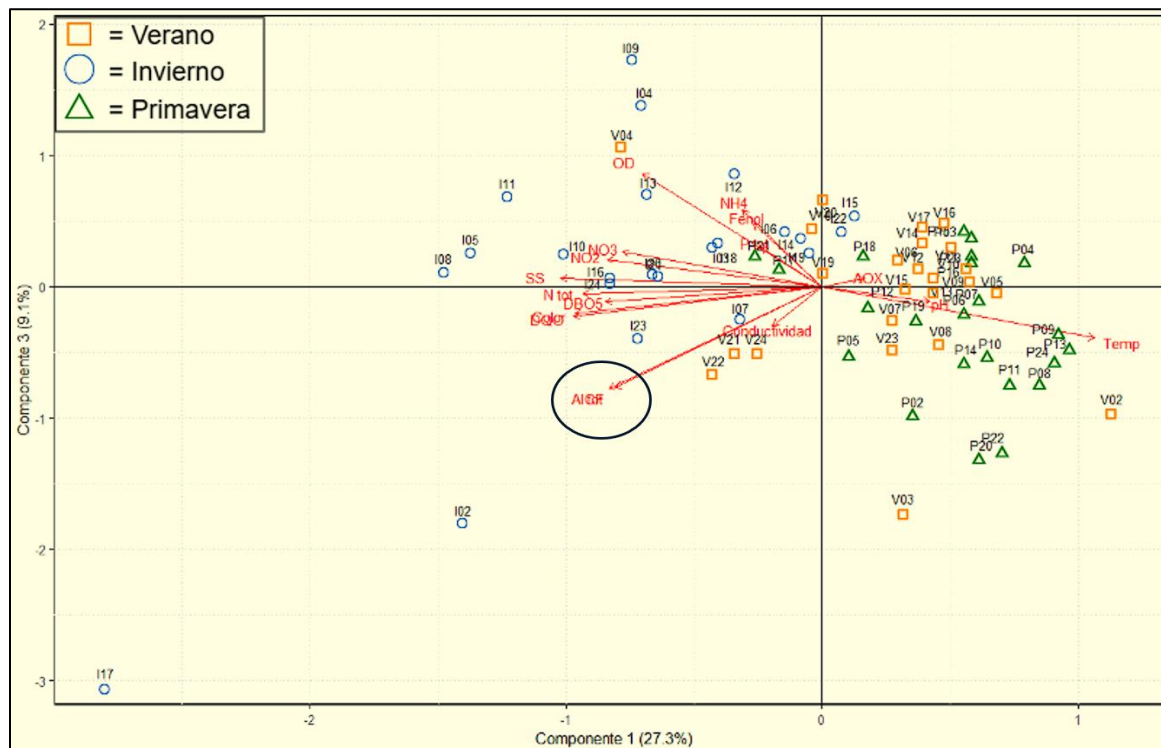


Figura 18. Análisis de componentes principales 1 y 3. Se destaca la covariación entre las variables de coliformes fecales y aluminio total.

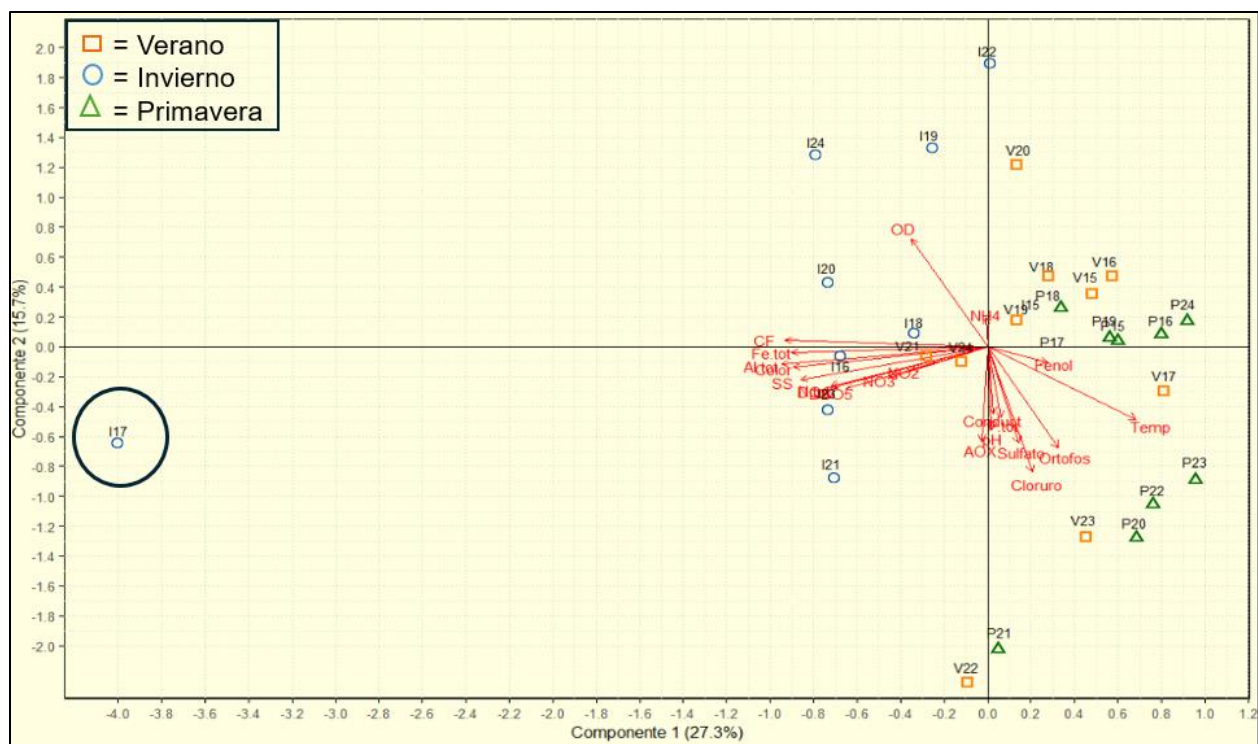


Figura 19. Análisis de componentes principales para el período post NSCA-BB, años 2015 a 2024. Se destaca la campaña atípica del invierno de 2017.

5.3.3 Relación entre el uso de suelo antrópico y la calidad del agua

Los diagramas de dispersión de la figura 20 muestran una tendencia mayoritariamente negativa entre el ICA y las variables asociadas a contaminación orgánica, de nutrientes y metales, lo que indica que el aumento en la concentración de estos parámetros se traduce en una disminución del valor del índice. Entre las correlaciones más relevantes ($p < 0,001$), se identificaron el aluminio total, DBO₅, nitrógeno total, DQO, coliformes fecales, NO₂ y sólidos suspendidos.

Dichas variables explican una proporción importante de la variabilidad del ICA y sus patrones de comportamiento en el ACP, todas ellas asociadas a carga orgánica, procesos de degradación de materia orgánica y aportes nitrogenados, típicos de actividades agroindustriales, escorrentía agrícola y efluentes de PTAS. Esto valida estadísticamente la incorporación GU10 a la NSCA-BB, ya que implica que tanto los resultados del ICA como de los ACP no son productos del azar y si tienen una alta correlación en el uso de suelo antrópico de la cuenca con su calidad del agua.

