



Universidad de Concepción

SERIE COMUNICACIONAL CRHIAM:
CALIDAD AMBIENTAL
DE FUENTES DE AGUA POTABLE
de empresas de servicios sanitarios en Chile
Periodo 2014 -2020



CRHIAM

CENTRO DE RECURSOS HÍDRICOS PARA LA AGRICULTURA Y LA MINERÍA

ANID/FONDAP/15130015



Universidad de Concepción



CRHIAM
CENTRO DE RECURSOS HÍDRICOS PARA LA AGRICULTURA Y LA MINERÍA
ANID/FONDAP/15130015

CRÉDITOS

Autores:

Felipe Barriga, Gloria Gómez, Ricardo Barra, Roberto Urrutia, José Luis Arumi y Gladys Vidal.
Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y Minería - CRHIAM;
Centro Fondap de la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo de Chile.

Colaboradora del Estudio:

Verónica Droppelmann, Departamento Ecosistemas Acuáticos,
División de Recursos Naturales y Biodiversidad del Ministerio del Medio Ambiente
(MMA - Santiago).

Revisión final del estudio:

Unidad Técnica - División de Fiscalización de la Superintendencia de Servicios Sanitarios
(SISS - Santiago).

Agradecimientos:

La ejecución de este trabajo fue posible gracias al Proyecto ANID/FONDAP/15130015.

Concepción, Marzo 2022.

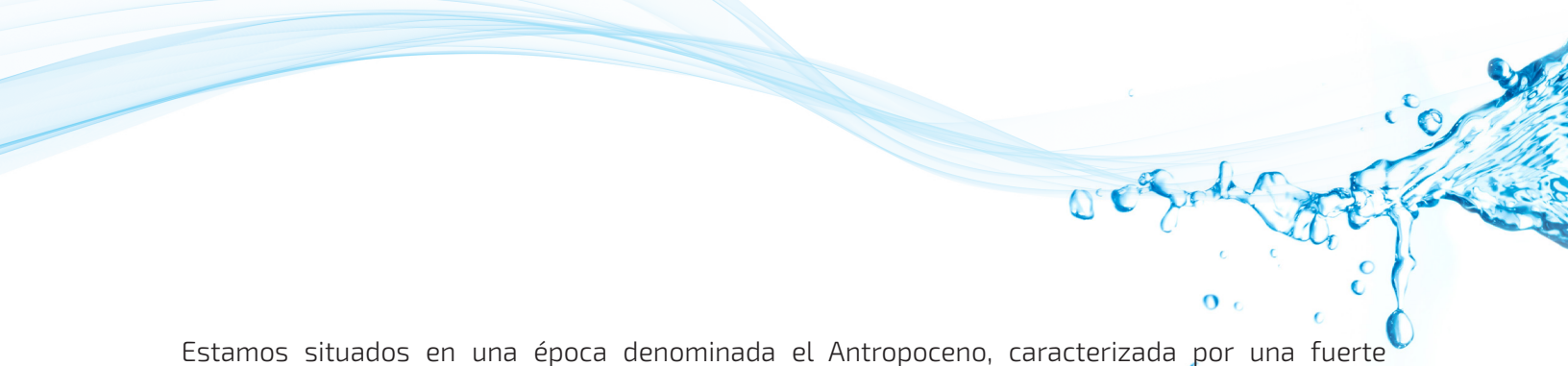
Versión impresa ISSN 0718-6460

Versión en línea ISSN 0719-3009

SERIE COMUNICACIONAL CRHIAM:
CALIDAD AMBIENTAL
DE FUENTES DE AGUA POTABLE
de empresas de servicios sanitarios en Chile
Periodo 2014 -2020



PRESENTACIÓN DEL ESTUDIO



Estamos situados en una época denominada el Antropoceno, caracterizada por una fuerte intervención del ser humano en los diferentes ecosistemas. Los impactos de las actividades antrópicas son los principales conductores de los cambios ambientales, como el cambio climático y la pérdida de la biodiversidad. El agua, como elemento fundamental para nuestra subsistencia, reviste una especial preocupación por sus alteraciones en cantidad y calidad. Es fácil observar cambios físicos producto de las alteraciones de los equilibrios en los ecosistemas, por ejemplo, la disminución de la cantidad de agua en una fuente, sin embargo, cambios en la calidad del agua no son tan evidentes hasta que se constatan sus impactos asociados. Aquí radica la importancia del monitoreo actualizado de la calidad ambiental de las fuentes de agua, como insumo para la toma de decisiones que nos permitan identificar situaciones de riesgo por contaminantes y anticiparnos a efectos adversos.

Bajo la teoría de sistemas, comprendemos que toda alteración de un componente desencadena cambios en otros componentes relacionados. Estamos situados en un sistema socio-ecológico-hidro-dinámico, donde el comportamiento de los ecosistemas se ve influenciado por los efectos del cambio climático y las intervenciones antropogénicas. Esto refuerza la necesidad de monitoreos actualizados, porque vivimos en un contexto de cambio global, y para adaptarnos a estos cambios necesitamos en primer lugar conocer el comportamiento de los ecosistemas, comportamiento dinámico y en muchos casos incierto.

El deterioro de la calidad ambiental del agua puede afectar a los ecosistemas y su biodiversidad, como también la salud y el bienestar humano. Es primordial sostener los monitoreos de calidad ambiental de fuentes de agua potable de nuestros ecosistemas, y comunicar los hallazgos que emergen de sus análisis. En esta línea, el presente estudio representa un importante aporte a la comprensión de las variaciones y tendencias en el período 2014–2020 de calidad de fuentes de agua subterránea y superficial, en contexto de cambio climático y efectos antropogénicos, fundamental para transitar hacia una mayor seguridad hídrica.

Sebastián Jofré Rojas
Jefe del Departamento de Ecosistemas Acuáticos
Ministerio del Medio Ambiente



1 | INTRODUCCIÓN

El agua es esencial para la sobrevivencia del hombre y los ecosistemas, sin embargo, las actividades antropogénicas tales como urbanización, industrialización y uso de suelo intensivo para cultivos han puesto en riesgo la calidad de este recurso (Adeniyi and Ighalo, 2019). El escenario de estrés hídrico no sólo se asocia a cantidad de agua disponible, sino también a la calidad que permite un uso seguro.

Esta problemática ha sido destacada para lograr la sustentabilidad de las comunidades, a través del Objetivo de Desarrollo Sustentable número 6 (UNDP, 2014) que enfatiza sobre la importancia que tiene el acceso a agua limpia y las acciones que promuevan la reducción de la contaminación teniendo en cuenta el escenario de escasez hídrica que enfrenta la humanidad (Emenike *et al.*, 2017). Para el año 2025, se estima que cerca de un 30% de la población mundial se verá afectada por escasez de agua debido a factores como crecimiento poblacional, cambio climático y patrones de consumo (Distefano *et al.*, 2018; Rivas *et al.*, 2020). Según la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático, Chile es un país altamente vulnerable ante este fenómeno, cumpliendo 7 de los 9 criterios de vulnerabilidad, dentro de los cuales destacan la disminución de la disponibilidad hídrica, lo que sumado a efectos derivados de las diferentes zonas geográficas (geología) y actividades antrópicas desarrolladas a lo largo del país (MMA, 2017; Stehr *et al.*, 2019) hace imperante la generación de acciones que aseguren la calidad de un recurso cada vez más escaso.

La composición del agua, según la fuente de origen, puede clasificarse en dos grupos: natural o antropogénica. Naturalmente la composición de las aguas subterráneas se atribuye a efectos de la geología, intrusión de aguas saladas o entrada de fluidos geotérmicos (Pooja *et al.*, 2020). En tanto, diferentes actividades antropogénicas tales como la aplicación intensiva de plaguicidas y abonos en las prácticas de cultivo, la minería y sus relaves, vertidos de efluentes industriales y la disposición de desechos domésticos sólidos y líquidos (McKinney and Schoch, 2003; Baba and Tayfur, 2011) son muchas veces causantes de contaminación. Si bien, en Chile el uso de agua en agricultura es mayor en comparación a otros sectores productivos, todos los sectores requieren una gestión integral a lo largo del proceso para reducir desde su origen la utilización de productos que signifiquen un deterioro en la calidad de los cuerpos de agua receptores. Según la Dirección General de Aguas (DGA), en Chile el mayor uso de agua está asociado al sector agropecuario (82%), seguido de sistemas sanitarios (8%), industriales (7%) y mineros (3%) (DGA, 2016).

El uso del recurso hídrico en procesos del sector agropecuario, forestal y sanitario, puede afectar la calidad de aguas subterráneas y superficiales, principalmente debido a procesos de infiltración y escorrentías, respectivamente, tanto desde fuentes puntuales como difusas (Riaz *et al.*, 2018). La presencia, movilización y destino de los contaminantes están controlados por una combinación de procesos naturales y antrópicos que inciden sobre la calidad del agua y que dependerán de las características naturales de cada territorio y la actividad productiva que allí se desarrolle (Vega *et al.*, 2018; Pastén *et al.*, 2019).

Por ejemplo, la utilización intensiva de pesticidas, un tipo de contaminación difusa, genera efectos adversos a los ecosistemas, debido a que las cantidades no aprovechadas por las especies objetivo, quedan y se transportan entre las diferentes matrices ambientales afectando a diferentes especies no objetivo, generando incluso efectos citotóxicos y mutagénicos en especies vegetales, como también cambios histológicos, fisiológicos y conductuales en especies animales (Parra *et al.*, 2021). Es por esto, que en Chile y en cualquier país es tan importante la existencia de un programa de monitoreo de calidad ambiental de fuentes de agua potable, tanto subterráneas como superficiales que permita asegurar tanto la salud de los ecosistemas como la salud humana.

Finalmente, es importante destacar que el objetivo principal de este informe es dar a conocer la calidad ambiental de las fuentes de captación de agua enfocado hacia la protección de los ecosistemas acuáticos y no sobre los procesos sanitarios para provisión de agua potable.



2 | METODOLOGÍA

Los datos fueron solicitados mediante Ley de Transparencia (N° 20.285) a través de la herramienta solicitud de información pública a la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS). Se solicitaron datos de cada una de las obras de fuentes de captaciones de agua a potabilizar existentes en Chile, dependientes de la SISS, además de datos de calidad de agua en cada una de estas captaciones. La información fue recibida en dos planillas formato Excel. Cabe mencionar, que se utilizó esta base de datos, debido a su robustez en cuanto a cantidad y calidad de datos monitoreados e informados por las diferentes empresas sanitarias a nivel nacional.

En la Figura 1 se presenta un resumen esquemático de las diferentes etapas de la metodología utilizada.

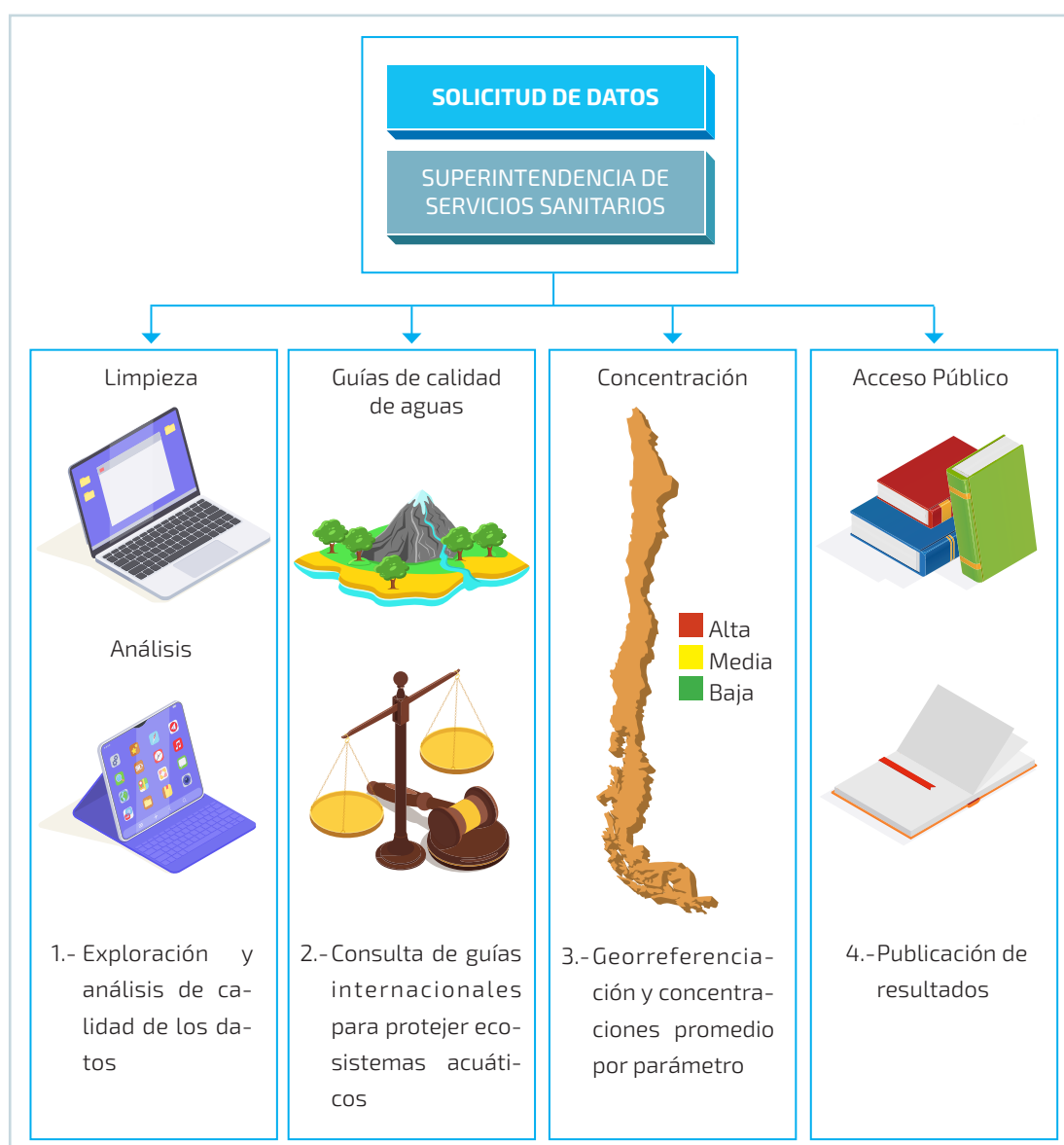


Figura 1.

Esquema de la metodología.

1. Exploración y análisis de calidad de los datos:

Se eliminaron los datos no utilizables y registros duplicados, además de corregir y/o eliminar inconsistencias y datos faltantes mediante el programa Python versión 3.9.7. Se generó una planilla única concatenando las dos planillas mencionadas anteriormente mediante la utilización de un código único representado por nombre y código de obra. Se eliminaron las captaciones que no tenían datos de calidad y las que no tenían coordenadas.

1.1 Criterios:

- Se consideraron datos del período 2014-2020.
- Sólo se utilizaron las captaciones cuyo estado de operación corresponde a "En Uso" y "Arrendadas".
- Se eliminaron valores fuera de la distribución normal del conjunto de datos "Outliers".
- Las unidades de medida consideradas fueron las especificadas por la SISS en Ord. SISS N°2399/2017.

La Tabla 1 detalla la composición de las planillas con la información recibida y trabajada la cual corresponde a la información procesada según los criterios anteriormente indicados.

Tabla 1.

Características de planillas con información recibida y trabajada

Características	Información recibida		Información trabajada
	Captaciones	Calidad	Concatenación
Años informados	-	2004-2020	2014-2020
N° filas	2.423	816.214	461.809
N° columnas	15	16	21
N° de datos	36.345	13.059.424	9.697.989
Tamaño planilla	48,7 MB	225 KB	103 MB

2. Consulta de guías Internacionales:

Se revisaron las guías para calidad de agua enfocadas en proteger los ecosistemas acuáticos de Australia y Nueva Zelanda (ANZECC and ARMCANZ, 2000; 2019) y de Canadá (CCME, 2021), permitiendo establecer rangos referentes a la calidad ambiental de cada una de las fuentes según los parámetros informados.

3. Concentraciones promedios por parámetro y georreferenciación:

3.1 Concentraciones promedios por parámetro:

Para cada obra de captación de agua a potabilizar se calcularon los valores promedios para cada uno de los parámetros de calidad de agua informados (existen regiones que no reportan datos para ciertos parámetros, por tanto no se incluyen en los gráficos). Con estos valores se construyeron gráficos de caja (boxplot), para comparar la concentración promedio de cada parámetro en las diferentes regiones del país. En los gráficos boxplot el cuadrado central y la línea horizontal dentro del rectángulo representan valores medios y medianos, respectivamente, mientras que la parte inferior y superior del cuadro representan el primer y tercer cuartil, respectivamente. En tanto, los bigotes superiores e inferiores representan los valores máximos y mínimos observados, respectivamente, y los puntos ubicados fuera de los bigotes superiores e inferiores representan valores atípicos.

3.2 Georreferenciación:

Cada una de las obras de captación se georreferenciaron mediante sus coordenadas en UTM Norte y Este (Datum: WGS 84, Huso 19), mediante el programa QGIS versión 3.20.2. Los datos fueron divididos en aguas superficiales y subterráneas, para posteriormente clasificar las concentraciones promedios de cada uno de los parámetros de calidad en rangos utilizando como criterio las guías internacionales para proteger ecosistemas acuáticos. La Tabla 2 indica el significado de la simbología utilizada en los mapas de georreferenciación de cada una de las obras de fuentes de captación de aguas a potabilizar.

Tabla 2.

Simbología utilizada en georreferenciación según guías internacionales de calidad de agua

Tipo de fuente		Protección de especies acuáticas (%) *	Calidad del agua
Superficial	Subterránea		
●	▲	95	Alta
●	▲	80	Media
●	▲	< 80	Baja

*Estos valores corresponden a lo indicado en guía de calidad de Australia y Nueva Zelanda, pero para parámetros donde la guía de Canadá es más restrictiva, se consideró ese valor como alto nivel de restricción.

4. Publicación de resultados:

El documento se colocó a libre acceso y disposición de la comunidad.



3 | **GEORREFERENCIACIÓN DE FUENTES DE AGUA POTABLE EN CHILE – PERIODO 2014-2020**

La SISS regula el reporte de información referente a la calidad del agua cruda en captaciones concesionadas de servicios sanitarios a lo largo de todo el país. Estas captaciones corresponden a fuentes de aguas superficiales y subterráneas. Las obras de captaciones superficiales en operación incluyen canales, embalses, ríos y mar, en tanto las subterráneas operan mediante drenes, norias, punteras y sondajes. Las ubicaciones de cada una de las fuentes en el territorio nacional, se observan en la Figura 2.

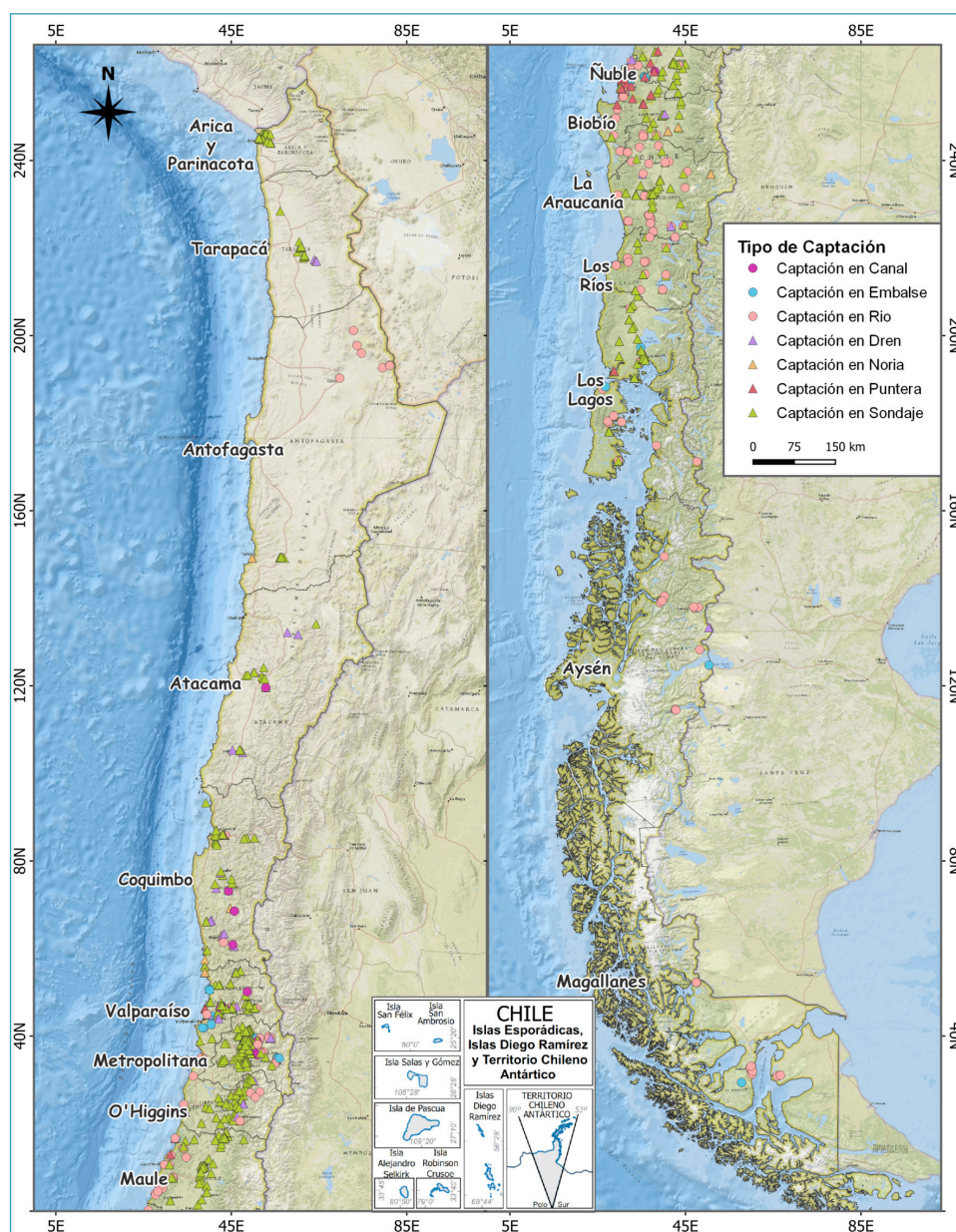


Figura 2.

Fuentes naturales de agua potable en Chile monitoreadas por SISS entre 2014-2020.



4

**CONCENTRACIONES PROMEDIO
DE PARÁMETROS DE CALIDAD
EN FUENTES DE AGUA POTABLE
A LO LARGO DE CHILE: AGUAS
SUPERFICIALES Y SUBTERRÁNEAS**

4.1 Nutrientes: amoníaco, nitrito y nitrato

Las concentraciones naturales, sin influencias antropogénicas, de compuestos nitrogenados mantienen un balance favorable para el desarrollo del ecosistema acuático, el cual es facilitado por efectos de dilución y asimilación por plantas acuáticas y microorganismos, sin embargo debido al incremento de las diferentes actividades humanas tales como subsistencia, cultivo de alimentos, plantaciones forestales, crianza de ganado, entre otros, las concentraciones de nutrientes como el nitrógeno (en sus diferentes formas) se han visto incrementadas y por tanto se ha generado una alteración en el contenido natural (Valencia-Castañeda *et al.*, 2019).

Una de las formas de nitrógeno corresponde al amoníaco (NH_3 forma no ionizada y NH_4^+ forma ionizada) el cual proviene del metabolismo de mamíferos, escorrentías agrícolas y efluentes industriales (Singh *et al.*, 2021). La presencia de este compuesto se considera como indicativo de contaminación bacteriana, vertimiento de aguas residuales y contaminación residual animal. En su forma no ionizada (NH_3) es considerado altamente tóxico para la mayoría de los organismos acuáticos incluyendo peces y zooplancton (Arauzo, 2003), generando efectos crónicos y agudos en forma individual y colectiva (Yang *et al.*, 2017).

Por otro lado, los compuestos nitrogenados son precursores para el proceso de eutrofización, el cual requiere de la presencia de nitrógeno y fósforo, siendo este último la especie limitante del proceso en aguas dulces, ya que en pequeñas cantidades puede desencadenar el crecimiento de floraciones superficiales de cianobacterias (algas verde-azuladas) y plantas acuáticas indeseables (Holman *et al.*, 2008). La descomposición de materia orgánica de estas últimas induce a una reducción de los niveles de oxígeno en el cuerpo de agua.

El amoníaco, una vez estando en el suelo y por diferentes procesos químicos y microbiológicos es convertido a nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-), este último es altamente soluble y móvil y se une débilmente a las partículas del suelo lo que incrementa la probabilidad de poder llegar a cuerpos de aguas subterráneos o superficiales circundantes (Khan *et al.*, 2018). Sin embargo, la presencia de nitritos en aguas naturales no es significativa, excepto en medios reductores, ya que el nitrato es el estado de oxidación más estable (OMS, 2018).

Los compuestos nitrogenados, anteriormente mencionados tienen diferentes implicancias sobre la calidad ambiental de las aguas y por tanto inciden sobre la salud del ecosistema. Por ejemplo, las membranas branquiales de los peces son relativamente permeables al NH_3 y no a NH_4^+ , debido a que el primero tiene una alta solubilidad en lípidos lo que genera daños en las superficies respiratorias (Alonso, 2006; Cárdenas and Sánchez, 2013). En tanto, el nitrito también se asocia a efectos toxicológicos relacionados a disminución de las respuestas inmunológicas adquiriendo patologías que conducen a la muerte de organismos acuáticos expuestos prolongadamente a este compuesto e incluso los organismos marinos expuestos a este desarrollan una reducción en la capacidad de osmorregulación lo que se manifiesta en inhibición de los ciclos reproductivos (Shimura *et al.*, 2002; Cárdenas and Sánchez, 2013). Finalmente, el nitrato es nocivo para humanos y las guías internacionales de calidad de agua también lo consideran riesgoso para la vida acuática desde los 11 mg/L (ANZECC and ARMCANZ, 2019).

Frecuentemente la aplicación de fertilizantes a base de nitrógeno supera la tasa de aprovechamiento por parte de las plantas, quedando una cantidad remanente en suelo. Se ha demostrado que del total de fertilizante nitrogenado aplicado solo el 50% es aprovechado por la planta y 2-10% infiltra hacia aguas subterráneas o lixivia hacia aguas superficiales (Savci, 2012; Ahamad *et al.*, 2018). Lo anterior constituye un inminente foco de contaminación para los

diferentes cuerpos de agua (Nambdev, 2011). Además, una parte del nitrógeno aplicado que se pierde por evaporación (2-20%) entra al agua superficial a través de la deposición atmosférica (Khan *et al.*, 2018).

Algunos estudios han concluido que la presencia de nitratos en cuerpos de aguas superficiales proviene de acuíferos subterráneos (Bachman *et al.*, 2002; Khan *et al.*, 2018). También se ha demostrado que nitratos en presencia de fosfatos, en aguas subterráneas, pueden incrementar la carga microbiana, constituyendo un foco de infección en caso de ser consumidas sin un tratamiento eficiente de desinfección previo a su utilización (Taiwo *et al.*, 2011). Es importante destacar que los cuerpos acuáticos superficiales, tales como lagos, existentes en cuencas hidrográficas con limitados cambios en uso de suelo y con cobertura de bosque nativo han demostrado bajos cambios en las concentraciones naturales de nitrógeno y fósforo, a diferencia de zonas donde la actividad forestal, agropecuaria y turística ha sido intensificada (Pizarro *et al.*, 2016).

4.1.1 Amoníaco

En la Figura 3, se observa la concentración promedio de amoníaco por región en fuentes superficiales. Cabe destacar que los valores graficados corresponden a diferentes tipos de obras pudiendo corresponder a canales, embalses y ríos, según el reporte de cada empresa sanitaria respecto al parámetro informado. En todas las regiones del país informadas se observan concentraciones promedio de amoníaco inferiores a 0,5 mg/L (Figura 3). Este valor está por debajo del límite indicado por las guías internacionales para calidad de aguas. Según la guía de Australia y Nueva Zelanda (ANZECC and ARMCANZ, 2000; 2019), la concentración de amoníaco debería ser inferior a 1,09 mg/L para proteger al 95% de las especies acuáticas que habitan en fuentes de aguas dulces, lo que indicaría que la mayoría de las fuentes superficiales de agua potable cumplen con la calidad natural.

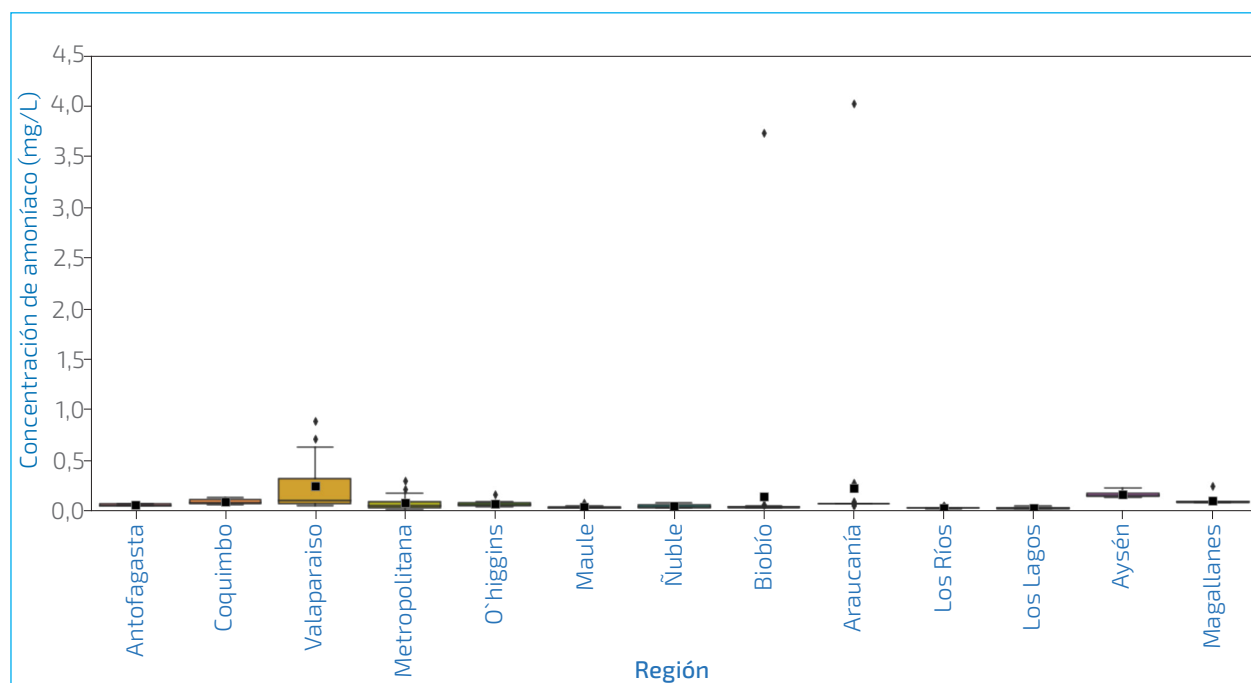


Figura 3.

Concentración de amoníaco por región, en fuentes de aguas superficiales.

En tanto la guía canadiense (CCME, 2021) indica que concentraciones de amoníaco iguales o inferiores a 1,04 mg/L (pH 8 y temperatura de 10°C), permiten preservar los ecosistemas acuáticos, coincidiendo con los valores promedios graficados anteriormente y excluyendo captaciones que presentan promedios por sobre 3,5 mg/L.

Las excepciones se observan en las regiones de Biobío y La Araucanía donde existen algunas obras de río con concentraciones promedio de 3,7 mg/L y 4,0 mg/L, respectivamente. Cabe destacar que las excepciones observadas pueden no representar el estado de todas las fuentes de las regiones anteriormente mencionadas durante el período informado (2014-2020) y pueden generarse a partir de valores elevados en alguna de las diferentes fechas de muestreo. Singh *et al.* (2021) indican que las concentraciones de este compuesto en aguas oxigenadas y anaeróbicas tienden a ser menores a 0,2 mg/L, sin embargo, se pueden ver incrementadas a raíz de actividades ganaderas intensivas u otras de origen antrópico.

Si bien el amoníaco, nitrito y nitrato son compuestos que en su conjunto influyen sobre el estado de eutrofización de cuerpos de agua dulce, estos por sí solos no entregan información directa, ya que se requiere la concentración de fósforo y nitrógeno total, la cual actualmente no es exigible como parámetro a monitorear por parte de la SISS (Anexo).

La calidad de fuentes superficiales respecto a amoníaco se puede ver en la Figura 4. En ella se demuestra que sólo 2 fuentes de captación tienen promedios por sobre el nivel (2,8 mg/L) establecido por guía de Australia y Nueva Zelanda (ANZECC and ARMCANZ, 2000; 2019) para alcanzar un nivel de protección equivalente al 80% de todas las especies acuáticas que habitan en aguas superficiales.

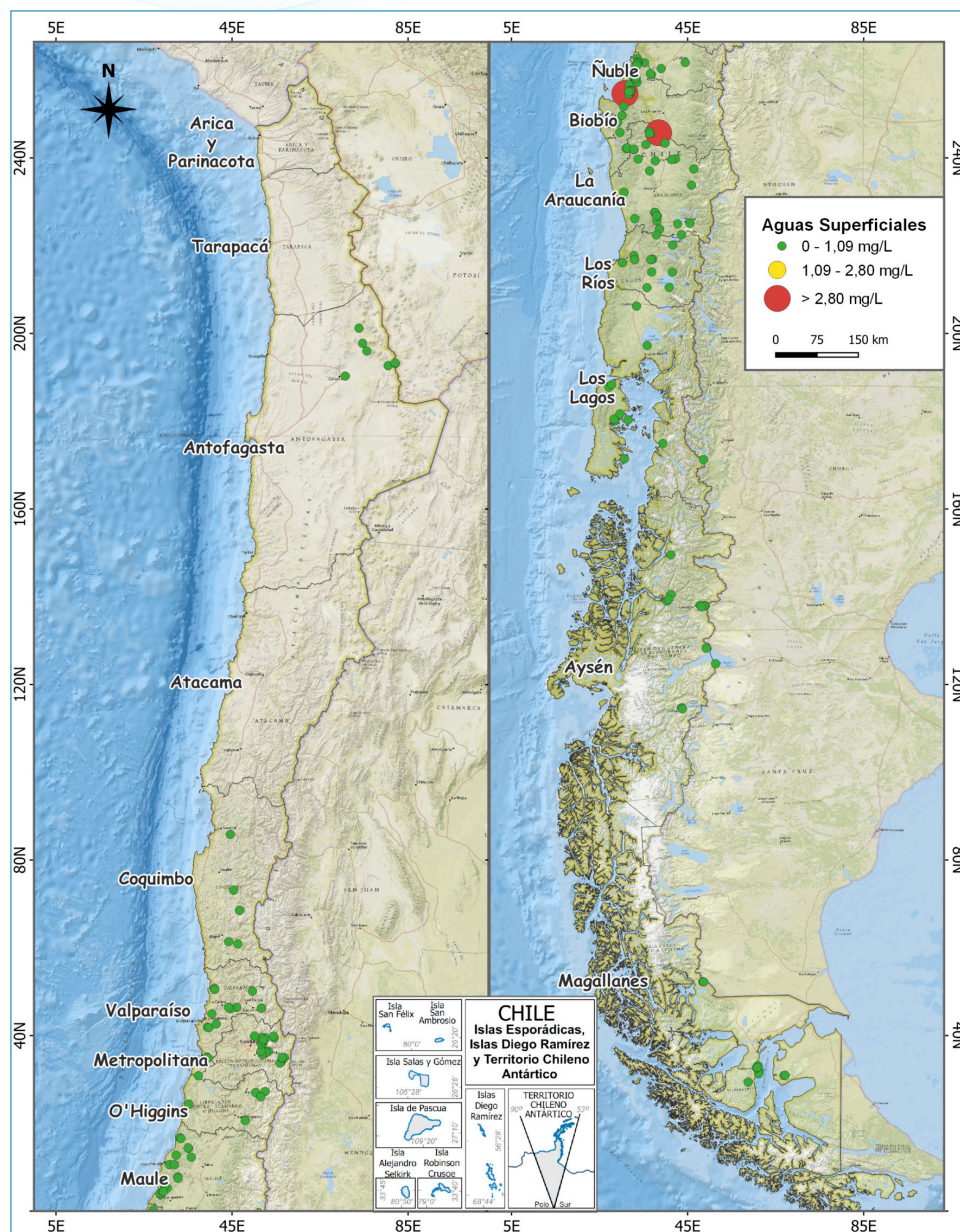


Figura 4.

Calidad de fuentes de aguas superficiales respecto a amoníaco.

La Figura 5, ilustra la concentración promedio de amoníaco por región en fuentes subterráneas. Cabe destacar que los valores graficados corresponden a diferentes tipos de obras pudiendo corresponder a drenes, norias, punteras y sondajes.

De esta manera se observa que las concentraciones promedio de amoníaco por región informada no superan los 0,4 mg/L. Sin embargo, desde Coquimbo hasta Los Lagos existen captaciones que promedian concentraciones superiores al valor antes indicado, pero coinciden con valores típicos para aguas anaeróbicas, los cuales se caracterizan por ser inferiores a 3 mg/L (Singh *et al.*, 2021).

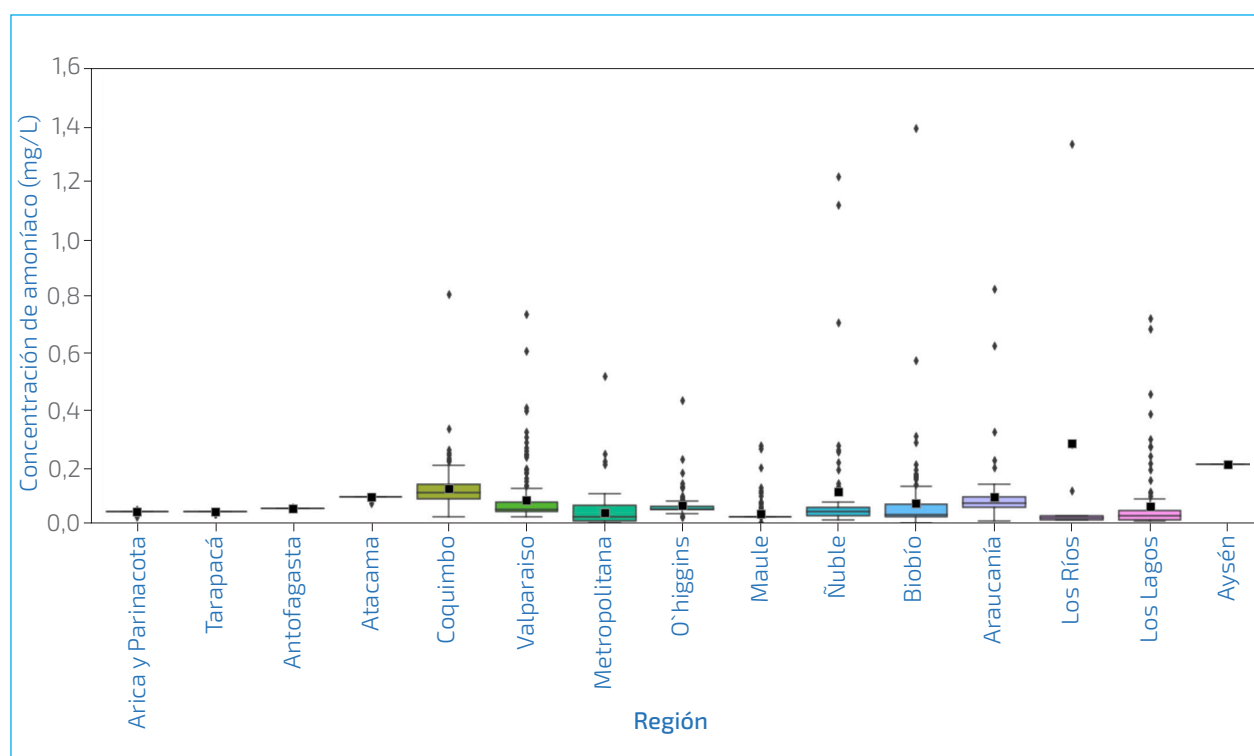


Figura 5. Concentración de amoníaco por región, en fuentes de aguas subterráneas.

Es importante destacar que, a nivel internacional, la información asociada a concentraciones naturales de diferentes parámetros en aguas subterráneas naturales es escasa, lo que no permite establecer rangos que aseguren la calidad de los ecosistemas que allí se desarrollan.

Debido a lo anterior, la georreferenciación realizada en todos los parámetros informados para aguas subterráneas se ha realizado considerando valores de protección de especies acuáticas de fuentes superficiales (ANZECC and ARMCANZ, 2000; 2019). La calidad de aguas subterráneas respecto a amoníaco se puede ver en la Figura 6.

De acuerdo a la guía de Australia y Nueva Zelanda, en Chile hay tres obras que extraen agua con calidad media, las cuales operan en las Regiones de Ñuble, Biobío y Los Ríos, es decir las concentraciones promedio de amoníaco varían entre 1,09-2,8 mg/L.