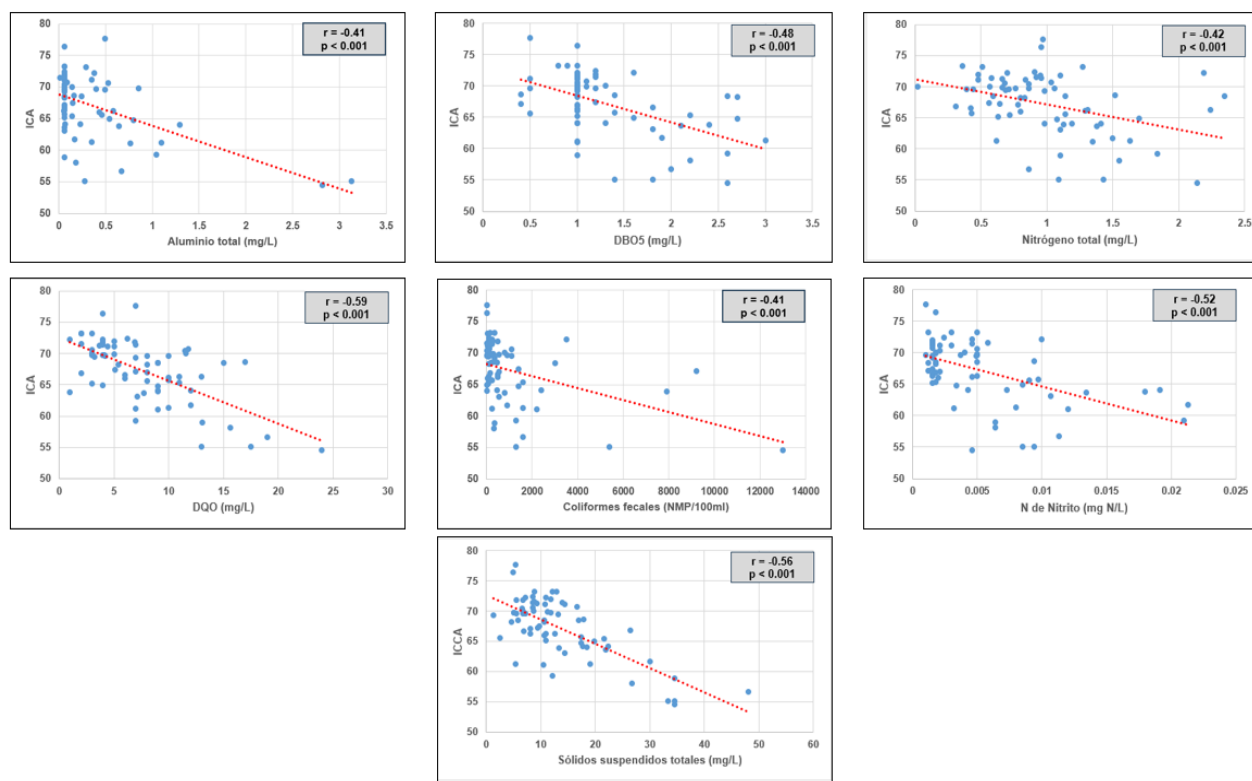


Figura 20. Correlaciones entre el ICA y parámetros fisicoquímicos con $r > 0.5$ y altísimo grado de significancia $p < 0.001$.

6. Discusión

La demanda de los recursos hídricos para consumo directo, irrigación, producción hidroeléctrica, procesos industriales y otros propósitos, se incrementa aceleradamente, ejerciendo una fuerte presión sobre la disponibilidad del recurso a nivel mundial. Muchas regiones comienzan a tener graves problemas cuando el margen entre el recurso finito y demanda es muy pequeño o prácticamente no existe (Rodda, 1997).

El concepto de cuantificar la aceptabilidad del agua para un determinado uso fue formulado en Europa hacia más de 150 años, en respuesta a las condiciones poco sanitarias resultantes de la revolución industrial, donde las investigaciones se orientaron a solventar el problema y posteriormente a regular la contaminación a través de normas de emisión (Ward, 2001). Sin embargo, el aumento continuo de la demanda y el uso de los suelos adyacentes a los ríos, indica que no basta hablar de cantidad, sino que debe considerarse el concepto de calidad que va unido al uso primario y secundario que impone la sociedad, por lo cual deben definirse criterios y herramientas de manejo del recurso para hacerlo sustentable.

El importante papel que juega el recurso del agua en el desarrollo de diversas actividades, también ha despertado un gran interés en la ciudadanía por el cuidado y mantención de este recurso. Compatibilizar los procesos de desarrollo con la protección ambiental, ha tomado mucha fuerza en Chile (Cabrera, 1994). Sin embargo, se remonta sólo al último siglo y cualquier acción pasa por definir claramente la calidad de agua requerida para los diferentes usos y las herramientas para evaluar que esto se cumpla.

La caracterización física y química de los ríos es de gran relevancia para establecer planes de gestión y normas, aunque no se realice sobre una base natural puesto que muchos sistemas están fuertemente intervenidos (Allan, 1997). Aun así, nos permite establecer los principales orígenes de las cargas de contaminantes, que llegan a los sistemas fluviales.

Los resultados obtenidos en esta investigación evidencian de manera consistente la existencia de una relación directa entre las presiones antrópicas presentes en la cuenca del río Guaqui y la calidad de sus aguas superficiales. La convergencia entre el análisis territorial del uso del suelo, la identificación de unidades fiscalizables y los resultados tanto univariados como multivariados permite afirmar que las presiones agroindustriales constituyen el principal factor estructurante del deterioro observado. Esta relación ha sido ampliamente documentada en cuencas de carácter agrícola, donde la intensificación productiva y la presencia de agroindustrias generan aportes significativos de nutrientes, materia orgánica y sólidos suspendidos hacia los cuerpos de agua (Carpenter et al., 1998; Tilman et al., 2001; Allan, 2004; Figueroa et al., 2007; Giri y Qiu, 2016). En este contexto, el río Guaqui no constituye una excepción, sino que refleja un patrón típico de sistemas fluviales insertos en matrices agrícolas dominantes de valle central.

En este mismo contexto, si bien las presiones agroindustriales se configuran como el principal factor estructurante del deterioro de la calidad del agua, es necesario considerar también el aporte de fuentes puntuales asociadas a sistemas de saneamiento, particularmente las plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS). Aunque estos sistemas tienen como objetivo reducir la carga contaminante antes de la descarga, diversos estudios han demostrado que los efluentes tratados continúan aportando nutrientes, materia orgánica, microorganismos y compuestos emergentes a los cuerpos receptores, manteniendo una presión sobre los ecosistemas acuáticos (Habit, 2005; Metcalf & Eddy, 2014; Verlicchi et al., 2012; Tran et al., 2018). En particular, se ha documentado que incluso tratamientos secundarios o terciarios no eliminan completamente nitrógeno y fósforo, contribuyendo a procesos de eutrofización en sistemas fluviales (Smith et al., 1999; Carey & Migliaccio, 2009).

En efecto, el análisis de uso del suelo evidencia que aproximadamente un 60% de la cuenca del río Guaqui corresponde a uso agrícola y cerca de un 26% a plantaciones forestales (tabla 7), configurando una matriz territorial fuertemente intervenida por actividades antrópicas. Este patrón es consistente con lo descrito en la literatura internacional, donde se establece que cuando la cobertura agrícola supera el 50% de

una cuenca, los sistemas acuáticos comienzan a manifestar incrementos significativos en las concentraciones de nutrientes, particularmente nitrogenados y fosfatados, así como en la carga orgánica y sedimentaria (Allan, 2004; Tong y Chen, 2002; Sliva y Williams, 2001). A ello se suma el incremento sostenido de los asentamientos urbanos entre 2008 y 2015 (figura 4), lo cual intensifica las presiones puntuales sobre el sistema hídrico mediante el aumento de superficies impermeables, escorrentía urbana y aportes sanitarios asociados a coliformes fecales (Paul y Meyer, 2001; Walsh et al., 2005), estos últimos se relacionan con la consolidación de las plantas de tratamiento de aguas servidas en Chile a partir de 2004, en el contexto del saneamiento sanitario nacional (EULA, 2020).

Desde el punto de vista hidrológico, el río Guaqui presenta un caudal medio cercano a $23 \text{ m}^3/\text{s}$, el cual disminuye durante el período estival hasta valores entre 5 y $8 \text{ m}^3/\text{s}$ (Arumí, 2021), reduciendo significativamente la capacidad de dilución del río. Antes de la entrada en operación de la PTAS de Los Ángeles en 2003, el río Quilque registraba elevadas concentraciones de materia orgánica y coliformes fecales, similares a las observadas en la estación GU10. Posteriormente, dichas concentraciones disminuyeron significativamente en el Quilque, especialmente en el caso de los coliformes fecales como se aprecia en la tabla 3 del anexo 2 (Habit, 2005). Actualmente, la PTAS de Los Ángeles descarga aproximadamente $19.680 \text{ m}^3/\text{día}$ ($0,23 \text{ m}^3/\text{s}$) para una población cercana a 128.933 habitantes (MOP, 2004; SISS, 2017), representando cerca de un 16% del caudal del Quilque, pero apenas un 1% del caudal medio del río Guaqui. En este contexto, si bien las descargas sanitarias urbanas constituyen una fuente puntual relevante a escala local, particularmente en el estero Quilque, el deterioro persistente observado en GU10 sugiere que la calidad del agua del río Guaqui responde principalmente a la influencia conjunta de múltiples fuentes difusas y puntuales asociadas al uso agroindustrial intensivo de la cuenca.

En cuanto al análisis del Índice de Calidad de Agua (ICA) el periodo de 23 años evidenció una tendencia que en general refleja condiciones clasificadas como contaminadas en la estación GU10 según estándares de la NSCA-BB. Este índice, construido a partir de

variables fisicoquímicas del PMBB, no solo permitió identificar una condición persistente de deterioro, sino también reconocer tendencias interanuales coherentes con la intensificación de las presiones antrópicas en la cuenca. Resultados similares han sido reportados en cuencas agrícolas ganaderas de América Latina, donde los ICA reflejan deterioros progresivos asociados al aumento de la actividad agroindustrial (Debels et al., 2005; Figueroa et al., 2007; Sutadian et al., 2016). En este contexto, la consistencia entre los resultados del ICA y la estructura territorial de la cuenca refuerza la validez de su aplicación en el sistema del río Guaqui.

El análisis multivariado mediante componentes principales permitió corroborar que los principales ejes de variación están dominados por variables asociadas a nutrientes, en particular los nitrogenados, DBO_5 , DQO, coliformes fecales y sólidos suspendidos, teniendo así un gradiente de contaminación orgánica, agroindustrial y en menor medida de efluentes de PTAS. La persistencia de esta estructura durante todo el periodo sugiere una dominancia de en el componente 1 (27.3%) (figura 17), sin embargo, al añadirse nuevas variables al monitoreo en 2015 (post norma), se observó que el componente 2 explicaba las variables de Cloruro, Sulfato y Ortofosfato (figura 19), estos son más relevantes a diferencia de los de carga orgánica en las campañas de periodos estivales, presenciando un eje Industrial.

La estacionalidad es un factor determinante en la expresión del deterioro de la calidad del agua. Los valores más bajos del ICA se registran predominantemente en invierno, periodo caracterizado por mayores precipitaciones y, en consecuencia, un aumento en el arrastre de contaminantes desde el suelo de la cuenca hacia los cursos de agua. Este comportamiento se observa claramente en los patrones de las campañas de todos los ACP realizados, sobre todo en el invierno de 2017. Esta fue una campaña crítica dentro de la serie temporal, evidenciando concentraciones elevadas de nutrientes y carga orgánica.

Dicho evento se justifica en la figura 21, donde se observa que el mes de agosto de 2017 presenta los máximos registros de precipitación de dicho año, también es importante

mencionar que el muestreo del PMBB en aquel invierno se realizó en el mismo mes (Anexo II, tabla 2) por lo que el máximo de las precipitaciones es congruente con el de caudales en la curva de variación estacional del río de la figura 22. Este patrón resulta consistente con la literatura, la cual indica que en cuencas agrícolas las lluvias intensas incrementan el transporte por escorrentía de nutrientes y materia orgánica hacia los cuerpos de agua (Carpenter et al., 1998; Kronvang et al., 2005).

Estos eventos extremos, asociados a campañas atípicas en periodos invernales, han sido ampliamente documentados como catalizadores de pulsos de contaminación difusa en sistemas fluviales (Meybeck, 2003; Howarth et al., 2011). En este sentido, la marcada disminución del ICA durante el invierno no responde a variaciones naturales aisladas, sino a la interacción entre el régimen hidrológico y el uso intensivo del territorio, consolidando la influencia de las presiones antrópicas sobre la dinámica de la calidad del agua en la cuenca del río Guaqui.

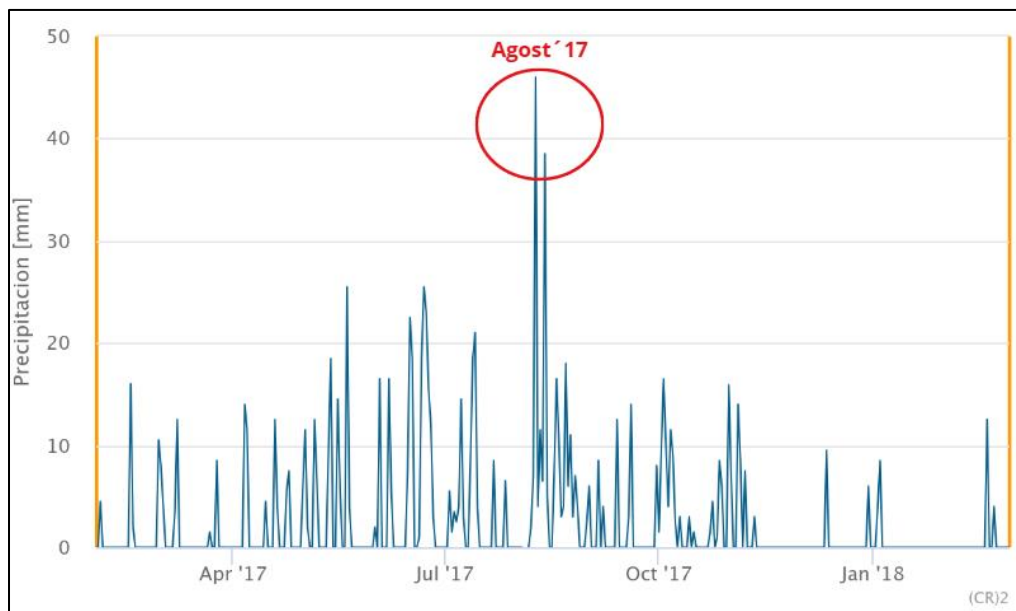


Figura 21. Precipitaciones diarias en la estación “Las Achiras” en Guaqui (DGA), años 2017 y 2018,. Extraído desde el CR2.

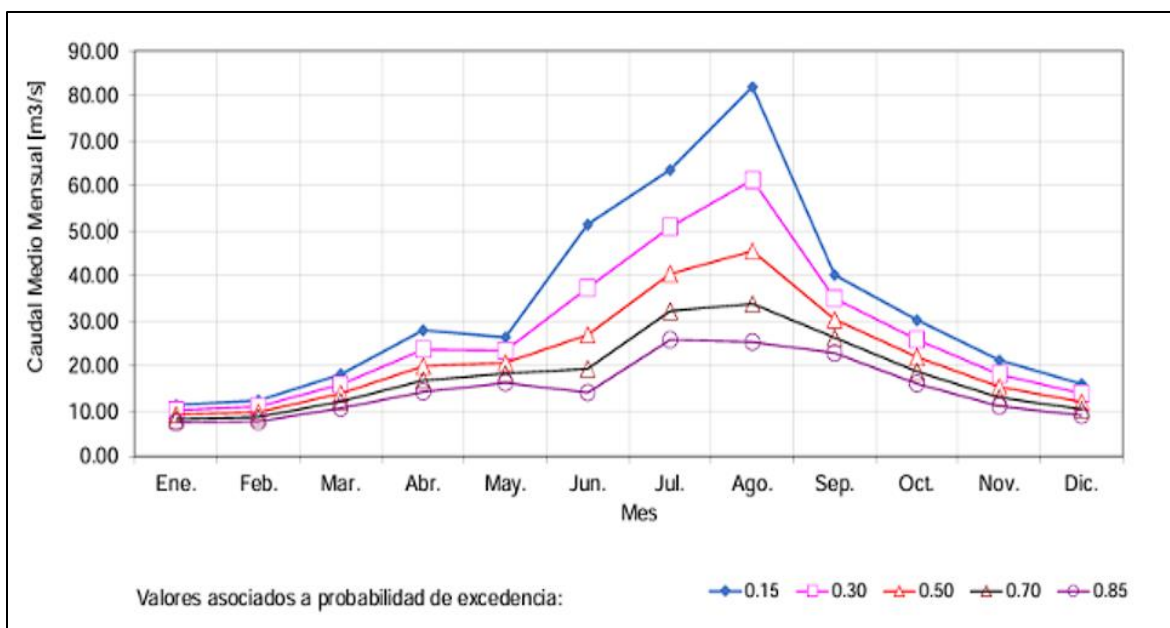


Figura 22. Caudales medios mensuales estimados para la Estación Guaqui (GU10) período de años 1985 a 2014. Extraído desde Arumí, 2021.

Finalmente, las correlaciones significativas entre el ICA y los parámetros fisicoquímicos (figura 20) refuerzan la interpretación anterior. Las mayores fuerzas de correlación y grado de significancia se observaron en variables asociadas al componente principal 1 las cuales se encuentran vinculadas a contaminación de origen agroindustrial y PTAS. La fuerte correlación estadística confirma que estas variables son determinantes en la variabilidad del índice.

La literatura indica que en cuencas agrícolas los nutrientes y carga orgánica suelen ser los principales predictores de disminución del ICA (Debels et al., 2005; Bordalo et al., 2001). Asimismo, la relación entre sólidos suspendidos y deterioro de calidad ha sido ampliamente documentada debido a su capacidad de transportar nutrientes y coliformes fecales (Walling et al., 1998; Bilotta y Brazier, 2008). En consecuencia, la evidencia estadística no solo confirma la relación entre presiones antrópicas y calidad del agua, sino que permite identificar el tipo de presión dominante.

En conjunto, los resultados integrados de esta investigación demuestran que el deterioro de la calidad del agua del río Guaqui responde a patrones de comportamiento coherentes

con su estructura territorial y productiva. La dominancia agrícola y forestal, el aumento urbano y la concentración de agroindustrias junto a las plantas de tratamiento de aguas servidas explican la configuración multivariada observada y las correlaciones detectadas con el ICA. Así, la evidencia empírica obtenida se alinea con la literatura internacional y regional sobre impactos antropogénicos sobre la calidad del agua, consolidando la necesidad de fortalecer la vigilancia ambiental y avanzar hacia una integración normativa efectiva del río Guaqui dentro del marco de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental de la cuenca del río Biobío (NSCA-BB).