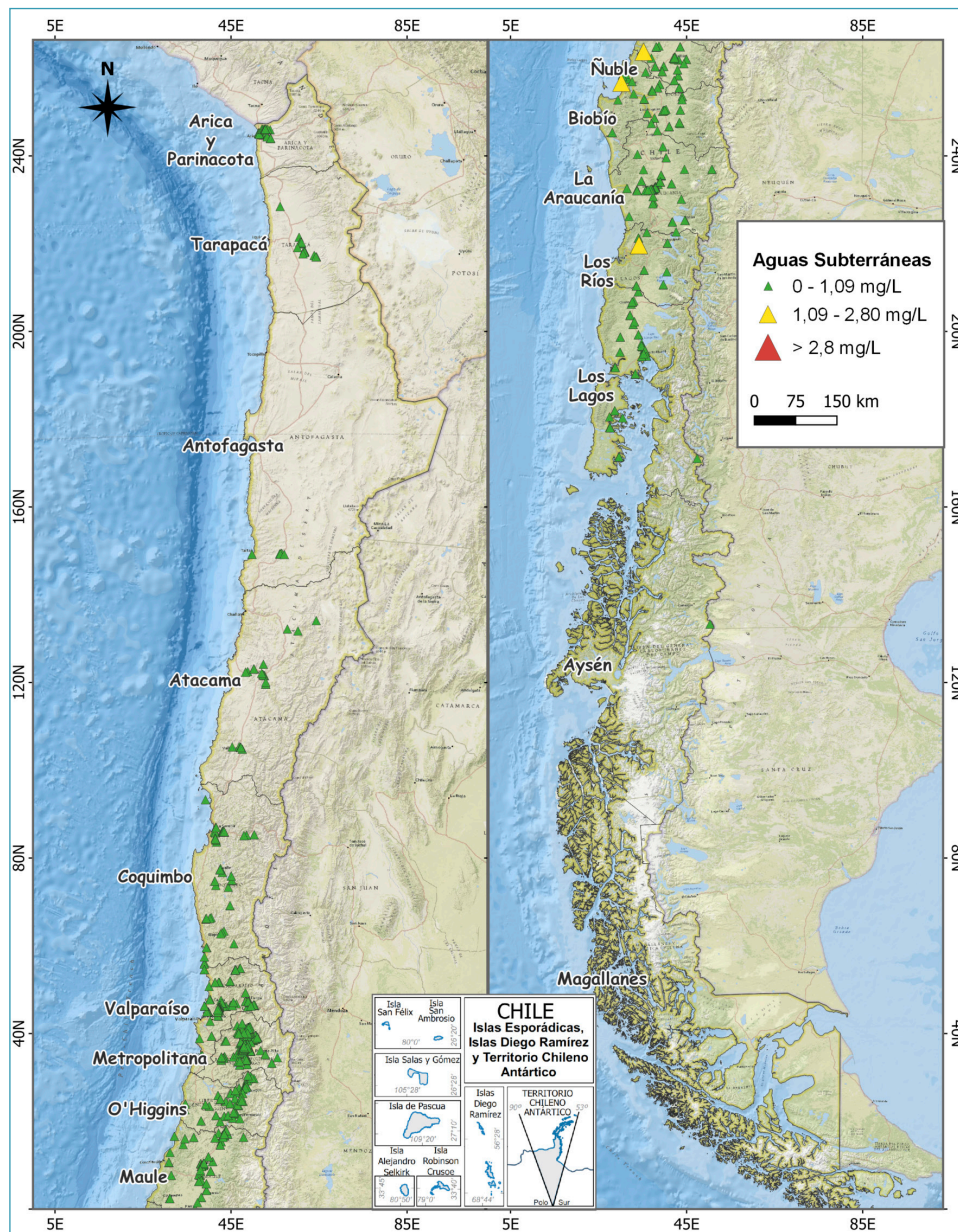


Figura 6.

Calidad de fuentes de aguas subterráneas respecto a amoníaco.

4.1.2 Nitrito

En la Figura 7, se observa la concentración promedio de nitrito por región en fuentes superficiales. Cabe destacar que los valores graficados corresponden a diferentes tipos de obras pudiendo corresponder a canales, embalses y ríos, según el reporte de cada empresa sanitaria respecto al parámetro informado.

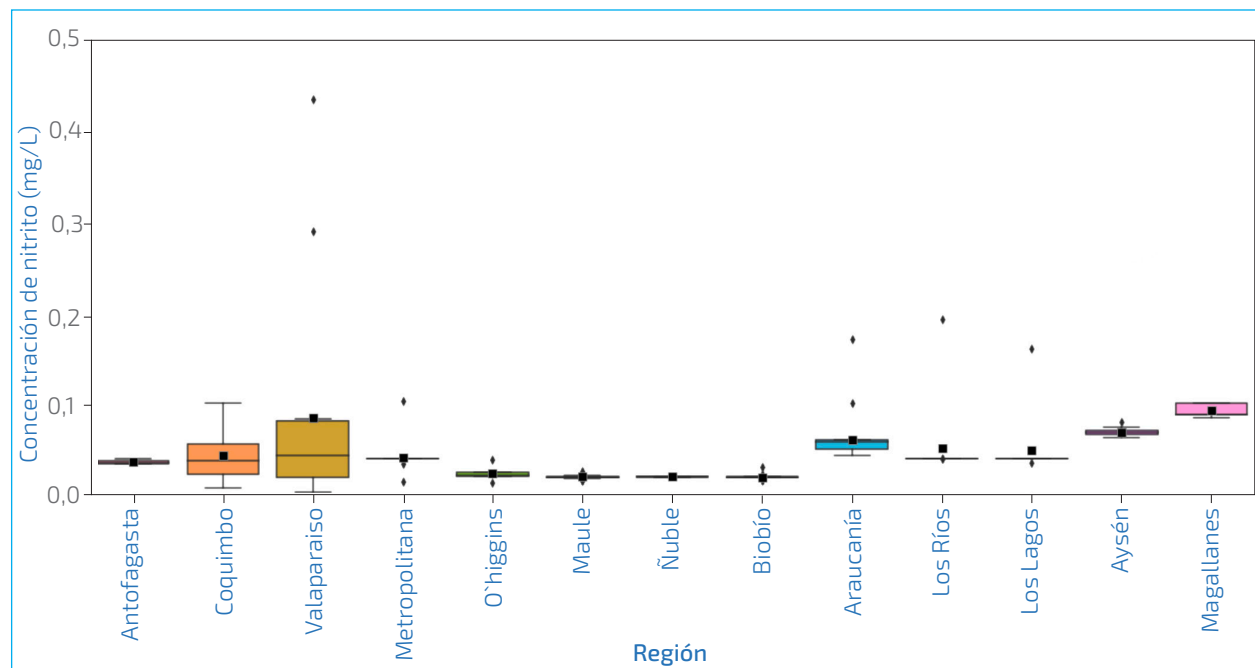


Figura 7.
Concentración de nitrito por región, en fuentes de aguas superficiales.

Según la figura anterior, en todas las regiones del país se promedian concentraciones de nitrito inferiores a 0,1 mg/L. Este valor está por debajo del límite indicado por las guías internacionales para calidad de aguas. Según la guía canadiense (CCME, 2021), la concentración de nitrito debe ser inferior a 0,197 mg/L para proteger diferentes especies acuáticas que habitan en fuentes de aguas dulces, lo que indicaría que la mayoría de las fuentes superficiales de captación de agua potable cumplen con la norma canadiense.

En tanto la guía de Australia y Nueva Zelanda (ANZECC and ARMCANZ, 2000; 2019), reporta que valores máximos de nitrito asociados a poder proteger especies de acuicultura, deberían estar por debajo de 0,1 mg/L. Ambas indicaciones internacionales son comparables con lo observado en las fuentes chilenas, sin embargo, se debe considerar que la concentración indicada por la guía australiana y neozelandesa equivale al límite de detección experimental para determinar la concentración de nitrito en aguas, por tanto valores iguales o bajo a 0,1 mg/L se asume corresponden al límite de detección y no a la concentración absoluta que caracteriza a la captación.

Las excepciones se observan en captaciones de ríos en las regiones de Valparaíso, La Araucanía, Los Ríos y Los Lagos, donde se reportan concentraciones mayores a 0,16 mg/L. Cabe destacar que las excepciones observadas pueden no

representar el estado de todas las fuentes de las regiones anteriormente mencionadas durante el período informado (2014-2020) y pueden generarse a partir de valores elevados en alguna de las diferentes fechas de muestreo.

La calidad de fuentes superficiales respecto a nitrito se puede ver en la Figura 8. En ella se observa que sólo 2 fuentes de captación en la Región de Valparaíso tendrían promedios por sobre el nivel (0,197 mg/L) establecido por guía canadiense (CCME, 2021). Esto indica una buena calidad de aguas superficiales a lo largo de todo el territorio nacional frente a la concentración de nitrito.

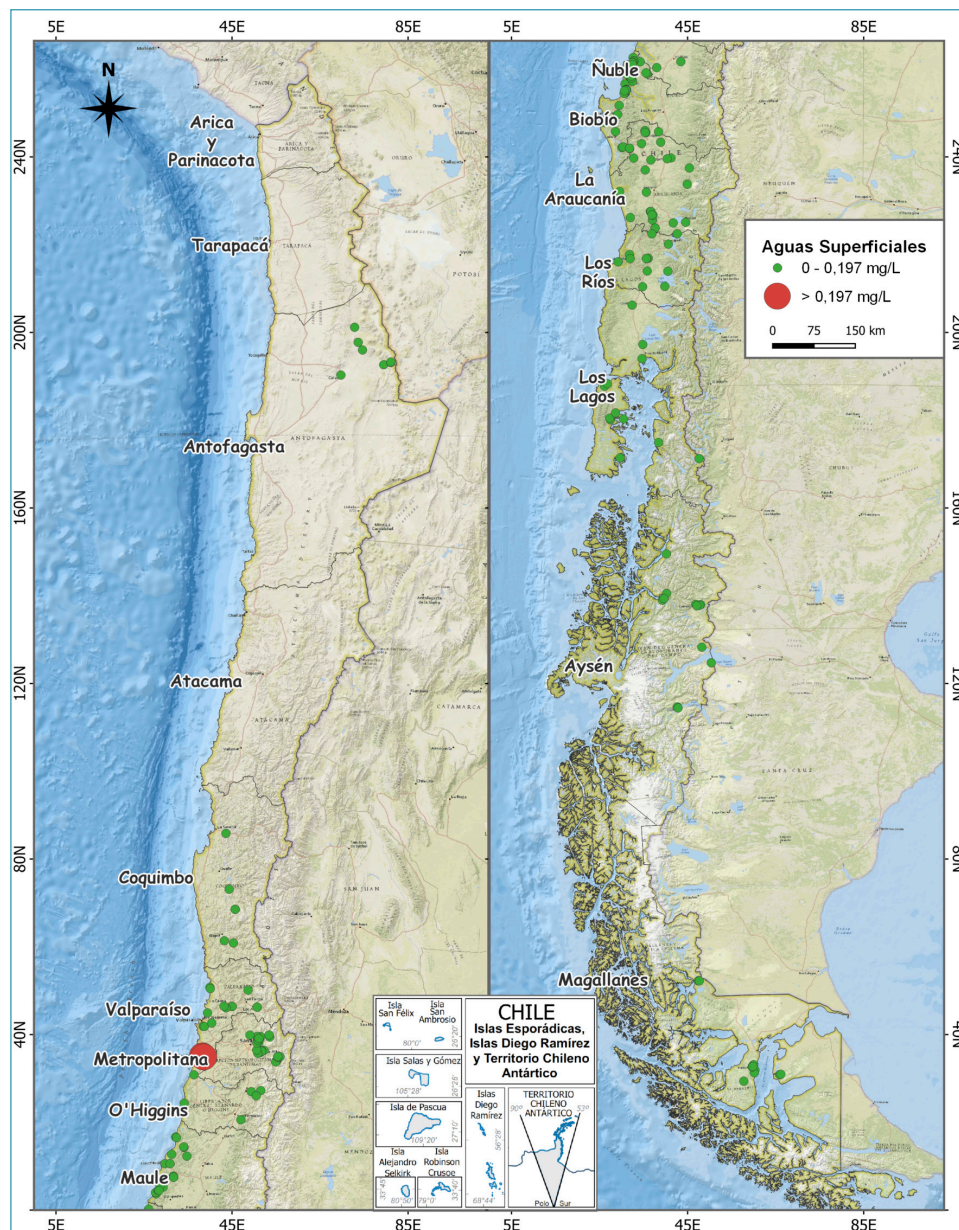


Figura 8.

Calidad de fuentes de aguas superficiales respecto a nitrito.

La Figura 9 ilustra la concentración promedio de nitrito por región en fuentes subterráneas. Cabe destacar que los valores graficados corresponden a diferentes tipos de obras pudiendo corresponder a drenes, norias, punteras y sondajes.

De esta manera se observa que las concentraciones promedio de nitrito en todas las regiones informadas no superan los 0,197 mg/L propuesto por la guía canadiense (CCME, 2021) (para aguas superficiales). Sin embargo, existen captaciones en las regiones de Atacama, Valparaíso, Metropolitana, La Araucanía y Los Lagos que superan el valor antes indicado.

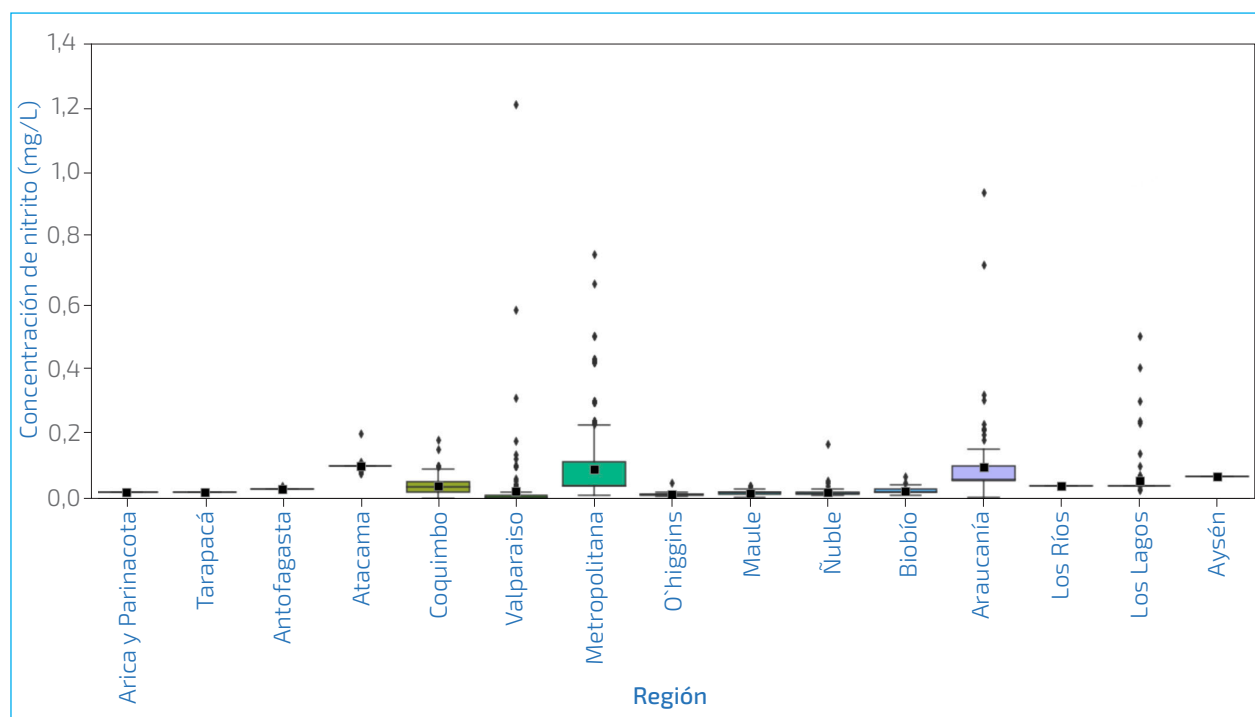


Figura 9. Concentración de nitrito por región, en fuentes de aguas subterráneas.

Si bien existen valores por sobre lo indicado por guía canadiense (0,197 mg/L) en Regiones del Centro y Sur del país, las mayores concentraciones (superiores a 0,8 mg/L) residen en fuentes subterráneas de tipo noria y sondaje en las regiones de Valparaíso y La Araucanía, respectivamente. La calidad de fuentes subterráneas respecto a nitrito se puede ver en la Figura 10. En tanto en las Regiones Metropolitana y Los Lagos, las concentraciones promedio de algunas obras superan los 0,2 mg/L, lo que implica una baja calidad de aguas respecto a los valores naturales que permiten la protección de los ecosistemas acuáticos.

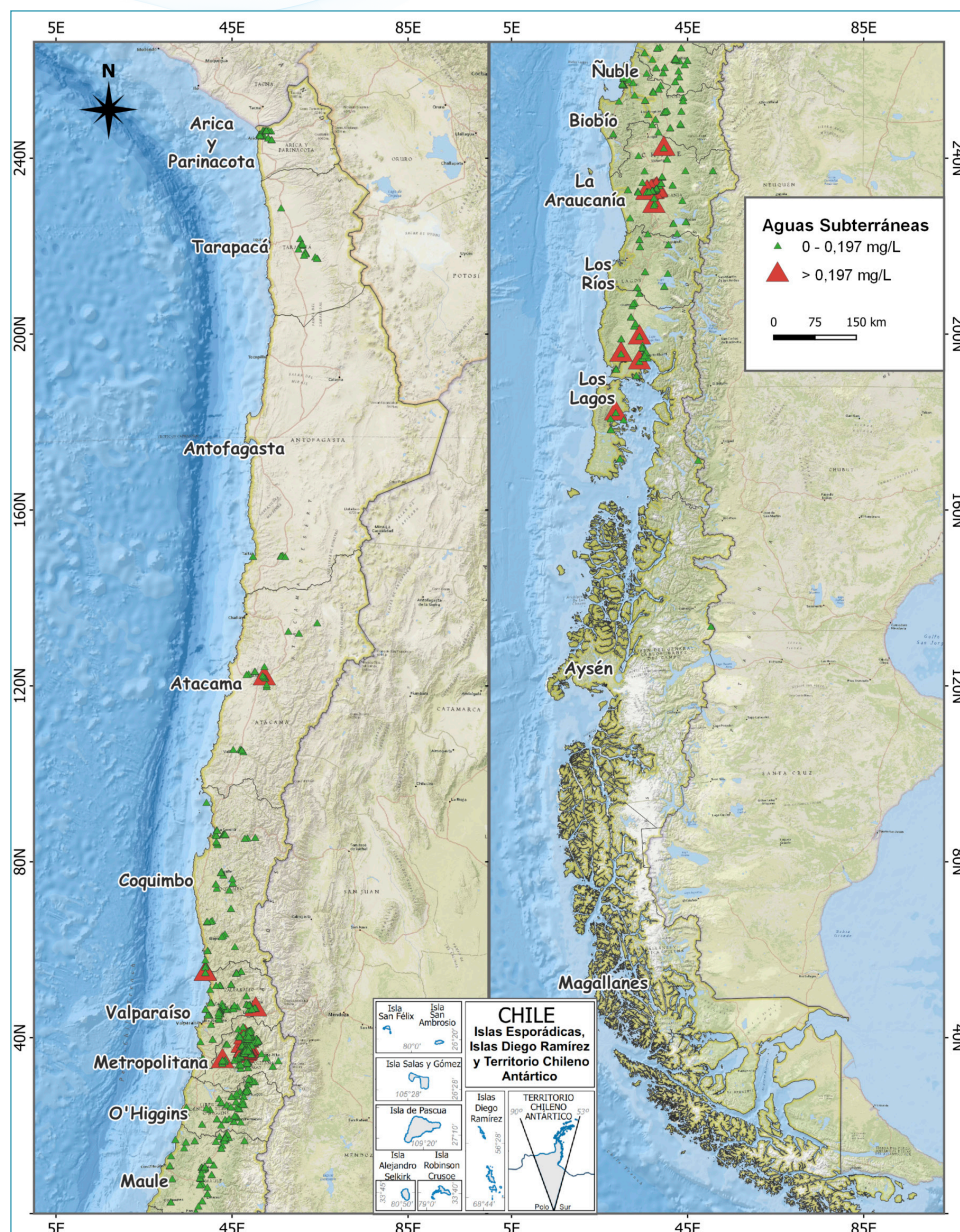


Figura 10.

Calidad de fuentes de aguas subterráneas respecto a nitrato.

4.1.3 Nitrato

En la Figura 11, se observa la concentración promedio de nitrato en aguas superficiales por región. Cabe destacar que los valores graficados corresponden a diferentes tipos de obras pudiendo corresponder a canales, embalses, ríos y mar, según el reporte de cada empresa sanitaria respecto al parámetro informado.

En todas las regiones del país informadas se promedian concentraciones de nitrato iguales o inferiores a 13 mg/L, valor indicado por guía canadiense (CCME, 2021) y la mayoría de las regiones promedian valores inferiores a lo indicado por guía de Australia y Nueva Zelanda (ANZECC and ARMCANZ, 2019), cuya concentración máxima de nitrato deber ser inferior a 11 mg/L para proteger un 95% de diferentes especies acuáticas que habitan en fuentes de aguas dulces.

Casos particulares se observan en la Región de Valparaíso donde se identifican fuentes cuyas concentraciones de nitrato están por sobre los 30 mg/L, lo cual no sería representativo de toda la región durante el período informado.

La OMS (2018) indica que la concentración de nitrato en aguas superficiales tiende a variar entre 0-18 mg/L, sin embargo, esta se puede ver incrementada por contaminación difusa asociada a escorrentías agrícolas, lixiviados de basura o desechos humanos y animales. Incluso, en zonas con influencia de acuíferos subterráneos ricos en nitratos se podrán detectar mayores concentraciones. En muchos países de Europa, las concentraciones de nitratos han aumentado durante las últimas décadas, y se han duplicado durante los últimos 20 años (OMS, 2018), lo cual implica destinar acciones eficientes asociadas al monitoreo de aguas superficiales en el tiempo.

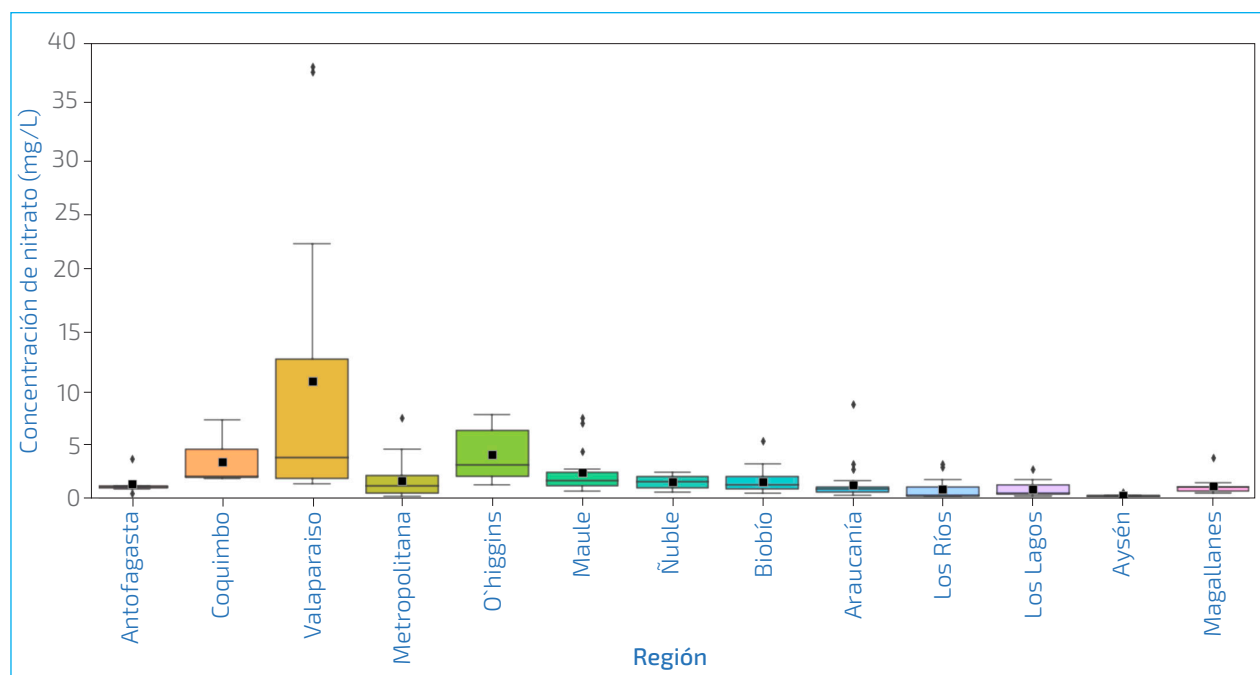


Figura 11. Concentración de nitrato por región, en fuentes de aguas superficiales.

Para la georreferenciación de las diferentes obras de captaciones de aguas superficiales frente a nitrato se ha considerado que una buena calidad de agua será alcanzada cuando los valores promedios sean inferiores al más restrictivo (propuesto por guía australiana y neozelandesa: 11 mg/L, para proteger un 95% de especies acuáticas) y baja calidad para aguas que superen el valor indicado por la misma guía (30,5 mg/L) asociado a un porcentaje de protección de 80% para diferentes especies de aguas dulces. La calidad de aguas superficiales respecto a nitrato se puede ver en la Figura 12.

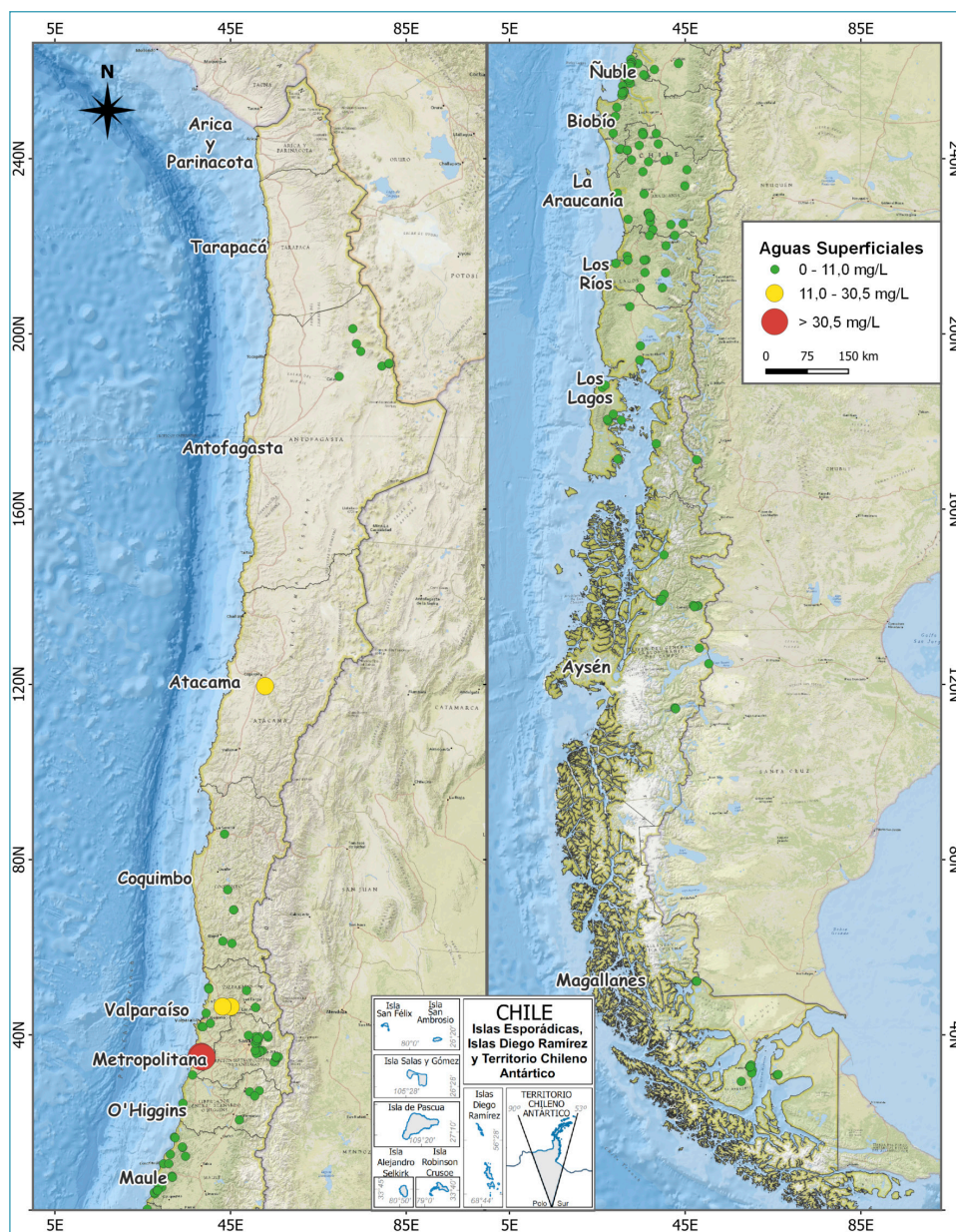


Figura 12.

Calidad de fuentes de aguas superficiales respecto a nitrato.

La Figura 13, ilustra la concentración promedio de nitrato por región en fuentes subterráneas. Cabe destacar que los valores graficados corresponden a diferentes tipos de obras pudiendo corresponder a drenes, norias, punteras y sondajes.

De esta manera se observa que en todas las regiones informadas a lo largo de Chile existen captaciones subterráneas cuya concentración promedio de nitrato supera los 11 mg/L, a excepción de la Región de Aysén e incluso muchas de las obras reportan concentraciones promedio superiores a 30 mg/L, valor indicado para la protección de un 80% de especies que habitan en aguas dulces (ANZECC and ARMCANZ, 2019).

Estos resultados coinciden con lo reportado por la OMS (2018) indicando que la concentración en aguas de pozos subterráneos suele ser más alta que en aguas superficiales, con valores iguales o incluso superiores a 50 mg/L (OMS, 2018), lo cual coincide con las estaciones representadas por los bigotes y puntos superiores en la Figura 13, observándose que principalmente en el Norte y Centro de Chile, existen fuentes de aguas subterráneas con concentraciones de nitrato iguales o superiores al valor indicado por la OMS. En el Norte esto se debería principalmente a una combinación de depósitos geológicos y desde la cuenca del Río Elqui al Sur esto se asocia a contaminación por prácticas agrícolas y descargas de aguas servidas tratadas sin abatimiento de nutrientes (Arumi *et al.*, 2005; Pizarro *et al.*, 2010).

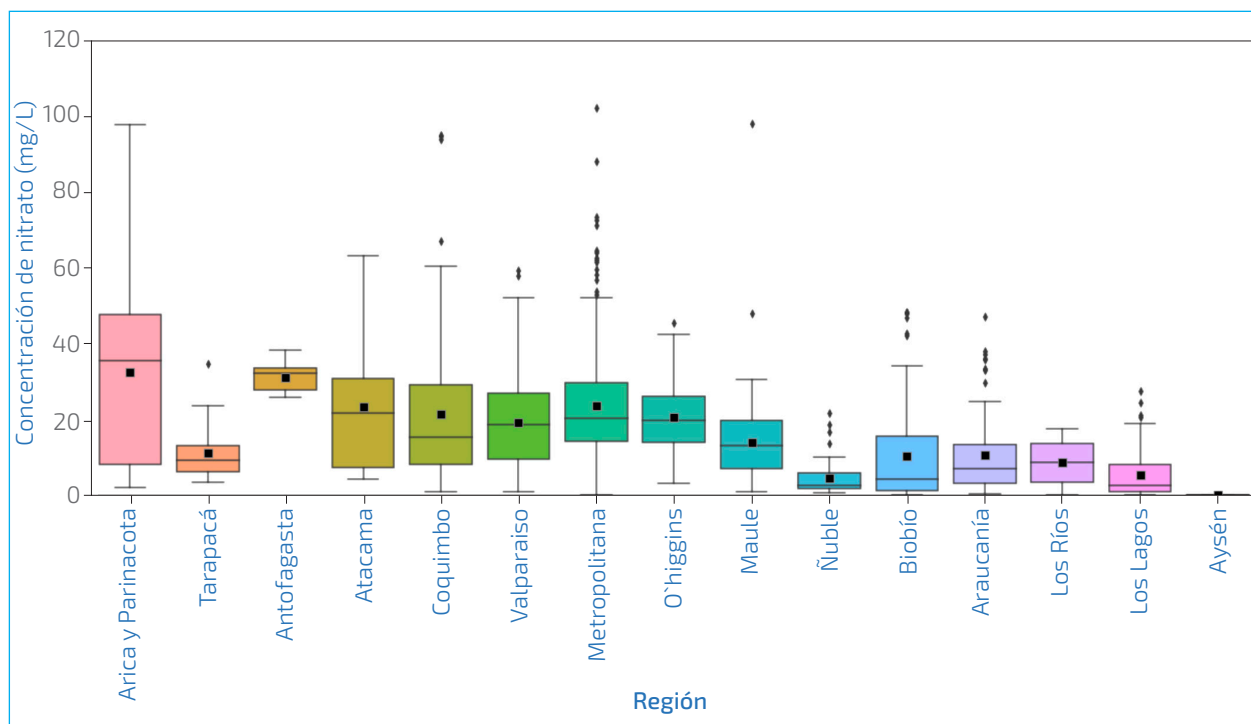


Figura 13.
Concentración de nitrato por región, en fuentes de aguas subterráneas.

La calidad de fuentes subterráneas considerando límites basados en protección de especies en aguas superficiales respecto a nitrato se puede ver en la Figura 14, donde se vuelve a ver que la mayoría de las captaciones tienen una calidad natural media o baja. Esto coincide con lo reportado por la guía de calidad de Australia y Nueva Zelanda (ANZECC and ARMCANZ, 2019) la cual indica que el nitrato es un compuesto que generalmente se presenta de forma natural en aguas subterráneas, pero que, en regiones con actividad agrícola intensiva o prácticas de manejo de baja calidad frente a la disposición de residuos, principalmente en regiones altamente pobladas, este valor se ve fuertemente incrementado.

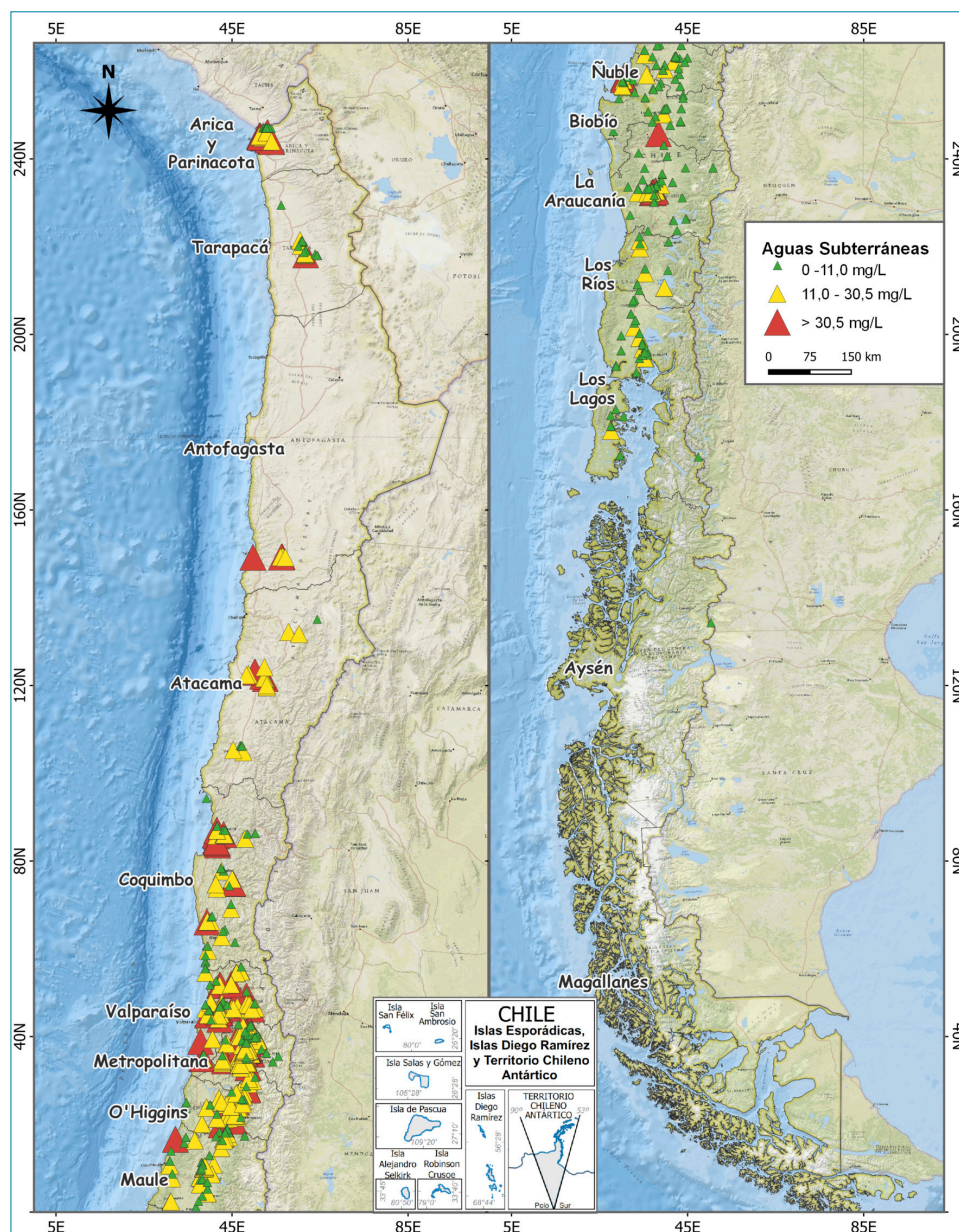


Figura 14.

Calidad de fuentes de aguas subterráneas respecto a nitrato.

4.2 Sólidos Disueltos Totales

Los Sólidos Disueltos Totales (TDS, *por su sigla en inglés Total Dissolved Solids*) en agua incluye todo el material disuelto en solución, ya sea ionizado o no, lo cual corresponde a la suma de todos los constituyentes minerales disueltos en agua proveniente desde diferentes fuentes naturales, aguas residuales, descargas urbanas y aguas residuales industriales.

La presencia de TDS asociados a altas concentraciones de cloruros y sulfatos de cationes (particularmente sodio y potasio) aumentan la corrosividad de la misma. Debido a las diferencias en la solubilidad de los minerales en diferentes regiones geológicas, los TDS varían desde un lugar a otro. De tal manera, aguas con diferentes concentraciones de sólidos disueltos se pueden clasificar en cuatro categorías, según la Tabla 3 (Singh *et al.*, 2021).

Tabla 3.

Clasificación de aguas según contenido de TDS

Concentración de TDS (mg/L)	Categoría del agua
0 – 1.000	Dulce
1.000 – 10.000	Salobre
10.000 – 100.000	Salina
> 100.000	Salmuera

TDS: Sólidos Disueltos Totales

En la Figura 15, se observa la concentración promedio de TDS por región en fuentes superficiales. Cabe destacar que los valores graficados corresponden a diferentes tipos de obras pudiendo corresponder a canales, embalses y ríos según el reporte de cada empresa sanitaria respecto al parámetro informado.

Desde la Región de Atacama hasta Magallanes se observan valores promedios inferiores a 1.000 mg/L, lo que coincide con que todas las captaciones informadas corresponden a aguas dulces. Un caso particular se observa en Antofagasta donde existe una obra que extrae agua desde un río, cuya concentración promedio de TDS alcanza los 4.617 mg/L, lo que según clasificación de la Tabla 3 correspondería a agua salobre.

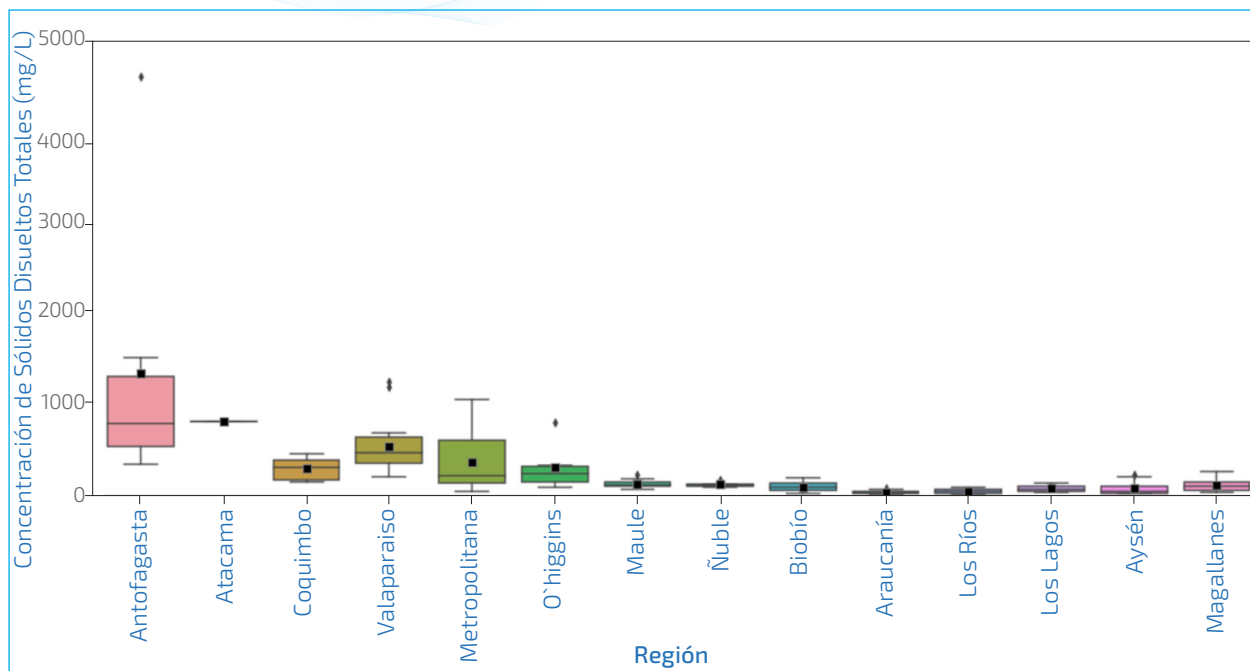


Figura 15.