6.1 Consideraciones finales

A partir de los resultados obtenidos en la presente investigación, y considerando la evidencia territorial y normativa analizada, se plantean las siguientes consideraciones orientadas a fortalecer la gestión y protección de la calidad de las aguas en la cuenca del río Guaqui.

En primer lugar, se considera prioritario realizar estudios más específicos en toda la cuenca ya que además de instaurar formalmente la estación GU10 dentro del sistema de vigilancia asociado a la NSCA-BB, también se debe de tener otro punto representativo en el tramo alto (en su rítrón) del río Guaqui. La implementación de ambas estaciones permitiría caracterizar el comportamiento más preciso del río, diferenciar aportes de origen natural y antrópico más exactos pudiendo establecer una línea de base robusta para evaluar tanto tendencias espaciales como temporales y sus eventuales procesos de deterioro. Complementando lo anterior, se sugiere apoyar a la red de monitoreo con estudios en los principales tributarios del sistema, específicamente en los ríos Quilque y Rarinco. La incorporación de estos puntos permitiría fortalecer el análisis espacial de la calidad del agua, mejorar la representatividad de las evaluaciones y generar correlaciones más robustas entre presiones antrópicas y su respuesta ambiental. Asimismo, facilitaría la identificación de fuentes puntuales y difusas de contaminación, particularmente en sectores con alta concentración de actividades agroindustriales y urbanas de forma más certera.

Finalmente, se recomienda incorporar monitoreos bióticos como complemento de los fisicoquímicos actualmente existentes, integrando indicadores basados en comunidades acuáticas como macroinvertebrados bentónicos, peces, fitoplancton, etc. observando tendencias y clases de calidad mediante su diversidad y riqueza específica. La inclusión de estos componentes permitiría avanzar hacia un enfoque ecosistémico, coherente con los objetivos de las Normas Secundarias de Calidad Ambiental, proporcionando una evaluación más integral del estado ecológico del río y de la funcionalidad de sus servicios.

Asimismo, se hace necesario profundizar en estudios eco hidráulicos que permitan comprender con mayor precisión la dinámica entre caudal, morfología y calidad del agua, junto con la implementación de medidas de restauración orientadas a mejorar las prácticas de riego, optimizar la eficiencia de los canales de extracción y fortalecer la protección de las zonas ribereñas del ríos que componen la cuenca del río Guaqui.

En conjunto, estas acciones permitirían fortalecer el sistema de vigilancia ambiental en la subcuenca del río Guaqui, mejorar la toma de decisiones basada en evidencia científica y así avanzar hacia una gestión hídrica preventiva, integrada y sostenible en el transcurso del tiempo.

7. Conclusiones

1. Los resultados demuestran que si existe una relación entre las presiones antrópicas y la calidad del agua, en particular con las presiones agroindustriales y PTAS.
2. El uso de suelo mayoritario de la cuenca es agrícola, ganadero y forestal, pero también se debe tener presente las aglomeraciones urbanas que aumentaron el doble desde el año 2008 a 2015.
3. El análisis de la calidad del agua del río Guaqui (ICA) en la estación GU10 durante los 23 años expresa que la calidad del agua siempre se ha encontrado contaminada.
4. Las variables que aportaron más a los patrones de comportamiento fueron las nitrogenadas, coliformes fecales y aluminio total.
5. La menor calidad se expresa en invierno y se asocia a los contaminantes que escurren debido a el arrastre y lavado de la cuenca (CP1), sobre todo en el año 2017.
6. Las variables identificadas demostraron una alta correlación significativa con el ICA, lo que justifica la incorporación del río Guaqui (GU10) a la NSCA-BB.

8. Recomendaciones

1. Desarrollar un estudio específico para toda la cuenca del río Guaqui y así identificar fuentes de contaminación con mayor precisión junto a sus respectivas medidas de restauración.
2. Incorporar monitoreos bióticos, de manera de complementar la evaluación fisicoquímica existente mediante el análisis de comunidades acuáticas.

8.1 Objetivos de desarrollo sostenibles asociados a la investigación.

La investigación se relaciona directamente con diversos Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) asociados a la protección de los recursos hídricos y la sostenibilidad ambiental (ONU, 2025). En primer lugar, se vincula con el ODS 6: Agua limpia y saneamiento, específicamente con la meta 6.6, orientada a proteger y restaurar los ecosistemas asociados al agua. En este contexto, el estudio permitió identificar las principales presiones antrópicas que afectan la calidad del agua en la cuenca del río Guaqui, aportando información relevante para fortalecer la gestión integrada y la conservación de los ecosistemas fluviales.

Asimismo, el estudio también se vincula con el ODS 11: Ciudades y comunidades sostenibles, especialmente con la meta 11.6, relacionada con la reducción del impacto ambiental de las ciudades. En este sentido, la ciudad de Los Ángeles representa una fuente importante de presión sobre el sistema hídrico, particularmente a través del estero Quilque. Por ello, los resultados obtenidos contribuyen a fortalecer la planificación territorial y la gestión ambiental urbana, promoviendo un desarrollo más sustentable y compatible con la protección de los recursos hídricos de la cuenca.

Finalmente, la investigación guarda relación con el ODS 12: Producción y consumo responsables, particularmente con la meta 12.4, debido a que evidenció el impacto de actividades agroindustriales y urbanas sobre la calidad del agua, especialmente mediante el aporte de nutrientes, materia orgánica, industrial y microbiológica. Estos resultados contribuyen a promover estrategias orientadas a una gestión más sostenible de residuos y contaminantes dentro de la cuenca.

9. Registro



10. Bibliografía

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

Allan, J. D. (1997). *Stream ecology: Structure and function of running waters*. Chapman & Hall.

Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257–284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>

Arumí, J. L. (2021). *Informe técnico sobre aguas superficiales y aguas subterráneas: Proyecto Los Varones, Los Ángeles*.

Barra, R. O., et al. (2021). Endocrine disruptor impacts on fish from Chile: The influence of wastewaters. *Frontiers in Endocrinology*, 12, 611281. <https://doi.org/10.3389/fendo.2021.611281>

Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. (1998). *Decreto Supremo N° 609*. <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=188507>

Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. (2001). *Decreto Supremo N° 90*. <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=187638>

Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. (2013). *Decreto Supremo N° 38*. <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1053036>

Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. (2015). *Decreto Supremo N° 9*. <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=1085421>

Bilotta, G. S., & Brazier, R. E. (2008). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research*, 42(12), 2849–2861. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.03.018>

Bordalo, A. A., Teixeira, R., & Wiebe, W. J. (2001). A water quality index applied to an international shared river basin. *Environmental Management*, 28(4), 517–529. <https://doi.org/10.1007/s002670010238>

Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A., & Tozer, R. G. (1970). A water quality index: Do we dare? *Water & Sewage Works*, 117(10), 339–343. (Sin DOI oficial)

Caicedo, O., & Palacio, J. (1998). Macroinvertebrados bénticos y contaminación orgánica. *Actualidades Biológicas*, 20, 61–73.

Cardinale, B. J., et al. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486, 59–67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>

Carey, R. O., & Migliaccio, K. W. (2009). Contribution of wastewater treatment plant effluents to nutrient dynamics in aquatic systems: A review. *Environmental Management*, 44(2), 205–217. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9309-5>

Carpenter, S. R., et al. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3), 559–568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)

Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR2). (s.f.). <https://www.cr2.cl>

CONAF. (2008-2015). *Sistema de Información Territorial*. <https://sit.conaf.cl>

Conesa, V. (1997). *Guía metodológica para la evaluación de impacto ambiental*. Mundiprensa.