Concentración de Sólidos Disueltos Totales por región, en fuentes de aguas superficiales.

Para establecer los rangos de calidad, en la georreferenciación, de las diferentes obras de captaciones de aguas superficiales frente a TDS, se han considerado los valores propuestos por la guía australiana y neozelandesa, la cual indica que, para proteger especies de acuicultura en aguas dulces, los valores deben estar por debajo de los 3.000 mg/L (ANZECC and ARMCANZ, 2000; 2019).

La calidad de aguas superficiales, según los criterios descritos anteriormente respecto a TDS se puede ver en la Figura 16. Una fuente de calidad baja (círculo rojo) se observa en la Región de Antofagasta, particularmente en río con una concentración promedio de 4.616 mg/L, valor que correspondería a agua salobre según Singh *et al.* (2021).

En Chile, el enriquecimiento mineral andino incide sobre fuentes de aguas de la Macrozona Norte, excluyendo fuentes marinas, como también en la Macrozona Central. Sin embargo, en esta última las condiciones hidrológicas son más favorables lo cual permite generar una mayor dilución de sales disueltas y metales, respecto a la zona Norte (Segura *et al.*, 2006; Gaete *et al.*, 2007; Tapia *et al.*, 2009; Montecinos *et al.*, 2016).

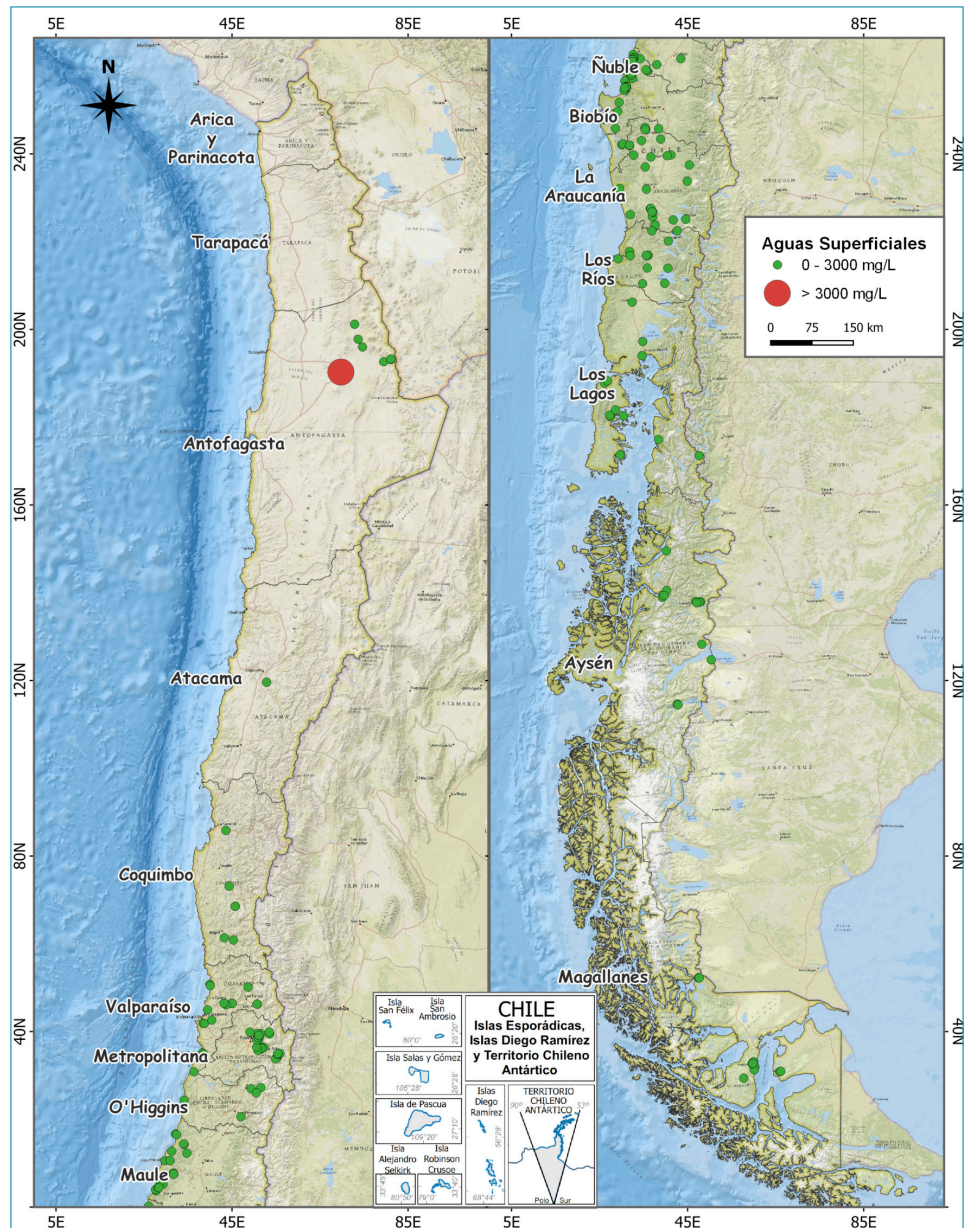


Figura 16.

Calidad de fuentes de aguas superficiales respecto a Sólidos Disueltos Totales.

La Figura 17, ilustra la concentración promedio de TDS por región en fuentes subterráneas. Cabe destacar que los valores graficados corresponden a diferentes tipos de obras pudiendo corresponder a drenes, norias, punteras y sondajes.

De esta manera se observa que la concentración promedio de TDS desde la Región de Coquimbo al sur, en todas las captaciones subterráneas no superan los 1.000 mg/L, con excepciones en algunas obras de la Región de Valparaíso, todas correspondientes a extracción de agua desde sondajes.

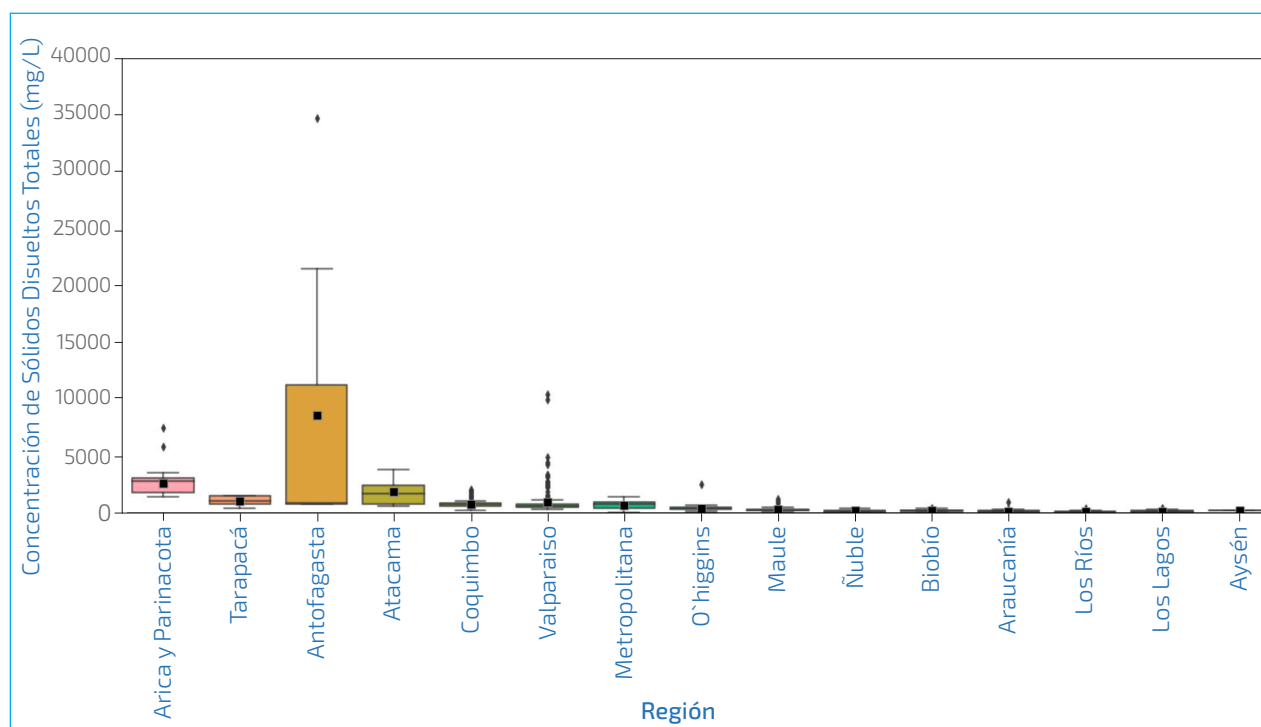


Figura 17.

Concentración de Sólidos Disueltos Totales por región, en fuentes de aguas subterráneas.

Las concentraciones promedio de TDS en algunas obras de fuentes subterráneas de la Región de Arica y Parinacota, Antofagasta y Atacama, son iguales o superiores a 5.000 mg/L, valor característico de aguas salobres, según la Tabla 3. La mayor concentración de sales en cuencas de la Macrozona Norte se debe principalmente a efectos combinados entre alta evaporación, drenajes ácidos y afloramiento de aguas subterráneas salobres. Así en la Macrozona Sur las concentraciones de sales disueltas disminuyen debido al cambio en el marco geológico, disminución de efluentes salinos y aumentos de las escorrentías navales y pluviales (Pastén *et al.*, 2019).

La calidad de aguas subterráneas según los límites indicados por Australia y Nueva Zelanda para proteger especies de acuicultura en aguas dulces, se observa en la Figura 18.

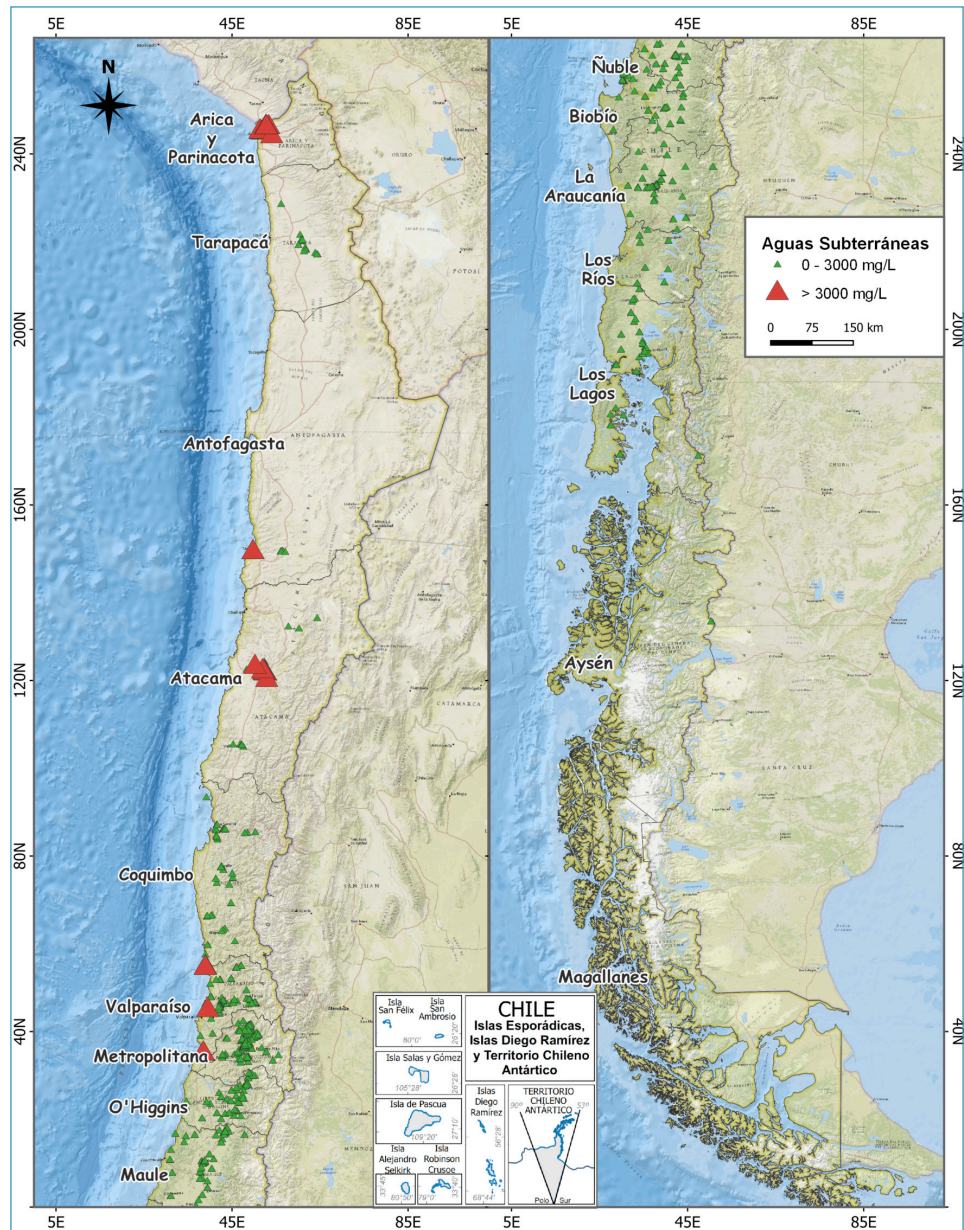


Figura 18.

Calidad de fuentes de aguas subterráneas respecto a Sólidos Disueltos Totales.

4.3 Color verdadero

El color verdadero en aguas se atribuye a la presencia de partículas disueltas, tales como sales de hierro que confieren un color marrón/rojo al agua, sales de manganeso las cuales otorgan un color negro, sales de cromo las cuales aportan un color amarillo o materia orgánica (proveniente de hojas en descomposición, plantas macroscópicas o ácidos húmicos y fúlvicos asociados al hummus del suelo) la cual genera un color amarillo parduzco en agua, pero también puede originarse a partir de diferentes efluentes industriales (OMS, 2018; Singh *et al.*, 2021). En fuentes naturales de agua el color juega un rol importante, ya que a menudo las personas disciernen la idoneidad del agua para consumo, recreación y valor estético del agua (West *et al.*, 2016).

Los ríos de todo el mundo presentan tendencias al aumento a largo plazo en las concentraciones de sedimentos en suspensión, proceso que depende tanto de factores globales como locales (Haaland *et al.*, 2010; Li *et al.*, 2020). La variabilidad en la composición geológica en las diferentes regiones del país incide sobre el color de ríos y canales. Por otra parte, la existencia de lagos y embalses, conectados a ríos y canales, pueden generar disminución del color verdadero por retención de partículas disueltas que otorgan color (Vörösmarty *et al.*, 2003). La fragmentación y las transiciones de color a lo largo de los cuerpos de agua son importantes porque es probable que esté relacionado con la función ecológica. Los patrones de color observados pueden ser indicativos de regímenes de productividad primaria, sedimentos en suspensión y disponibilidad de luz para la foto degradación (Julian *et al.*, 2013).

McGarvey *et al.* (2018) proponen que el color de los cuerpos de agua se podría utilizar como una potencial aproximación que permitiera conocer el origen o desarrollo de los procesos ecosistémicos, además de poder modelar distribuciones de especies acuáticas para organismos que son sensibles a las condiciones ambientales, tales como la transparencia del agua. Esto podría ser importante considerando que los modelos convencionales que permiten estudiar la distribución de especies tienden a utilizar propiedades del paisaje terrestre o modelos hidrológicos en lugar de mediciones directas de las aguas, tales como el color (Rodríguez-Rey *et al.*, 2019).

En la Figura 19, se observa la concentración promedio de color verdadero por región en fuentes superficiales. Cabe destacar que los valores graficados corresponden a diferentes tipos de obras pudiendo corresponder a canales, embalses y ríos, según el reporte de cada empresa sanitaria respecto al parámetro informado.

Desde la Región de Antofagasta hasta Aysén, se observan valores promedio entre 2-20 Pt-Co. La Región de Magallanes, presenta una concentración promedio de 57 Pt-Co, dichas obras corresponden a captación en río y embalse, con concentraciones que van desde 16,7 a 100,0 Pt-Co, esto genera que los promedios en esta región se concentren en valores mayores en comparación con otras regiones.

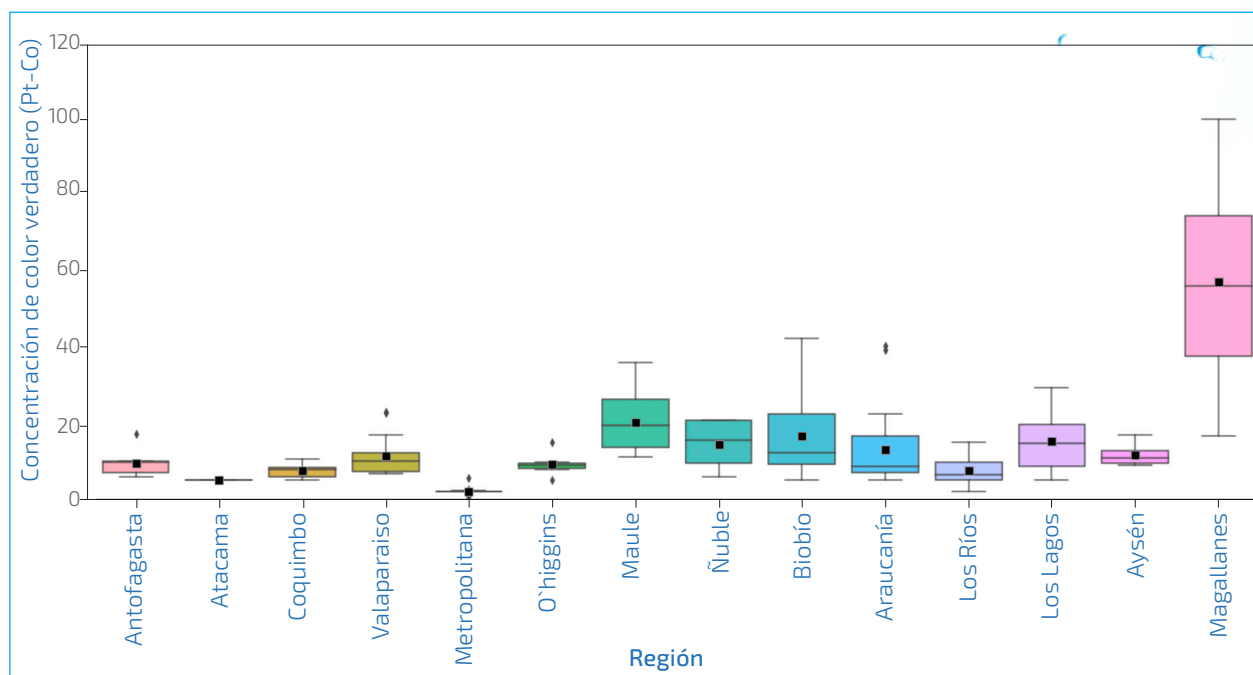


Figura 19.

Concentración de color verdadero por región, en fuentes de aguas superficiales.

Para establecer los rangos de calidad, en las diferentes fuentes de captaciones de aguas superficiales y subterráneas frente a color verdadero se ha considerado la indicación de la guía de calidad de agua de Australia y Nueva Zelanda (ANZECC and ARMCANZ, 2000; 2019), donde la concentración de color verdadero no debería ser superior a 35 Pt-Co para proteger un 95% de diferentes especies acuáticas que habitan en fuentes de aguas dulces, y no debería ser superior a 40 Pt-Co para proteger un 80% de dichas especies.

La calidad frente a color verdadero (Figura 20) de aguas superficiales, demuestra que en las Regiones del Maule, Biobío, La Araucanía y Magallanes se observan fuentes con calidad media y baja, correspondientes a captaciones en embalse y río.