- Costa, M. H., Botta, A., & Cardille, J. A. (2003). Effects of large-scale land cover changes on river discharge. *Journal of Hydrology*, 283, 206–217. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(03\)00267-1](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00267-1)
- Debels, P., et al. (2005). Evaluation of water quality in the Chillán River. *Environmental Monitoring and Assessment*, 110, 301–322. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-8064-1>
- Dirección General de Aguas (DGA). (s.f.). <https://dga.mop.gob.cl>
- Dolbeth, M., et al. (2013). Long-term changes in estuarine biodiversity. *Marine Pollution Bulletin*, 67, 87–96. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.024>
- Fierro, P., et al. (2017). Macroinvertebrates and fishes as bioindicators. In H. Tutu (Ed.), *Water Quality*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/65084>
- Figueroa, J. R. (2004). *Calidad ambiental de la cuenca del río Chillán* (Tesis doctoral). Universidad de Málaga.
- Figueroa, J. R., et al. (2007). Análisis comparativo de índices bióticos. *Revista Chilena de Historia Natural*, 80(2), 225–242. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2007000200008>
- Gafny, S., Goren, M., & Gasith, A. (2000). Habitat condition and fish structure in a Mediterranean stream. *Hydrobiologia*, 422/423, 319–330. <https://doi.org/10.1023/A:1017095422556>
- Gasith, A., & Resh, V. H. (1999). Streams in Mediterranean climate regions. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30, 51–81. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.30.1.51>
- Giri, S., & Qiu, Z. (2016). Land use and water quality review. *Journal of Environmental Management*, 173, 41–48. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.029>
- Habit, E., Parra, O., & Valdovinos, C. (2005). Ichthyo fauna of a fluvial system receptor of urban wastewater. *Gayana (Concepción)*, 69(1), 94–103. <https://doi.org/10.4067/S0717-65382005000100010>
- Habit, E., et al. (2024). Anthropogenic pressures on native Chilean fish. *Gayana*, 88(1), 76–104. <https://doi.org/10.4067/S0717-65382024000100076>
- Horton, R. K. (1965). An index number system for rating water quality. *Journal Water Pollution Control Federation*, 37, 300–305.
- Howarth, R., et al. (2011). Nitrogen fluxes and anthropogenic inputs. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10, 37–43. <https://doi.org/10.1890/100178>
- Instituto Nacional de Estadísticas (INE). (2018). *Censo 2017: Resultados definitivos – Comuna de Los Ángeles*. Gobierno de Chile. <https://www.ine.gob.cl>
- Instituto Nacional de Estadísticas (INE). (2003). *Censo 2002: Resultados oficiales – Comuna de Los Ángeles*. Gobierno de Chile. <https://www.ine.gob.cl>
- Ives, A. R., & Carpenter, S. R. (2007). Stability and diversity of ecosystems. *Science*, 317, 58–62. <https://doi.org/10.1126/science.1133258>
- Kennish, M. J. (2002). Environmental threats and future of estuaries. *Environmental Conservation*, 29(1), 78–107. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000061>
- MacDougall, A. S., et al. (2013). Diversity loss and ecosystem collapse. *Nature*, 494, 86–89. <https://doi.org/10.1038/nature11869>
- Metcalf & Eddy, Inc. (2014). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery* (5th ed.). McGraw-Hill Education.

- Meybeck, M. (2003). Global analysis of river systems. *Philosophical Transactions B*, 358, 1935–1955. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1379>
- Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas. (2004). *Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad: Cuenca del río Biobío*. Gobierno de Chile. <https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2017/12/BioBio.pdf>
- Naciones Unidas. (2015). *Agenda 2030*. <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/>
- Naeem, S., et al. (2012). Functions of biological diversity. *Science*, 336, 1401–1406. <https://doi.org/10.1126/science.1215855>
- OECD (2012), *Water Quality and Agriculture: Meeting the Policy Challenge*, OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264168060-en>.
- Organización Mundial de la Salud. (2006). *Guías para la calidad del agua potable: incluye el primer apéndice* (3.ª ed., Vol. 1). Organización Mundial de la Salud. <http://bcn.cl/1yg7c>
- Paul, M. J., & Meyer, J. L. (2001). Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32, 333–365. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040>
- Pesce, S., & Wunderlin, D. (2000). Use of water quality indices. *Water Research*, 34(11), 2915–2926. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00036-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00036-1)
- Servicio Agrícola y Ganadero (SAG). (2017). *Declaración de Existencia Animal (DEA): Criadero y lechería Los Varones*. Gobierno de Chile.
- Sliva, L., & Williams, D. D. (2001). Buffer zone vs catchment approach. *Water Research*, 35(14), 3462–3472. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00062-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00062-8)
- Smith, V. H., Tilman, G. D., & Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100(1–3), 179–196. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00091-3)
- Solan, M., et al. (2004). Extinction and ecosystem function. *Science*, 306, 1177–1180. <https://doi.org/10.1126/science.1103960>
- Superintendencia del Medio Ambiente (SMA). (2019). *Antecedentes de fiscalización ambiental asociados al plantel bovino Los Varones*. Gobierno de Chile. <https://snifa.sma.gob.cl>
- Superintendencia del Medio Ambiente (SMA). (2020). *Informe técnico de fiscalización ambiental: DFZ-2020-1024-VIII-RCA (PTAS Los Ángeles)* [Informe técnico]. <https://snifa.sma.gob.cl>
- Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS). (2017). *Resultados de evaluación de plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS)*. Gobierno de Chile. <https://www.siss.gob.cl>
- Sutadian, A. D., et al. (2016). Development of river water quality indices. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188, 58. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-5050-0>
- Tilman, D., et al. (2001). Agriculturally driven environmental change. *Science*, 292, 281–284. <https://doi.org/10.1126/science.1057544>
- Tong, S. T. Y., & Chen, W. (2002). Land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management*, 66, 377–393. <https://doi.org/10.1006/jema.2002.0593>
- Tran, N. H., Reinhard, M., & Gin, K. Y. H. (2018). Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical regions—a review. *Water Research*, 133, 182–207. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.029>

- Valenzuela-Aguayo, F., et al. (2022). Connectivity and hybridization in endemic fish. *Conservation Genetics*, 23, 23–33. <https://doi.org/10.1007/s10592-021-01400-y>
- Vasconcelos, R. P., et al. (2007). Anthropogenic pressures on estuarine fish. *Marine Pollution Bulletin*, 54, 616–625. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.12.009>
- Verlicchi, P., Al Aukidy, M., & Zambello, E. (2012). Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: Removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment—A review. *Science of the Total Environment*, 429, 123–155. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.04.028>
- Walsh, C. J., et al. (2005). The urban stream syndrome. *Journal of the North American Benthological Society*, 24, 706–723. <https://doi.org/10.1899/04-028.1>
- Walling, D. E., et al. (1998). Channel and floodplain storage. *Geomorphology*, 22, 225–242. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(97\)00086-X](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(97)00086-X)
- Ward, R. C. (2001). Development and use of water quality criteria. *Regional Environmental Change*, 1, 105–113. <https://doi.org/10.1007/s101130100028>
- Zagatto, P. A., et al. (1998). Proposal for a new water quality index. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*, 26, 2449–2451.
- Zaror, C. (1998). *Introducción a la ingeniería ambiental*. Universidad de Concepción.

11. Anexos

Anexo I: Estaciones de vigilancia NSCA-BB

Tabla 1. Estaciones de vigilancia de la NSCA-BB

Cauce	Área Vigilancia	Límites Área de Vigilancia	Coordenadas UTM N	Coordenadas UTM E	Huso
Biobío	BI-10	Desde : Naciente río Biobío Hasta : Aguas arriba río Línquén (Ralco)	5.711.543 5.769.355	310.452 298.618	19 S
	BI-20	Desde : Aguas arriba río Línquén (Ralco) Hasta : Rucalhue	5.769.355 5.822.557	298.618 243.987	19 S
	BI-30	Desde : Rucalhue Hasta : Aguas arriba confluencia río Vergara	5.822.557 5.848.551	243.987 706.514	19 S
	BI-40	Desde : Aguas arriba confluencia río Vergara Hasta : Aguas arriba confluencia río Gomero	5.848.551 5.881.166	706.514 692.791	18 S
	BI-50	Desde : Aguas arriba confluencia río Gomero Hasta : Puente Mecano	5.881.166 5.921.259	692.791 672.524	18 S
	BI-60	Desde : Puente Mecano Hasta : Desembocadura Boca Norte	5.921.259 5.925.241	672.524 663.277	18 S
Bureo	BU-10	Desde : Naciente Río Bureo Hasta : Aguas arriba confluencia río Biobío	5.795.898 5.838.106	265.051 721.500	19 S
Duqueco	DU-10	Desde : Naciente Río Duqueco Hasta : Río Duqueco 12 km aguas arriba confluencia río Biobío	5.848.968 5.841.594	282.470 737.483	19 S
Laja	LA-10	Desde : Naciente río Laja Hasta : Bajo descarga central Antuco	5.861.863 5.866.808	288.085 262.499	19 S
Laja	LA-20	Desde : Bajo descarga central Antuco Hasta : Aguas arriba confluencia río Caliboro	5.866.808 5.875.026	262.499 721.479	18 S
Laja	LA-30	Desde : Aguas arriba confluencia río Caliboro Hasta : Puente Laja (Aguas arriba confluencia río Biobío)	5.875.026 5.872.804	721.479 701.995	18 S
Malleco	MA-10	Desde : Naciente Río Malleco Hasta : Angol	5.765.971 5.816.045	258.634 702.790	19 S
Renaico	RE-10	Desde : Naciente río Renaico Hasta : Aguas arriba confluencia río Vergara	5.770.174 5.820.800	263.010 707.391	19 S
Vergara	VE-10	Desde : Naciente río Rehue Hasta : Aguas arriba confluencia río Biobío	5.778.334 5.847.741	707.245 706.470	18 S

Fuente: Biblioteca del Congreso Nacional (BCN), 2015

Anexo II: Parámetros fisicoquímicos de calidad de agua

Obtención y análisis de las muestras de agua

1.1 Muestreo y transporte

Las metodologías propuestas para la toma de muestras, transporte y el análisis de estas, están de acuerdo con los propuestos por las normativas chilenas. Los procedimientos están contenidos en la Norma NCh411/6. Of 96 correspondiente a la “Guía para el muestreo de ríos y cursos de agua” (INN-Chile, 1999d). Con respecto a las técnicas de muestreos puntuales en ríos y la selección de los tipos de recipientes para las muestras de agua, se considera la norma NCh411/2. Of 96 correspondiente a la “Guía sobre técnicas de muestreo”. Para la preparación de recipientes, identificación, llenado, preservación y transporte de las muestras, se siguen las técnicas señaladas en la norma NCh411/3. Of 96 correspondiente a la “Guía sobre preservación y manejo de las muestras”.

Los métodos de análisis, límites de detección y si se encuentran acreditados por bajo las normas del Instituto Nacional de Normalización (INN), resumido en la tabla 1 del presente anexo. Las tres submuestras fueron integradas in situ, excepto para las variables Oxígeno Disuelto, temperatura, conductividad y Coliformes Fecales, las cuales se informa valor promedio.

1.2 Métodos analíticos

Los métodos de análisis, límites de detección y si se encuentran acreditados por bajo las normas del Instituto Nacional de Normalización (INN), resumido en la tabla 1. Tanto el equipo de terreno como el laboratorio de Química Ambiental Centro EULA-Chile, donde se realizaron los análisis se encuentran acreditados por ISO 17025. Los análisis de AOX fueron realizados en el Laboratorio de Recursos Renovables de la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad de Concepción.

1.3 Medición de parámetros in situ

Las variables in situ fueron medidas directamente en la columna de agua. En la tabla 2 se presenta la tabla con mayor detalle de dichas mediciones para todas las campañas.

Tabla 1. parámetro fisicoquímico, método de análisis, estado y límite de detección.

PARÁMETRO	MATRIZ	METODOLOGÍA	ACREDITACIÓN	ETFA	LD
Aluminio total	Aguas superficiales	Standard Methods for the examination of water and waste water 23thEdition 3120 B	LE 239	SI	0,005 mg/L
AOX	Aguas superficiales	ISO 9562:2004. . Water quality - Determination of adsorbable organically bound halogens (AOX). .2004. ISO. Derivado LRR	Si	Si	0,010 mg/l
Cloruro	Aguas superficiales	Standard Methods for the examination of water and waste water 23thEdition 4110 B	LE 239	SI	0,08 mg/L
Coliformes fecales	Aguas superficiales	9221. E. Thermotolerant (Fecal) Coliform Procedure. Multiple-Tube Fermentation Technique for Members of the Coliform Group. 23° Edición Online.2017. SM - APHA/AWWA/WEF. Derivado Cesmec (CCP)	Si	Si	1,8 NMP
Color verdadero	Aguas superficiales	LEE-MET-504-VAL-13 ver 01 Basado en: Standard Methods for the examination of water and waste water 23th Edition 2120 C	LE 239	SI	5 Pt-Co
Conductividad en terreno	Aguas superficiales	Standard Methods for the examination of water and waste water 23thEdition 2510 B	LE 239	SI	0,1 µS/cm
DBO5	Aguas superficiales	Standard Methods for the examination of water and waste water 23thEdition 5210 B	LE 239	SI	1 mg/L
DQO	Aguas superficiales	Standard Methods for the examination of water and waste water 23thEdition 5220 D	LE 239	SI	2 mg/L
O-Fosfato	Aguas superficiales	LEE-MET-504-VAL-14 ver 02 Basado en: Standard Methods for the examination of water and waste water 23th Edition 4500 - P E	LE 239	SI	0,012 mg/L
Fosforo total	Aguas superficiales	Standard Methods for the examination of water and waste water 23thEdition 4500 P-B (Digestión) 4500-P-E (Cuantificación)	LE 239	SI	0,01 mg/L
Hierro	Aguas superficiales	Standard Methods for the examination of water and waste water 23thEdition 3120 B	LE 239	SI	0,001 mg/L
Índice de fenol	Aguas superficiales	Standard Methods for the examination of water and waste water 23thEdition 5530 C	LE 239	SI	0,001 mg/L
Nitrato	Aguas superficiales	Standard Methods for the examination of water and waste water 23thEdition 4110 B	LE 239	SI	0,005 mg/L
Nitrito	Aguas superficiales	Standard Methods for the examination of water and waste water 23thEdition 4500-NO2-B	LE 239	SI	0,005 mg/L
Nitrógeno amoniacal	Aguas superficiales	Standard Methods for the examination of water and waste water 23thEdition 4500 – NH3 F	LE 239	SI	0,02 mg/L
Nitrógeno total	Aguas superficiales	4500-N. C. Persulfate Method. Nitrogen . 23° Edición.2017. SM - APHA/AWWA/WEF.	LE 239	SI	0,01 mg/L
Oxígeno disuelto en terreno	Aguas superficiales	Standard Methods for the examination of water and waste water 23thEdition 4500-O G	LE 239	SI	0,2 mg/L
pH en terreno	Aguas superficiales	Standard Methods for the examination of water and waste water 23thEdition 4500-H B	LE 239	SI	-
Sólidos suspendidos	Aguas superficiales	Standard Methods for the examination of water and waste water 23thEdition 2540 D	LE 239	SI	1 mg/L
Sulfato	Aguas superficiales	Standard Methods for the examination of water and waste water 23thEdition 4110 B	LE 239	SI	0,080 mg/L
Temperatura en terreno	Aguas superficiales	Standard Methods for the examination of water and waste water 23thEdition 2550 B	LE 239	SI	0,1 °C

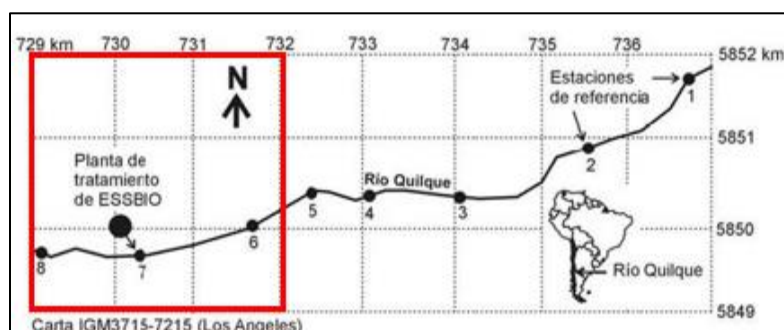
Fuente: Programa de Monitoreo del río Biobío (PMBB), 2024.

Tabla 2. Mediciones de los parámetros fisicoquímicos del PMBB en la estación GU10