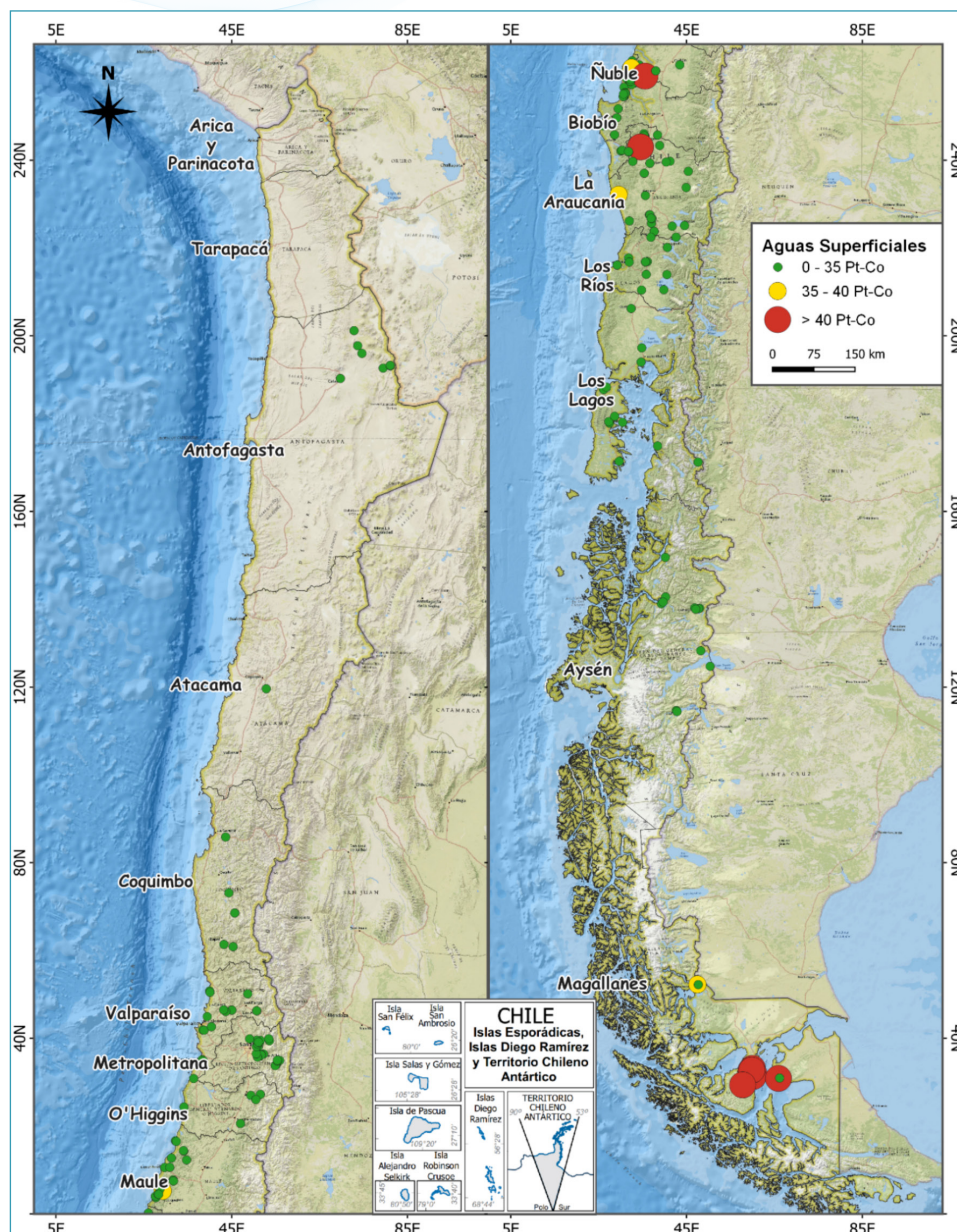


Figura 20.

Calidad de fuentes de aguas superficiales respecto a color verdadero.

Los promedios de color verdadero en fuentes subterráneas en todas las regiones de Chile informadas (Figura 21) presentan valores inferiores a 40 Pt-Co (con dos excepciones), demostrando la buena calidad de los acuíferos en torno al parámetro antes indicado. Las excepciones referidas anteriormente corresponden a fuentes de captaciones en puntera y sondaje en la Región de Biobío y La Araucanía, respectivamente. En tanto el valor más alto observado en la Región de Los Lagos no supera los 40 Pt-Co, por tanto, queda clasificado como acuífero de buena calidad.

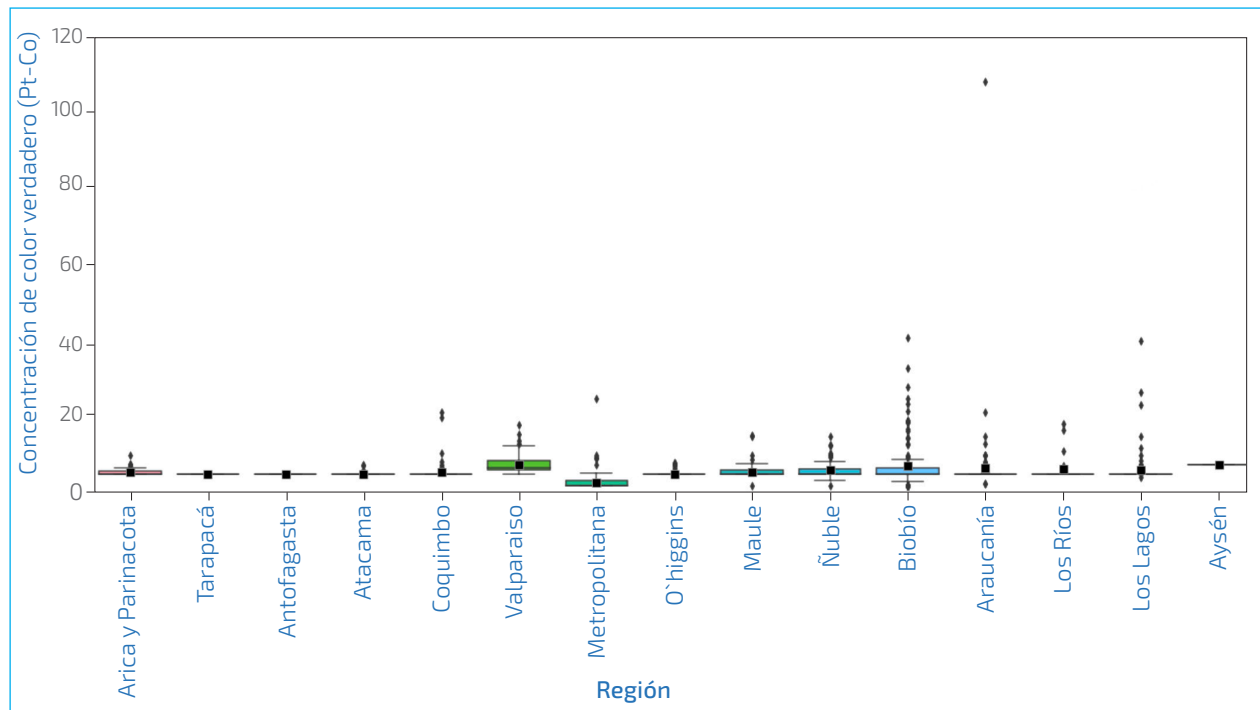


Figura 21. Concentración de color verdadero por región, en fuentes de aguas subterráneas.

Debido a la escasa información respecto a concentraciones naturales de color verdadero en acuíferos subterráneos, se han considerado los valores utilizados para determinar calidad en fuentes de aguas superficiales. La Figura 22 muestra que todas las captaciones presentan alta calidad con excepciones (fuentes con baja calidad) en obras ubicadas en Biobío y La Araucanía.

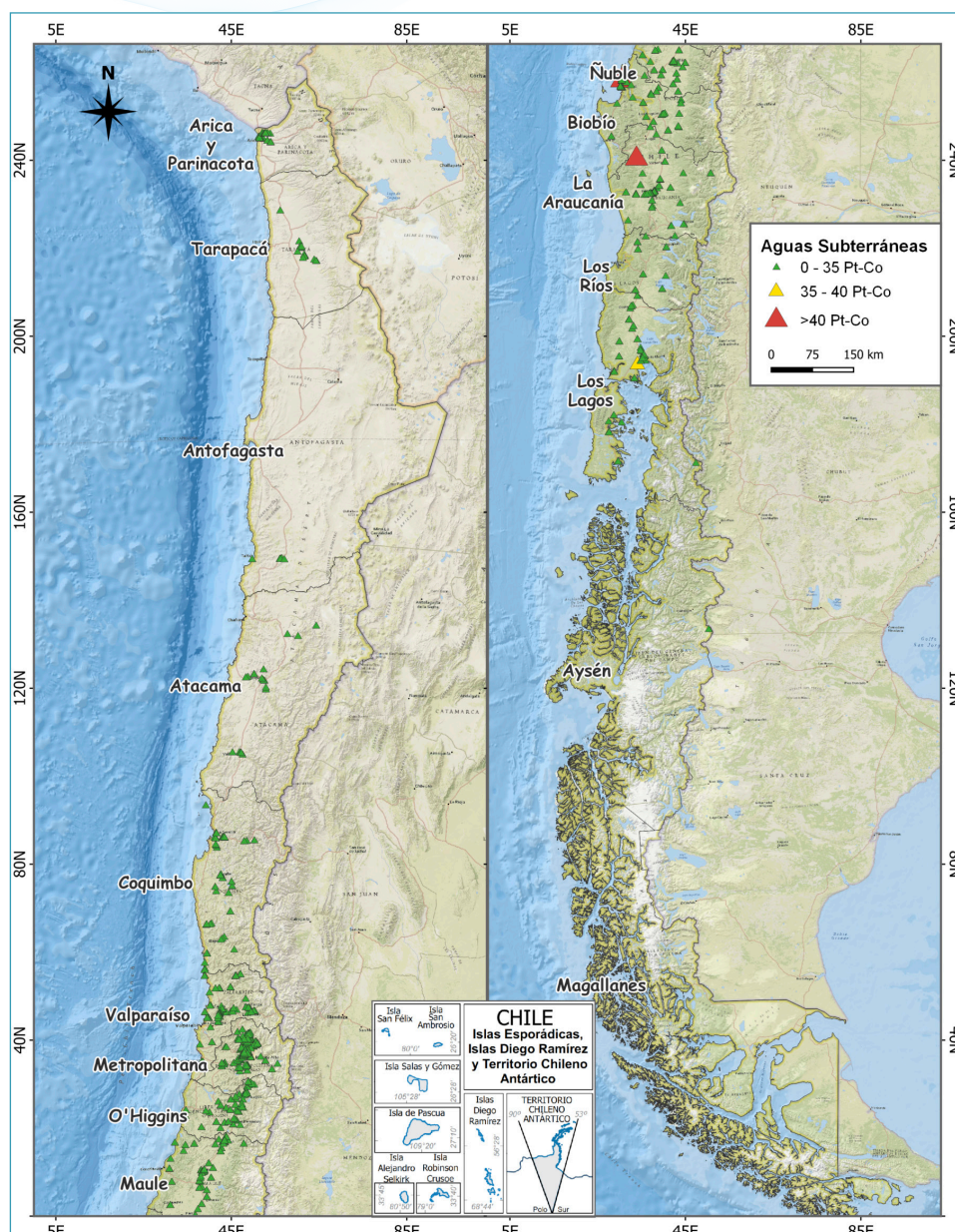


Figura 22.

Calidad de fuentes de aguas subterráneas respecto a color verdadero.

4.4 Turbiedad

Los parámetros de calidad de agua pueden dividirse según los que causan efectos tóxicos directa (herbicidas, insecticidas, metales pesados y temperatura) o indirectamente (nutrientes, turbiedad y enriquecimiento de materia orgánica) sobre diferentes organismos y animales.

La turbiedad se debe principalmente a la presencia de materia en suspensión y coloidal como limo, arcillas, fragmentos de materia orgánica e inorgánica, plantas y organismos microscópicos los cuales dispersan y adsorben los rayos de luz, reduciendo la claridad del agua (Health Canada, 2012; APHA/AWWA/WEF, 2018). En efecto, este parámetro se puede atribuir a fuentes con calidad deficiente (presencia de partículas inorgánicas, residuos humanos, residuos industriales, crecimiento biológico de microalgas, zooplancton y materia orgánica), operaciones de tratamiento de residuos líquidos ineficientes, alteraciones de los sedimentos, presencia de microorganismos (a veces pudiendo ser patógenos), entradas de aguas sucias a las fuentes de captación, entre otras (OMS, 2017).

En la Figura 23, se observa la concentración promedio de turbiedad por región en fuentes superficiales. Cabe destacar que los valores graficados corresponden a diferentes tipos de obras pudiendo corresponder a canales, embalses y ríos, según el reporte de cada empresa sanitaria respecto al parámetro informado.

Todas las obras que extraen aguas desde fuentes superficiales y reportan concentraciones de turbiedad a lo largo de Chile, presentan valores promedios inferiores a 50 NTU, con excepciones en las Regiones de Valparaíso, Metropolitana, O'Higgins, Aysén y Magallanes donde hay obras con calidad media y baja. En la Región Metropolitana incluso se observan 3 obras con concentraciones promedios entre 587-696 NTU, correspondientes a 1 río y 2 canales y 1 obra de captación con promedio equivalente a 1.270 NTU correspondiente a un canal.

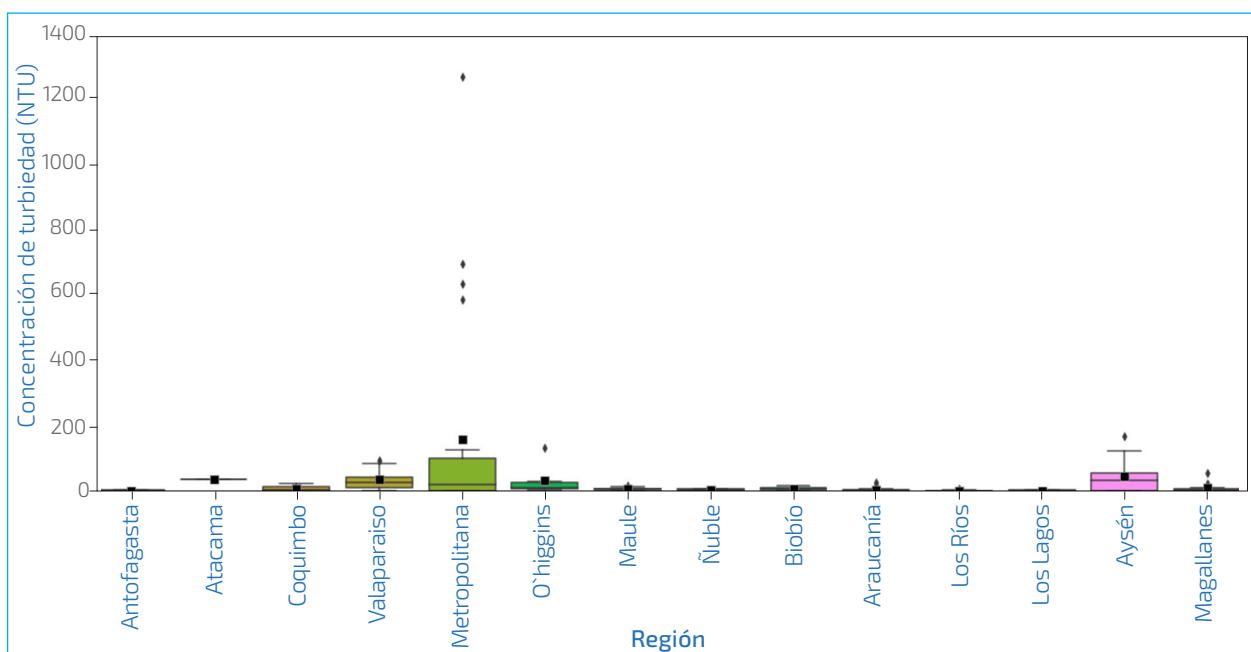


Figura 23.

Concentración de turbiedad por región, en fuentes de aguas superficiales.

Para establecer los rangos de calidad de las fuentes de captación superficial frente a turbiedad (Figura 24), se han considerado los valores propuestos por la guía de calidad de Australia y Nueva Zelanda (ANZECC and ARMCANZ, 2000; 2019), indicando que los ríos no deberían superar 50 NTU y que aguas en lagos, reservorios y humedales no deberían sobrepasar las 200 NTU.

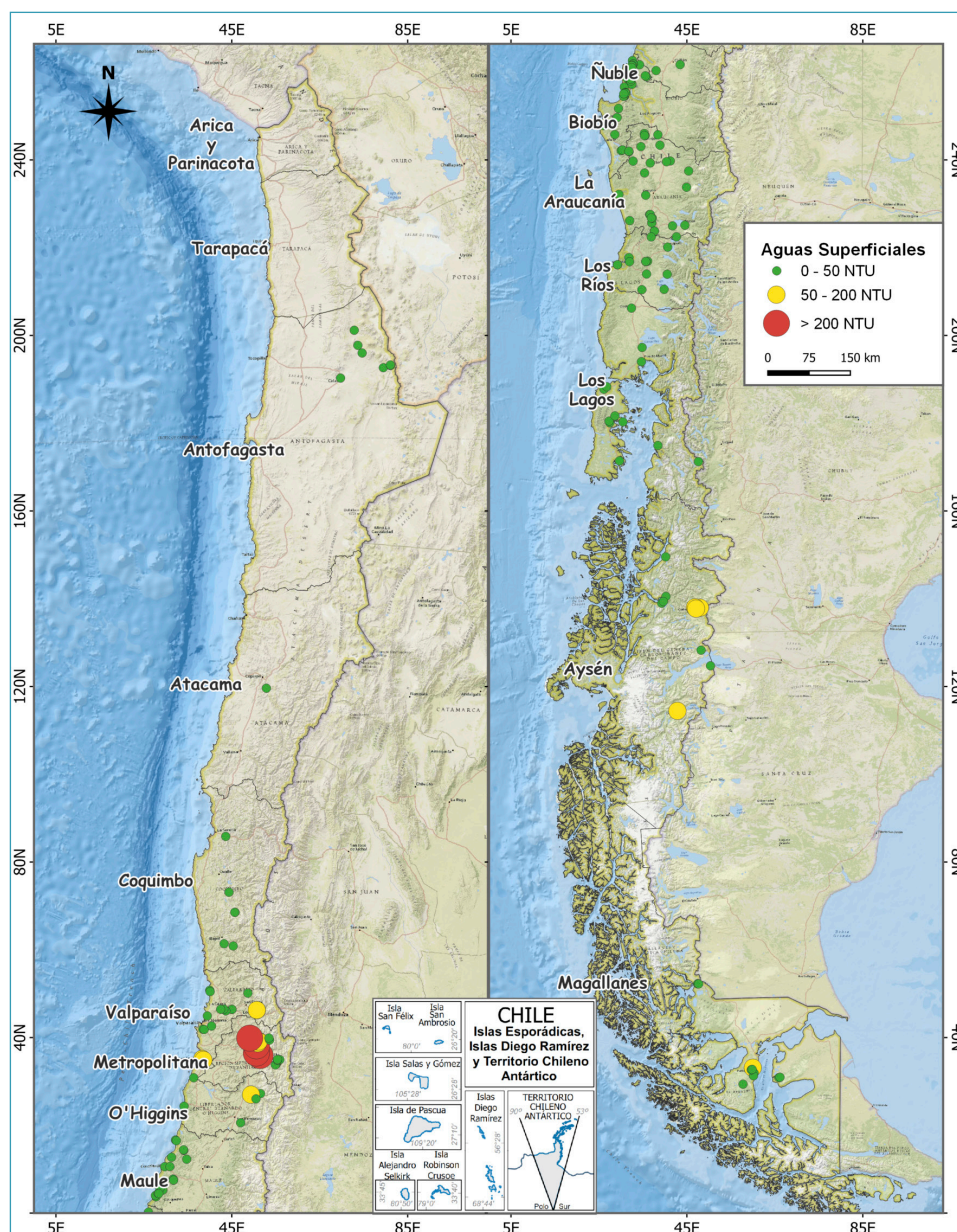


Figura 24.

Calidad de fuentes de aguas superficiales respecto a turbiedad.

Los promedios de turbiedad en fuentes subterráneas de todas las regiones de Chile informadas (Figura 25) presentan valores inferiores a 200 NTU, lo cual indica que los acuíferos subterráneos, que actualmente están en operación, disponen de buena o media calidad, considerando parámetros indicados internacionalmente para aguas superficiales.