Fecha	pH	Conductividad (uS/cm)	OD (mg/L)	Al tot (mg/L)	CF (NMP/100 ml)	DBO5 (mg/L)	DQO (mg/L)	P tot (mg/L)	Fenol (mg/L)	N de Nitrógeno (mg N/L)	N de Nitrato (mg N/L)	N de Amonio (N mg/L)	N tot (mg/L)	SS (mg/L)	AOX (mg/L)	Temp (°C)	Color (Pt/Co)	Cloruro (mg/L)	Fe tot (mg/L)	P Ortofosfato (mg P/L)	Sulfato (mg/L)
mar-02	7.4	128.6	7.4	0.06	170	0.9	3	0.12	0.002	0.0012	0.093	0.0078	0.36	12.2	0.005	28.4	10.4				
ago-02	7.1	135	9.5	3.13	5400	1.8	13	0.11	0.003	0.0085	0.5984	0.0078	1.09	33.4	0.006	10.5	20.5				
dic-02	7.1	126	6.9	1.1	230	1	7	0.14	0.003	0.0032	0.4019	0.0156	0.62	19	0.006	19.5	6				
mar-03	7.5	164	7.3	0.06	9200	0.4	7	0.11	0.001	0.0012	0.4877	0.0163	0.64	9.5	0.006	15	6				
ago-03	7.5	150	9.8	0.16	330	0.4	17	0.17	0.002	0.0094	0.551	0.0039	1.52	17.8	0.002	10	10				
dic-03	7.7	128.9	10.2	0.06	350	0.8	2	0.15	0.002	0.003	0.2484	0.0156	0.51	12.9	0.006	15	13				
mar-04	7.4	131	11.9	0.07	2400	1	12	0.18	0.008	0.0073	0.5465	0.0156	0.98	17.7	0.006	14	45				
ago-04	7	129.3	10.9	0.23	460	1.3	9	0.13	0.006	0.0043	1.041	0.0467	1.19	22.4	0.006	11	17.8				
dic-04	7.8	116.7	9.1	0.06	80	1	3	0.17	0.003	0.0015	0.3365	0.0156	0.63	11	0.28	21	17				
mar-05	7.8	92.8	8.9	0.06	240	1	1	0.09	0.003	0.0046	0.0034	0.0156	0.7	11	0.006	18	19				
ago-05	7.9	187	10.6	0.17	900	1.9	12	0.18	0.002	0.0213	0.7113	0.0156	1.5	30	0.007	9	49				
dic-05	7.6	118.9	8.8	0.06	110	1	11	0.14	0.001	0.0015	0.49	0.0156	2.24	8.1	0.025	21	24				
mar-06	7.4	125.3	9.4	0.06	140	1.2	4	0.15	0.002	0.0015	0.4132	0.0156	0.58	8.5	0.005	13	18				
ago-06	7.6	124.6	9.5	0.06	240	1.4	10	0.19	0.004	0.0097	0.2732	0.0156	0.43	17.4	0.01	13	34				
dic-06	8	118.6	8.9	0.06	500	1.8	6	0.12	0.004	0.0015	0.1061	0.0156	0.42	6.9	0.008	18	21				
mar-07	7.5	85.3	8.6	0.06	220	1.4	15	0.11	0.003	0.0018	0.3997	0.0156	0.59	10.7	0.003	19.4	20				
ago-07	7.5	162.1	9.9	0.14	1600	2.2	11	0.19	0.001	0.0018	0.14	0.0156	0.72	21.6	0.024	11	24				
dic-07	8.3	131.1	8.6	0.06	170	1	2	0.16	0.003	0.0018	0.2642	0.0156	0.31	26.4	0.022	18.7	20				
mar-08	7.5	158	8.7	0.06	300	1.1	5	0.12	0.001	0.0018	0.3681	0.0156	0.66	11.3	0.01	16.8	16				
ago-08	7.1	107	9.8	0.67	1600	2	19	0.22	0.003	0.0113	0.7203	0.0156	0.86	48.1	0.013	10.2	41				
dic-08	8	143.8	8.1	0.06	130	1	8	0.12	0.001	0.0015	0.3432	0.0156	0.39	7.2	0.006	22.2	10				
mar-09	7.5	101.8	9	0.06	540	1	8	0.1	0.002	0.0021	0.4132	0.0233	0.78	8.1	0.007	18.2	7				
ago-09	7.6	132.4	10.4	0.06	350	1	13.1	0.05	0.002	0.0064	0.7181	0.1556	1.1	34.5	0.008	11.7	18				
dic-09	7.6	92.8	8.3	0.06	110	1	3.7	0.11	0.001	0.0021	0.3432	0.0156	0.66	9.3	0.003	22.8	8				
mar-10	7.8	126.9	9.7	0.06	1100	1	4.2	0.1	0.002	0.0049	0.4155	0.0156	0.44	5.5	0.002	14.2	8				
ago-10	7.4	156.1	9.7	0.18	315	2.2	15.6	0.21	0.003	0.0064	0.9281	0.0156	1.55	26.8	0.012	12.3	27				
dic-10	7.9	128.1	8.5	0.15	1400	1.2	5.1	0.12	0.003	0.0015	0.4719	0.0078	0.56	9.7	0.002	21.3	8				
mar-11	7.2	117.4	9.7	0.06	270	1	5	0.1	0.002	0.0015	0.4426	0.0156	0.48	11.9	0.006	17.2	8				
ago-11	7.2	143.3	9.2	0.28	1300	1.4	17.5	0.2	0.007	0.0094	0.8942	0.0389	1.43	34.6	0.013	11.5	34				
dic-11	7.7	152.5	8.5	0.06	110	1	8	0.12	0.001	0.0018	0.5984	0.0031	0.83	4.6	0.02	23.4	7				
mar-12	7.6	119.4	9.8	0.06	920	1.2	4.1	0.11	0.002	0.0037	0.499	0.0156	0.76	11.8	0.004	16.4	8				
ago-12	7.6	133.1	10.5	0.06	540	1.8	7.1	0.13	0.002	0.0107	0.7361	0.0311	1.1	14.4	0.012	12.2	14				
dic-12	7.8	138.9	9.5	0.06	130	2.7	5.4	0.11	0.002	0.0018	0.6074	0.0156	0.8	10.6	0.004	18.7	8				
mar-13	7.7	132.7	9.2	0.06	90	1	4.4	0.1	0.001	0.0015	0.5397	0.0156	0.84	14.4	0.004	16.5	8				
ago-13	7.1	151.1	11	0.06	790	2.1	7.7	0.13	0.001	0.0134	1.2374	0.0311	1.38	22	0.01	16.8	9				
dic-13	7.7	119.1	8.2	0.06	78	1	3.2	0.1	0.001	0.0015	0.0768	0.0233	0.69	13.2	0.02	22.7	7				
mar-14	7.5	115.6	10.3	0.06	110	1.2	6.2	0.19	0.001	0.0024	0.6368	0.0156	0.91	8.5	0.01	18.6	8				
ago-14	7.3	136.2	10.6	0.09	130	1.1	11.8	0.12	0.001	0.0015	0.8287	0.0156	1.03	16.6	0.01	15.4	17				
dic-14	7.6	156.4	9	0.06	22	1	11.5	0.11	0.001	0.0021	0.1761	0.0156	0.86	6.6	0.01	20.6	9				
mar-15	6.6	95.4	9.3	0.06	790	1	11.6	0.13	0.001	0.0018	0.5216	0.0156	0.57	6.8	0.01	17.4	10	4.01	0.57	0.034	6.89
ago-15	7.7	109.6	11.1	0.06	490	1.2	6.9	0.13	0.001	0.0015	0.7924	0.0156	1.1	6.7	0.01	13.2	9	4.03	0.58	0.040	6.9
dic-15	7.4	91.6	9.8	0.06	79	1	4	0.14	0.0014	0.0015	0.8452	0.0156	0.95	5.5	0.01	18.4	8	4.01	0.57	0.034	6.89
mar-16	7.5	76.8	11	0.06	27	1	4	0.07	0.001	0.0018	0.5948	0.0156	0.96	4.9	0.01	18.2	10	4.02	0.57	0.034	6.89
ago-16	7.4	142.7	10.8	0.06	3000	2.6	9	0.11	0.001	0.0012	0.8003	0.0233	2.35	16.9	0.012	9.9	22	4.04	0.0005	0.039	6.9
dic-16	7.1	95.6	8.7	0.06	350	1	7	0.12	0.001	0.0015	0.8152	0.0389	0.98	1.4	0.01	21.5	11	4.01	0.001	0.034	6.88
mar-17	7.2	105.6	9.4	0.06	27	1	2	0.11	0.0031	0.0058	0.8165	0.0156	0.92	8.9	0.015	18.4	7	4.01	0.003	0.0379	6.7
ago-17	7.2	141.7	10.2	2.82	13000	2.6	24	0.08	0.001	0.0046	0.9712	0.0156	2.14	34.6	0.012	9.6	75	4.29	3.24	0.0126	6.54
dic-17	6.8	194.3	9.5	0.05	490	1	10	0.13	0.0034	0.0046	0.9895	0.0156	1.29	12.6	0.01	17.7	9	3.8	0.34	0.0442	6.16
mar-18	6.7	131.6	10.4	0.01	230	1	7	0.11	0.001	0.0046	0.8687	0.0156	0.96	14	0.01	15.3	8	3.96	0.22	0.0253	7.4
ago-18	7.3	131.6	10.1	0.58	490	1	13	0.14	0.0011	0.005	1.034	0.016	1.31	10.9	0.01	11.3	9	3.78	0.85	0.03	7.28
dic-18	7.5	148.6	10.4	0.29	40	1	2	0.13	0.001	0.005	1.068	0.016	1.27	8.9	0.01	19.3	11	3.89	0.28	0.0126	6.53
mar-19	7.5	133.4	9.9	0.24	460	1	9	0.1	0.001	0.005	1.068	0.0156	1.14	5.9	0.01	14.4	10	3.7	0.35	0.03	6.88
ago-19	7	88.9	10.2	0.85	540	1	4	0.03	0.001	0.005	0.9935	0.0156	1.06	5.1	0.01	10.5	14	3.56	1.06	0.0126	5.9
dic-19	7.4	172.2	9.3	0.4	34	1	3	0.13	0.0011	0.005	0.7858	0.0156	0.86	5.1	0.01	18	10	4.2	0.25	0.0161	6.42
may-20	6.8	117.3	11.6	0.53	1100	1	3	0.06	0.001	0.005	0.5898	0.0156	0.68	8.6	0.01	11.8	9	3.32	0.58	0.0278	7.36
ago-20	7.2	116.8	10.7	0.8	1400	2.7	9	0.12	0.0011	0.0034	1.0459	0.0156	1.08	17.4	0.01	10.6	9	3.33	0.78	0.0313	6.77
dic-20	8	211.3	7.4	0.43	49	1	6	0.04	0.001	0.002	0.702	0.0156	0.8	10.6	0.01	21.1	9	4.49	0.5	0.0701	6.89
mar-21	7.5	128.8	9.5	0.38	3500	1.6	4	0.01	0.001	0.01	1.26	0.0156	2.19	7.2	0.01	16.8	10	4.69	0.36	0.0038	7.68
ago-21	7.5	88.9	9.5	1.29	14	1	9	0.12	0.001	0.0191	1.249	0.0124	1.41	18.5	0.01	11.8	7	4.5	1.37	0.0578	8.08
dic-21	7.41	119	8.9	0.54	15	1.6	4	0.47	0.0005	0.0085	1.147	0.008	1.7	19.9	0.02	21.5	9	5.32	0.61	0.058	8
mar-22	7.41	140	8.2	0.35	1600	3	10	0.16	0.0005	0.008	1.031	0.016	1.63	5.4	0.02	15.4	12	5.08	0.57	0.086	7.88
ago-22	6.96	97.6	11	0.492	14	0.5	7	0.09	0.0005	0.001	0.927	0.008	0.97	5.4	0.004	10.9	10	3.32	0.965	0.006	5.81
dic-22	7.33	162	7.8	0.497	33	0.5	10	0.03	0.0005	0.001	0.702	0.008	0.71	6.8	0.005	23	10	6.23	0.573	0.023	7.27
mar-23	7.32	132.2	8.5	0.458	110	0.5	8	0.11	0.0005	0.009	0.809	0.008	1.14	2.5	0.005	16.7	12	5.25	0.722	0.07	8.44
sept-23	7.55	94.																			

Tabla 3. Estaciones y parámetros fisicoquímicos de calidad de agua del río Quilque con y sin operación de la PTAS Los Ángeles.

Parámetro	Unidad	Método	Muestreo	E6	E7	E8
(a) Caudal (Q)	m³/s	Correntometría	2002	-	-	2,54
			2003	-	-	1,4
(b) Calidad del agua						
Temperatura	°C	Termometría	2002	10	10,3	10
			2003	12	13	14
Conductividad	µS/cm	Electrometría	2002	256	280	282
			2003	139	149,4	251
pH	-	Electrometría	2002	6,7	6,7	7,7
			2003	7,7	7,7	7,7
Oxígeno Disuelto	mg/L	Iodométrico	2002	6,8	6,1	5,5
			2003	8	6,9	7,7
DBO5	mg/L	Winkler	2002	21,3	29,7	24,9
			2003	7,5	12,6	16,4
DQO	mg/L	EAM	2002	63	59	77
			2003	37	37	31
Sólidos Susp. Totales	mg/L	Gravimetría	2002	114,4	118	130,4
			2003	26,8	44,7	12,9
Fósforo Total	mg/L	EAM	2002	0,79	0,92	0,81
			2003	0,96	0,4	1,55
Nitrógeno Kjeldahl	mg/L	EAM	2002	8,2	9,5	9,4
			2003	<5,0	<5,0	<5,0
Coliformes Fecales	NMP/100 ml Tubos múltiples		2002	1,7×10 ⁵	1,6×10 ⁶	2,8×10 ⁵
			2003	1,3×10 ⁴	1,6×10 ⁵	<2



Fuente: Habit, 2005.

Tabla 4. Test de normalidad de Shapiro-Wilk para cada variable fisicoquímica.

Variable	n	Media	DE	Asimetria	Curtosis	p_Shapiro	Decision	Correlación
pH	69	7.42	0.34	-0.2	3.03	3.11×10^{-1}	Normal	Pearson
Conduct	69	127.78	27.17	0.4	3.6	1.88×10^{-1}	Normal	Pearson
OD	69	9.47	1.06	-0.15	2.74	9.37×10^{-1}	Normal	Pearson
Al tot.	69	0.32	0.54	3.58	17.41	1.90×10^{-14}	No normal	Spearman
C.F.	69	1051.83	2184.7	3.76	17.97	3.52×10^{-14}	No normal	Spearman
DBO5	69	1.29	0.6	1.17	3.63	1.03×10^{-7}	No normal	Spearman
DQO	69	7.68	4.61	1.04	4.24	8.30×10^{-4}	No normal	Spearman
P tot.	69	0.13	0.06	2.81	18.29	4.13×10^{-9}	No normal	Spearman
Fenol	69	0	0	2.14	8.4	1.04×10^{-9}	No normal	Spearman
NO2	69	0.01	0	1.76	5.78	4.67×10^{-9}	No normal	Spearman
NO3	69	0.66	0.32	-0.09	2.2	2.07×10^{-15}	Normal	Pearson
NH4	69	0.02	0.02	5.96	43.58	3.31×10^{-1}	No normal	Spearman
N tot.	69	0.99	0.48	0.89	3.74	3.24×10^{-3}	No normal	Spearman
SS.	69	13.51	8.95	1.6	5.64	6.36×10^{-7}	No normal	Spearman
AOX	69	0.01	0.03	7.82	63.73	1.64×10^{-17}	No normal	Spearman
Temperatura	69	16.32	4.38	0.14	2.34	3.75×10^{-2}	No normal	Spearman
Color	69	14.91	11.68	2.87	12.88	1.97×10^{-11}	No normal	Spearman
Cloruro	30	4.19	0.64	1.25	4.76	4.91×10^{-3}	No normal	Spearman
Fe tot.	30	0.65	0.59	2.91	13.75	2.01×10^{-6}	No normal	Spearman
Ortofosfato	30	0.04	0.02	0.6	2.8	1.84×10^{-1}	Normal	Pearson
Sulfato	30	6.99	0.67	0.36	2.6	2.42×10^{-1}	Normal	Pearson

Donde, n: Número de campañas, DE: Desviación estándar, OD: Oxígeno disuelto, C.F.: Coliformes fecales, DBO5: Demanda Biológica de Oxígeno, DQO: Demanda Química de Oxígeno, SS.: Solidos suspendidos totales, AOX: Halógenos orgánicos adsorbibles.

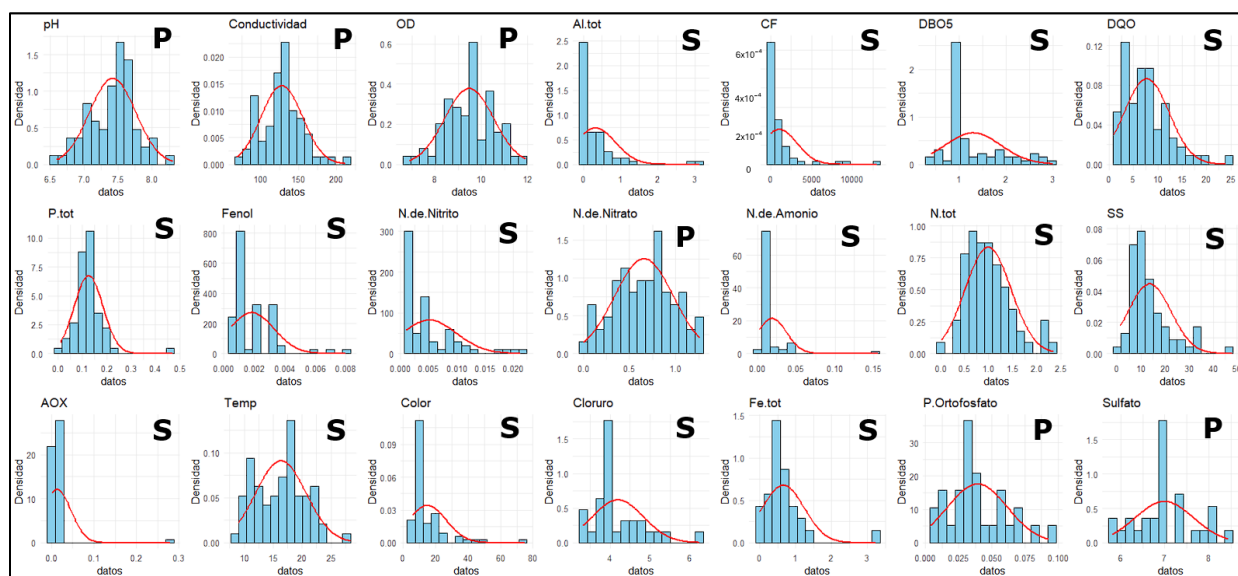


Figura 1. Histogramas de normalidad realizados mediante test de Shapiro-Wilk, la “P” (Pearson) indica que la distribución de la variable es Normal y la “S” (Spearman) que no lo es.