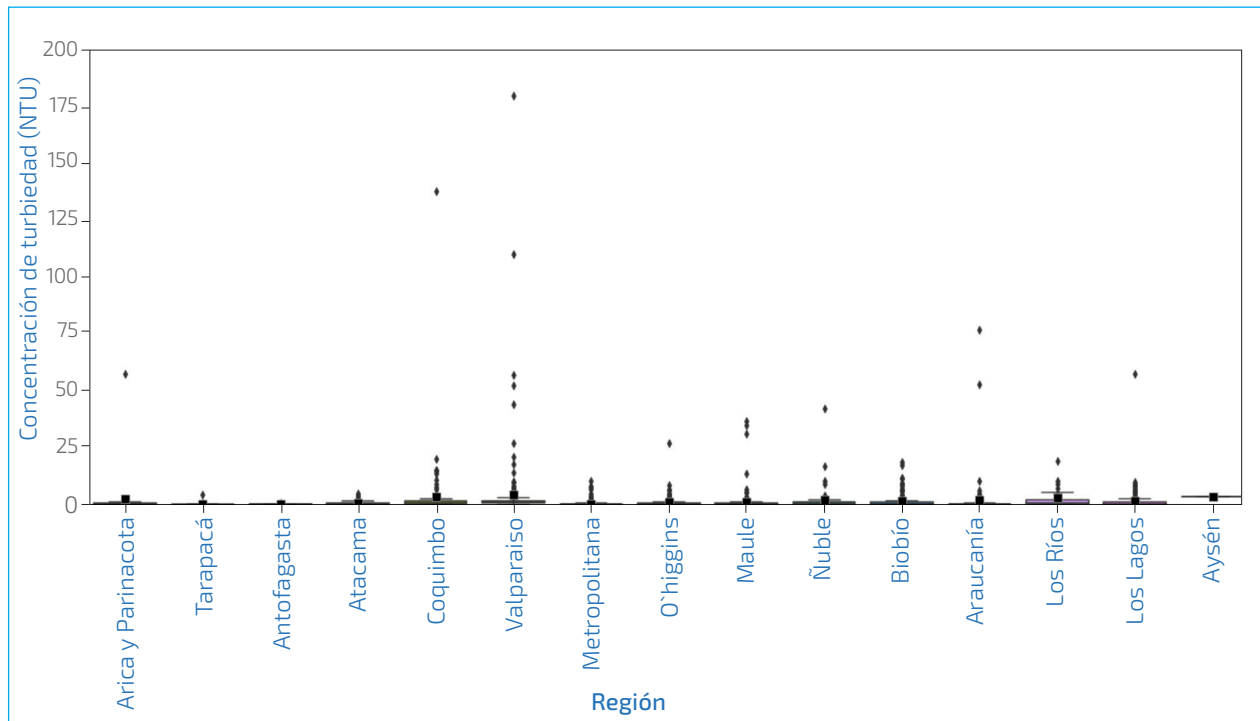


Figura 25.

Concentración de turbiedad por región, en fuentes de aguas subterráneas.

En la Figura 26 se puede observar la ubicación de todas las obras que actualmente operan extrayendo agua desde fuentes subterráneas y su calidad en relación a concentraciones promedios (calculadas a partir de los reportes de las empresas sanitarias) de turbiedad dentro del período informado (2014-2020). Obras que extraen aguas con calidad media, se observan en regiones del Norte (Arica y Parinacota), Centro (Coquimbo y Valparaíso) y Sur (La Araucanía y Los Lagos) del país.

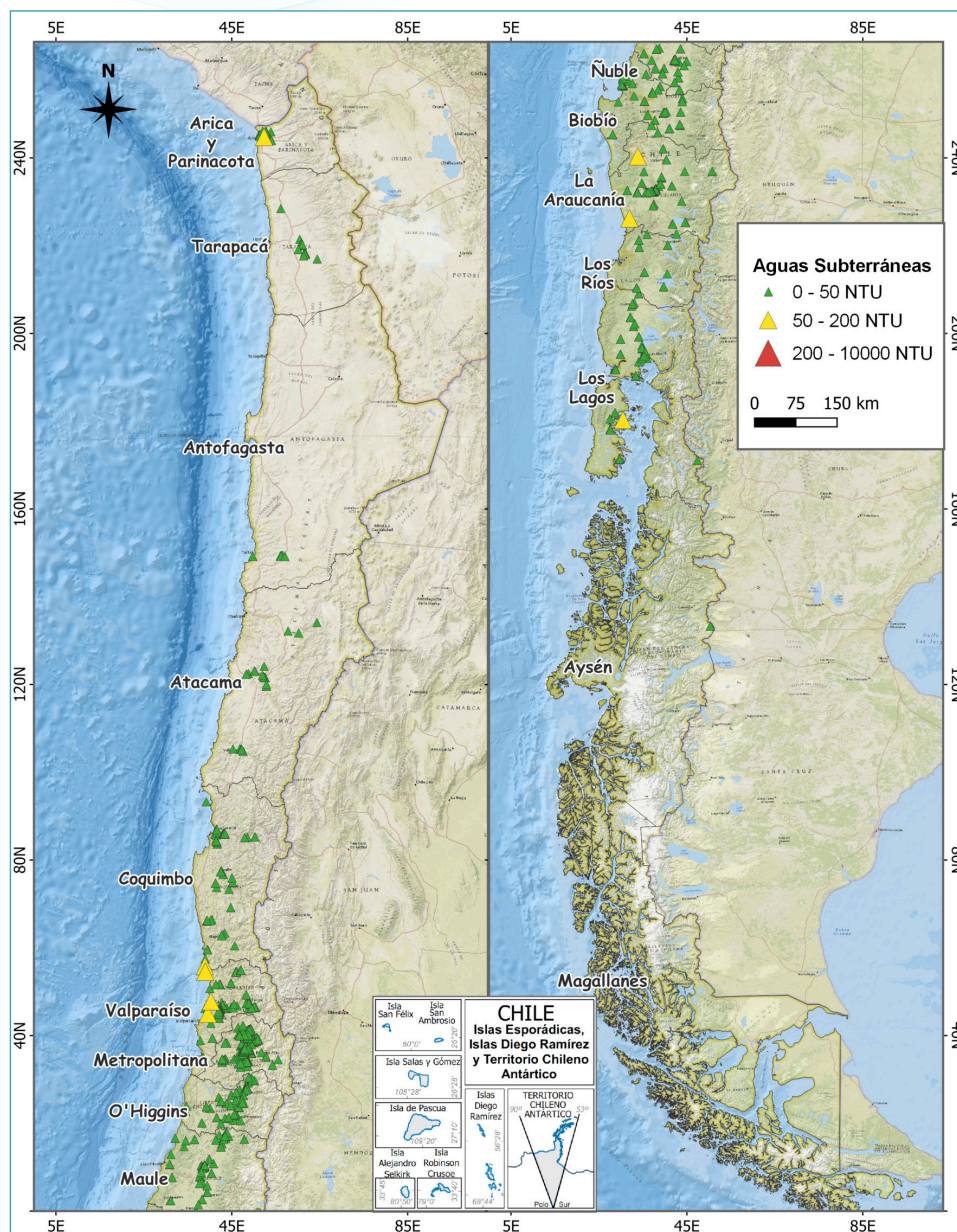


Figura 26.

Calidad de fuentes de aguas subterráneas respecto a turbiedad.

4.5 Fluoruro

La abundancia promedio del fluoruro en la corteza terrestre alcanza los 300 mg/kg y se encuentra naturalmente en una amplia variedad de minerales, incluyendo la fluorita (mineral formado a partir de la combinación de calcio y flúor: CaF_2), fluoropatita (mineral formado a partir de la combinación de calcio, fosfato y flúor: $\text{Ca}(\text{PO}_4)_3\text{F}$), entre otros (Singh *et al.*, 2021).

En términos de concentraciones naturales y efectos que causa la existencia de fluoruro sobre especies que habitan en diferentes cuerpos de aguas dulces, la guía australiana y neozelandesa indica que para proteger especies de acuicultura en aguas dulces, la concentración no debe exceder los 0,02 mg/L (ANZECC and ARMCANZ, 2000; 2019). Sin embargo, este valor está por debajo de los límites de detección de las metodologías de análisis de aguas previo a la potabilización en todo Chile para la determinación de este parámetro (0,2 mg/L). De todas formas, se ha decidido graficar ya que, existen varias obras que reportan valores mayores al límite de detección.

Se debe considerar que valores iguales o menores a 0,2 mg/L, promediarán valor absoluto (0,2 mg/L), sin embargo, en la Figura 27 se observa que muchas obras (fuentes superficiales) en diferentes regiones de Chile promedian valores superiores al valor de límite de detección, lo cual indica que en diferentes fechas de muestreo se han caracterizado muestras con concentraciones mayores a 0,2 mg/L, pero todos los valores promedian concentraciones inferiores a 1 mg/L. Esto último coincide con lo reportado por Singh *et al.* (2021), quienes indican que en aguas de en ríos y lagos la concentración suele ser menor a 0,5 mg/L (coincidiendo con las obras desde Antofagasta al Sur).

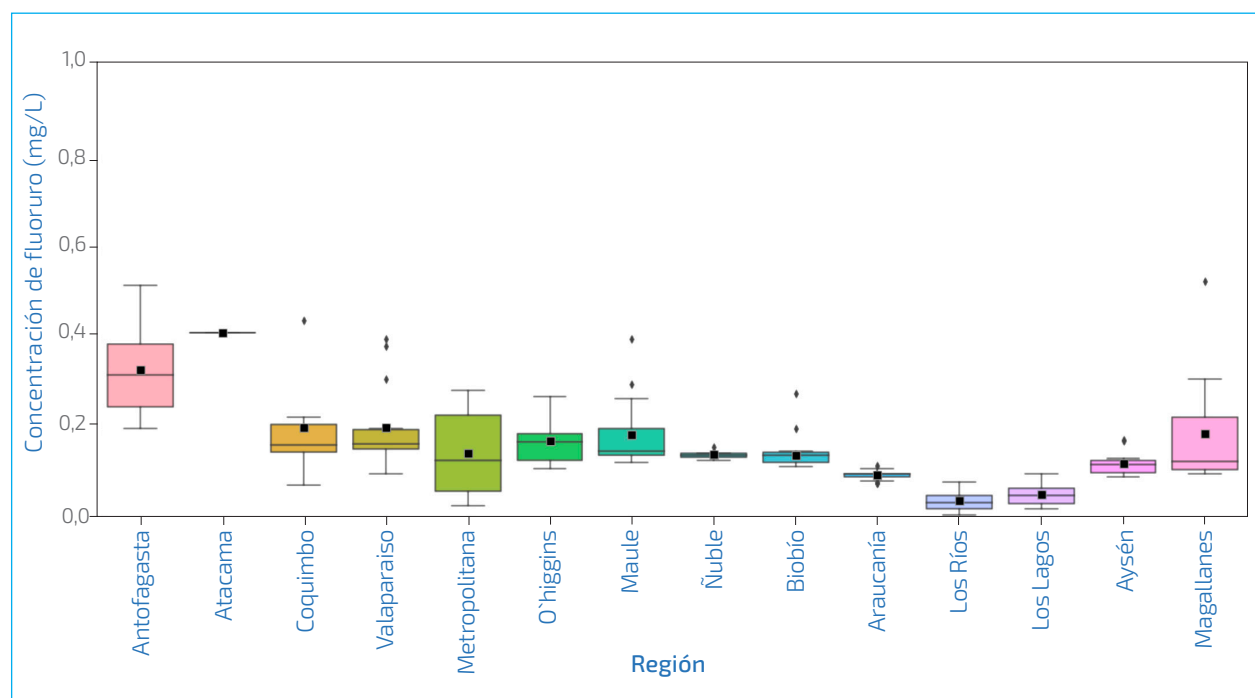


Figura 27.

Concentración de fluoruro por región, en fuentes de aguas superficiales.

En aguas subterráneas la concentración de fluoruro fluctuará según la naturaleza de las rocas y la presencia/aparición de minerales que contengan flúor. Incluso, en algunos casos la concentración máxima natural determinada en acuíferos subterráneos ha alcanzado los 2.800 mg/L (Kundu *et al.*, 2001; Singh *et al.*, 2021). La concentración reportada por literatura, está significativamente por sobre los promedios de fluoruro reportados en las diferentes obras del país respecto a calidad de aguas previo a su potabilización.

En la Figura 28, se observa que todas las concentraciones promedio no superan los 2 mg/L, sin embargo, se debe tener en consideración que los datos graficados son promedios y no muestran concentraciones de muestras de aguas subterráneas caracterizadas en fechas puntuales. De todas formas, en la Macrozona Norte se tienden a observar obras que promedian concentraciones mayores de fluoruro que aguas subterráneas extraídas en la Macrozona Central y Sur del país.

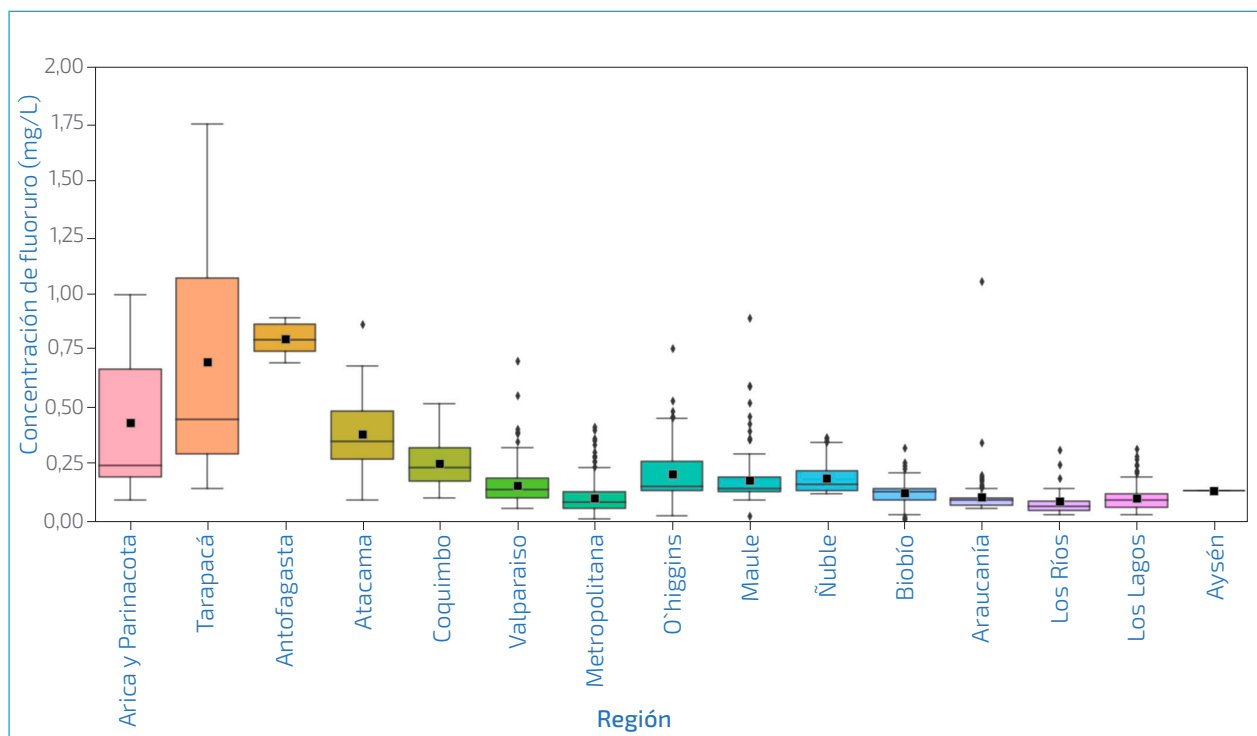


Figura 28.

Concentración de fluoruro por región, en fuentes de aguas subterráneas.

4.6 Magnesio

La dureza en agua está determinada principalmente por la presencia de iones metálicos polivalentes disueltos entre los cuales destacan cationes de calcio y magnesio. Por otra parte, la dureza de aguas naturales influye sobre sus aspectos estéticos, incidiendo sobre la aceptabilidad de la misma para efectos recreacionales. La dureza del agua también incidirá sobre aspectos económicos y operacionales de diferentes procesos (Singh *et al.*, 2021).

La guía de calidad de aguas de Australia y Nueva Zelanda (ANZECC and ARMCANZ, 2000; 2019) indica que la sodicidad de agua se debe a la presencia de una alta proporción de iones de sodio (Na^+) en relación con iones de calcio (Ca_2^+) y magnesio (Mg_2^+). La sodicidad en aguas destinadas al riego degrada la estructura de los suelos rompiendo los agregados de arcilla haciendo que el suelo sea más erosionable y menos permeable al agua y a su vez reduce el crecimiento de las plantas. Por otra parte, esta misma guía indica que para proteger especies de acuicultura en aguas dulces la concentración de este ión no debería sobrepasar los 15 mg/L.

La Figura 29 demuestra que el valor antes indicado (15 mg/L) coincidiría con los promedios de todas las obras informadas a lo largo del país exceptuando en la Región de Antofagasta, Valparaíso y Aysén, cuyas concentraciones promedio durante el período informado para este parámetro alcanzan los 48,2 mg/L, 18,2 mg/L y 51,3 mg/L, respectivamente.

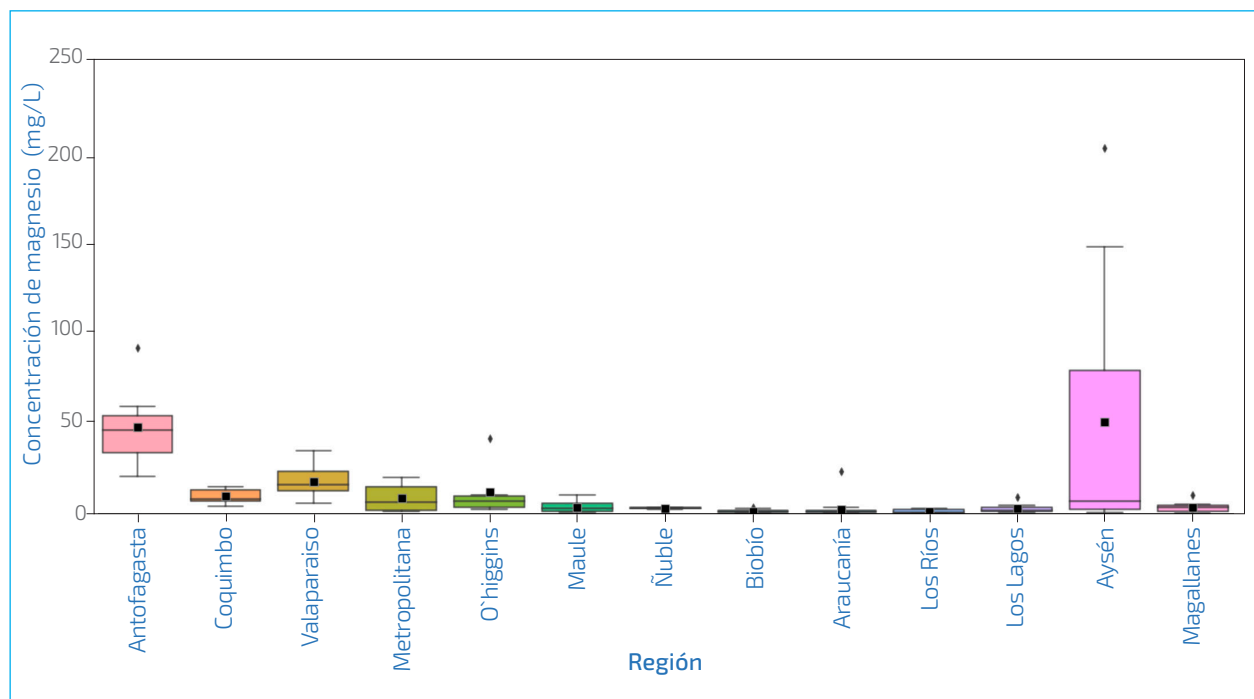


Figura 29.

Concentración de magnesio por región, en fuentes de aguas superficiales.

La Figura 30 ilustra las concentraciones de magnesio en aguas subterráneas, mostrando que, en las regiones de Arica y Parinacota, Antofagasta y Atacama, se reportan valores promedios por sobre los nacionales, lo que se podría asociar a intrusiones de aguas de mar, considerando la cercanía de las fuentes subterráneas al borde costero. Esta situación también se ve representada en algunas obras de la Región de Coquimbo y Valparaíso, con valores incluso superiores a 100 mg/L

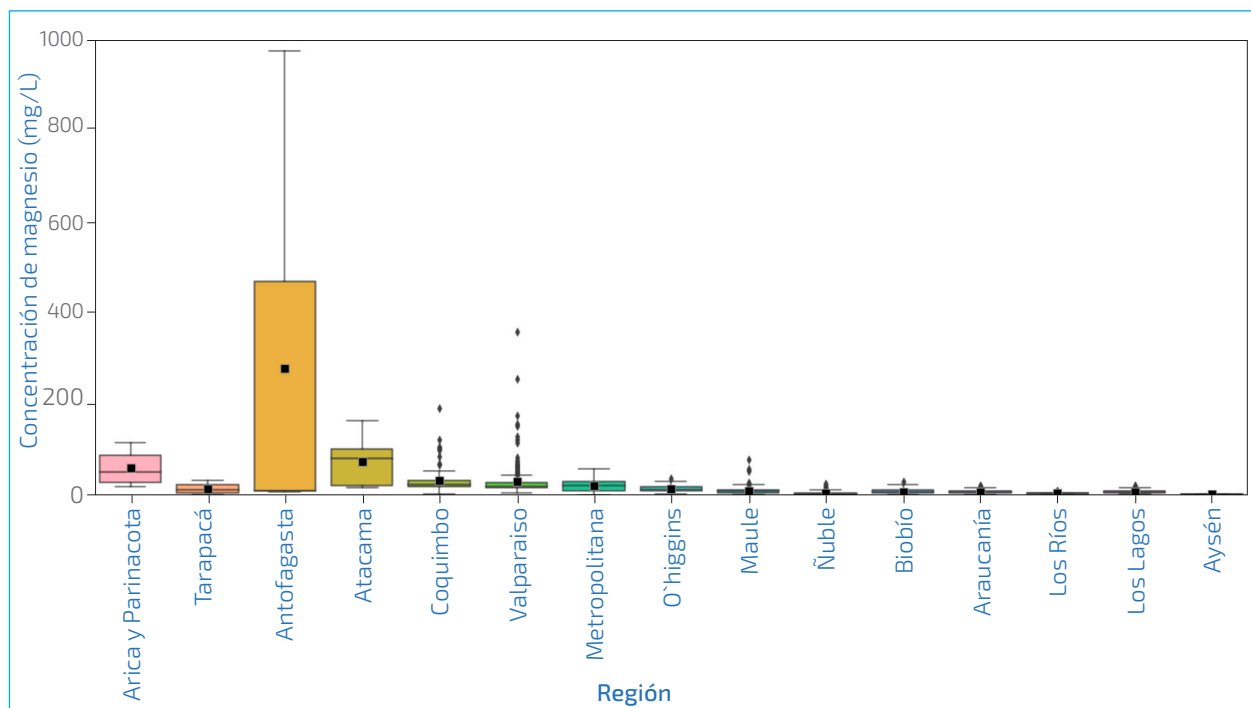


Figura 30.

Concentración de magnesio por región, en fuentes de aguas subterráneas.

4.7 Parámetros Microbiológicos: *E. coli* y Coliformes totales

La contaminación microbiológica por medio de Coliformes fecales, especialmente *Escherichia coli* (*E. coli*), se origina a partir de deposiciones provenientes del intestino de mamíferos y seres humanos. Las vías de contaminación del agua por estos microorganismos pueden deberse a fuentes puntuales y difusas en áreas rurales y urbanas (Khatri and Tyagi, 2015). Algunas de esas fuentes incluyen descarga de residuos biológicos humanos sin previa desinfección (descargas sépticas), lixiviación de estiércol animal o escorrentía de aguas lluvias o de animales domésticos, sin embargo, la presencia de *E. coli* en agua es muy difícil de poder detectarla (sin aplicar ensayos de laboratorio), ya que estas no confieren sabor, olor ni color (Divya and Solomon, 2016; Singh et al., 2021).

La calidad del agua también se ve afectada por inundaciones y sequías, así como por la falta de conciencia entre los usuarios finales. Aspectos como la higiene, el saneamiento ambiental, el almacenamiento y la eliminación deben tenerse en cuenta para el mantenimiento de la calidad de los recursos hídricos (Khatri and Tyagi, 2015).

La presencia de estos microorganismos en aguas superficiales puede afectar la idoneidad de las fuentes de agua respecto a extracción de especies (peces, mariscos o algas) para consumo humano, pero también puede significar un riesgo al momento de ser utilizadas en actividades recreacionales o regadío de especies comestibles sin previo tratamiento de desinfección (ANZECC and ARMCANZ, 2000; 2019).

Entre *E. coli* y otras bacterias del grupo coliformes, se origina el parámetro de Coliformes totales el cual permite dar indicio de la carga microbiana total de microorganismos capaces de infectar y causar enfermedades gastrointestinales en seres humanos.

La Figura 31 ilustra los promedios logarítmicos de concentraciones de *E. coli* en obras que extraen aguas superficiales, las que luego deben someterse a un proceso de desinfección previo a su distribución para consumo humano. Respecto a *E. coli* las obras que presentan mayores concentraciones promedio se encuentran en las regiones de Valparaíso (río), Metropolitana (canal) y Aysén (río), con valores equivalentes a 20, 36 y 42 NMP/100 mL, respectivamente. Las regiones de Arica y Parinacota y Tarapacá no reportan caracterizaciones microbiológicas en sus obras de captación.

Debido a que la guía australiana y neozelandesa no establece concentraciones frente a la protección de especies acuáticas de aguas dulces para *E. coli*, y sólo especifica un valor máximo referente a aguas destinadas a cultivo de mariscos (14 NMP/100 mL), este no sería un valor directamente comparable con fuentes naturales de aguas dulces, por lo cual no se georreferenció. Un caso particular se observa en la Región de Aysén, donde la mayoría de las obras promedian valores por sobre los 20 NMP/100 mL, lo cual podría deberse tanto a descarga de aguas servidas sin o ineficiente tratamiento de desinfección o a contaminación animal.

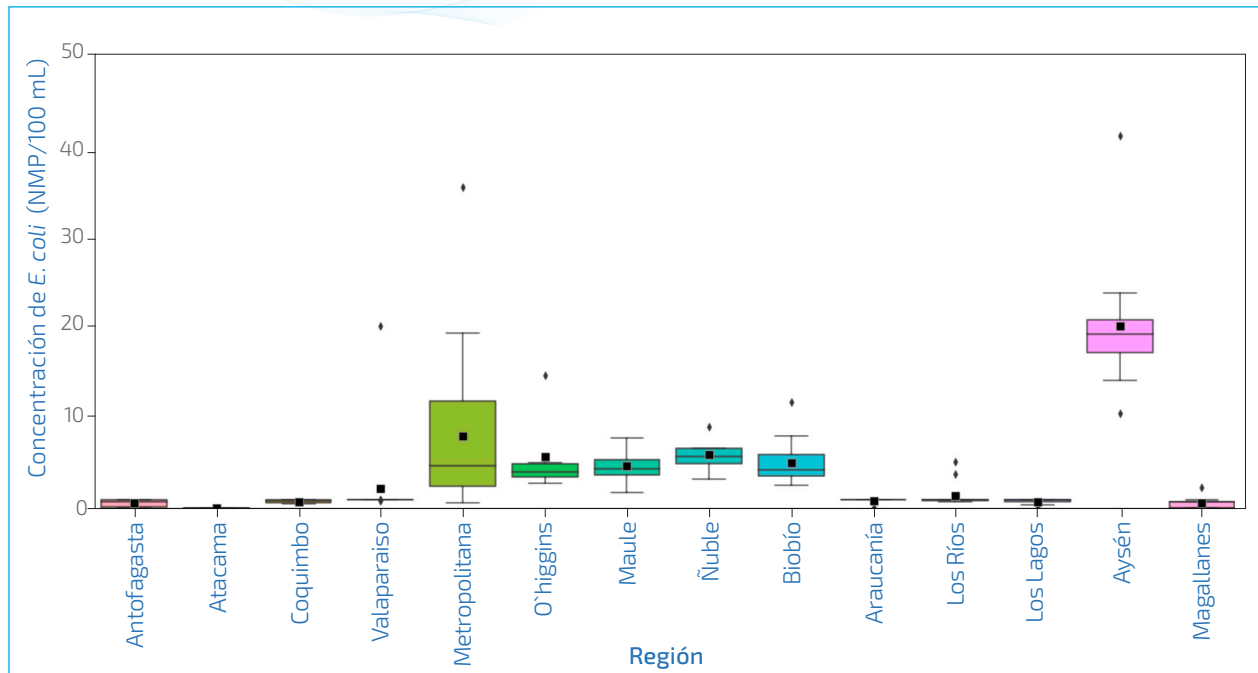


Figura 31.

Concentración de *E. coli* por región, en fuentes de aguas superficiales.

A continuación, en la Figura 32 se ilustran los resultados asociados a concentraciones de Coliformes totales en las diferentes obras de captación de aguas superficiales a lo largo del país. Se observa que como en todas las regiones del país informadas, los promedios son todos mayores que los reportados frente a *E. coli*, lo cual se atribuye a la existencia de otras especies microbianas dentro del mismo grupo. Es importante mencionar que si bien *E. coli* proviene exclusivamente de material fecal, existen otras especies dentro del grupo coliformes que pueden tener origen natural, por tanto, varios autores han cuestionado la utilización del parámetro Coliformes totales como indicador de calidad de aguas (Barrera-Escorcia *et al.*, 2013).

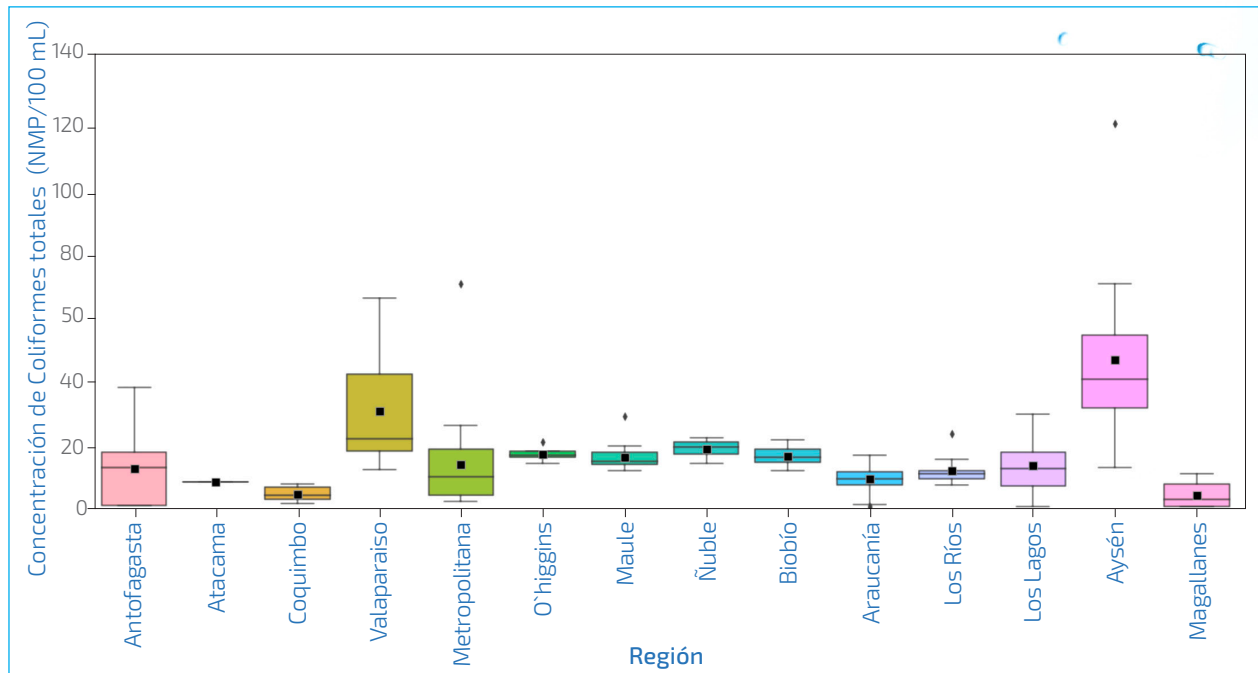


Figura 32.

Concentración de Coliformes totales por región, en fuentes de aguas superficiales.

En la Figura 33 se muestran los promedios de concentraciones de *E. coli* en obras que extraen aguas subterráneas, las que luego deben someterse a un proceso de desinfección previo a su distribución para consumo humano. En este caso el escenario es muy diferente al observado en aguas superficiales, ahora todas las obras promedian concentraciones inferiores a 8 NMP/100 mL, sin embargo, se debe considerar que estos son promedios y que en fechas puntuales de muestreo los valores pueden alcanzar concentraciones mayores, pero no son representativos de todo el período informado (2014-2020).

Los mayores valores promedios se concentran en obras de las regiones Maule y Aysén con captación en sondaje y dren, respectivamente. Este escenario es diferente al observado en aguas superficiales, lo que indicaría que existe una menor probabilidad de contaminar aguas subterráneas mediante material fecal.

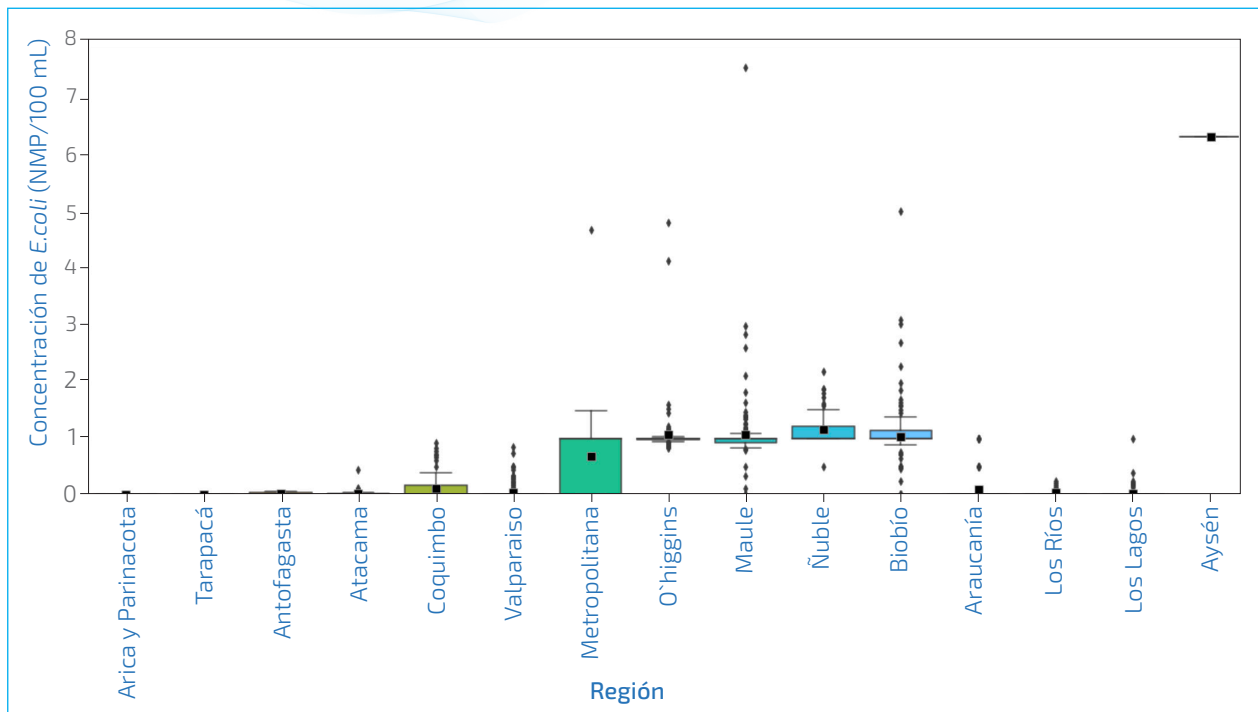


Figura 33.

Concentración de *E. coli* por región, en fuentes de aguas subterráneas.

La Figura 34 ilustra las concentraciones promedio de Coliformes totales en captaciones de las diferentes regiones. Los mayores valores (> 15 NMP/100 mL) se observan en acuíferos subterráneos de las regiones de Coquimbo, O'Higgins, Maule, Ñuble, Biobío y Los Lagos. Sin embargo, estas concentraciones tenderían a ser mayores debido probablemente a especies de coliformes diferentes a *E. coli*. Por tanto, se concluye que en aguas subterráneas también se desarrollan microorganismos del grupo coliformes pudiendo afectar la calidad microbiológica de las fuentes de agua.

Lo anterior recalca que las tecnologías de desinfección de aguas a potabilizar deben constituir un paso clave y un proceso inevitable para otorgar seguridad hídrica a la población, porque si bien existen organismos que únicamente provienen desde material fecal de mamíferos y humanos también en la naturaleza crecen y se desarrollan otros que podrían causar daño a quienes consumen y utilizan el recurso hídrico para diferentes fines.

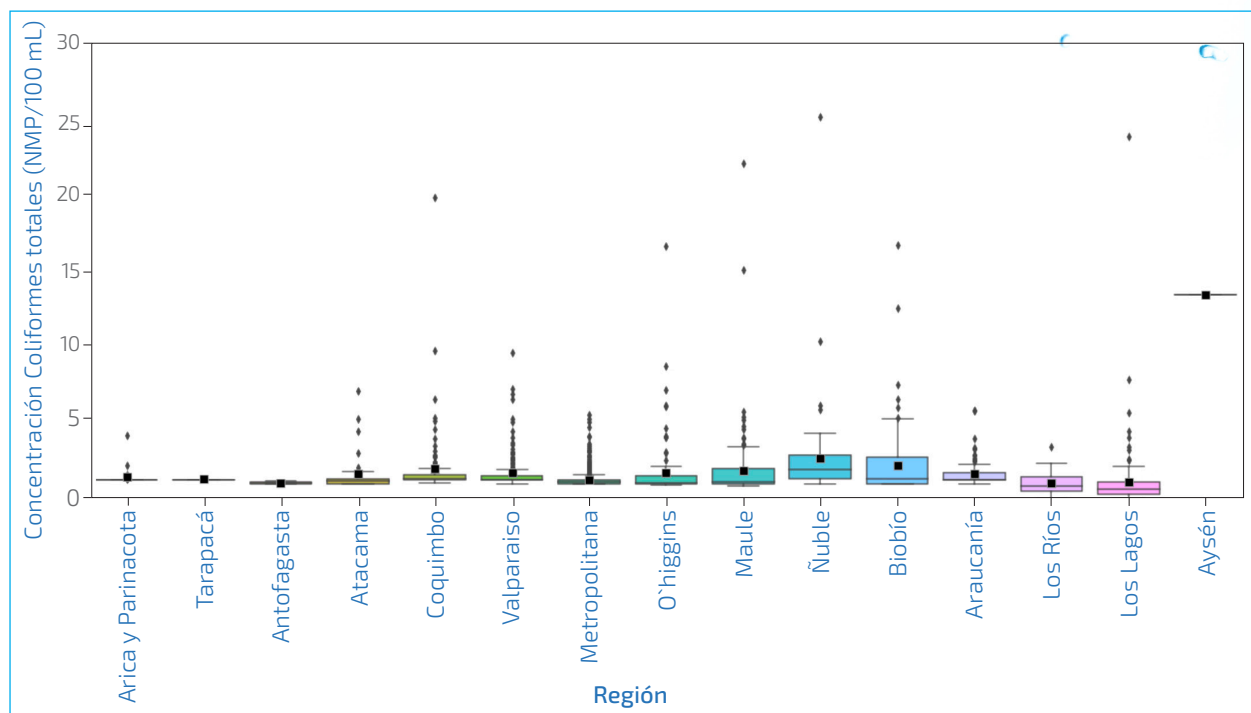


Figura 34.

Concentración de Coliformes totales por región, en fuentes de aguas subterráneas.

4.8 Lindano

El lindano es utilizado como un insecticida sobre frutas, hortalizas (incluyendo cultivos en invernadero de hortalizas y tabaco) y silvicultura, pero también ha sido utilizado como pesticida terapéutico para el tratamiento de la sarna en animales y humanos, sin embargo, varios países han restringido su uso. La vía principal de ingreso de este insecticida al agua son las precipitaciones y en menor medida la contaminación de aguas residuales provenientes de las plantas de fabricación del mismo (OMS, 2004b).

Estudios que han caracterizado agua de precipitaciones han determinado concentraciones de lindano entre 0,4-155 ng/L e incluso niveles en un orden de magnitud mayor equivalente a 43 µg/L. Específicamente en aguas superficiales se han reportado niveles entre 0,01-0,1 µg/L y en ríos contaminados con lindano se han determinado concentraciones de hasta 12 µg/L, sin embargo, en aguas subterráneas las concentraciones son inferiores y varían entre 3-163 ng/L (OMS, 2004b).

En la cuarta reunión para la revisión del Convenio de Estocolmo, llevada a cabo el año 2009, la Conferencia de las Partes aceptó incluir al lindano dentro de la lista de Contaminantes Orgánicos Persistentes (Vijgen *et al.*, 2010), ya que su utilización representa una amenaza para la salud humana y el medioambiente de todo el planeta, debido a que es resistente a la degradación, es bioacumulable, es tóxico para la salud humana y el medioambiente y tiene potencial para transportarse a larga distancia (MITECO, 2017).

En la Figura 35, se observa la concentración promedio de lindano por región en fuentes superficiales. Todas las obras que extraen aguas desde fuentes superficiales y reportan concentraciones de lindano a lo largo de Chile, presentan valores promedios inferiores a 0,2 $\mu\text{g/L}$.

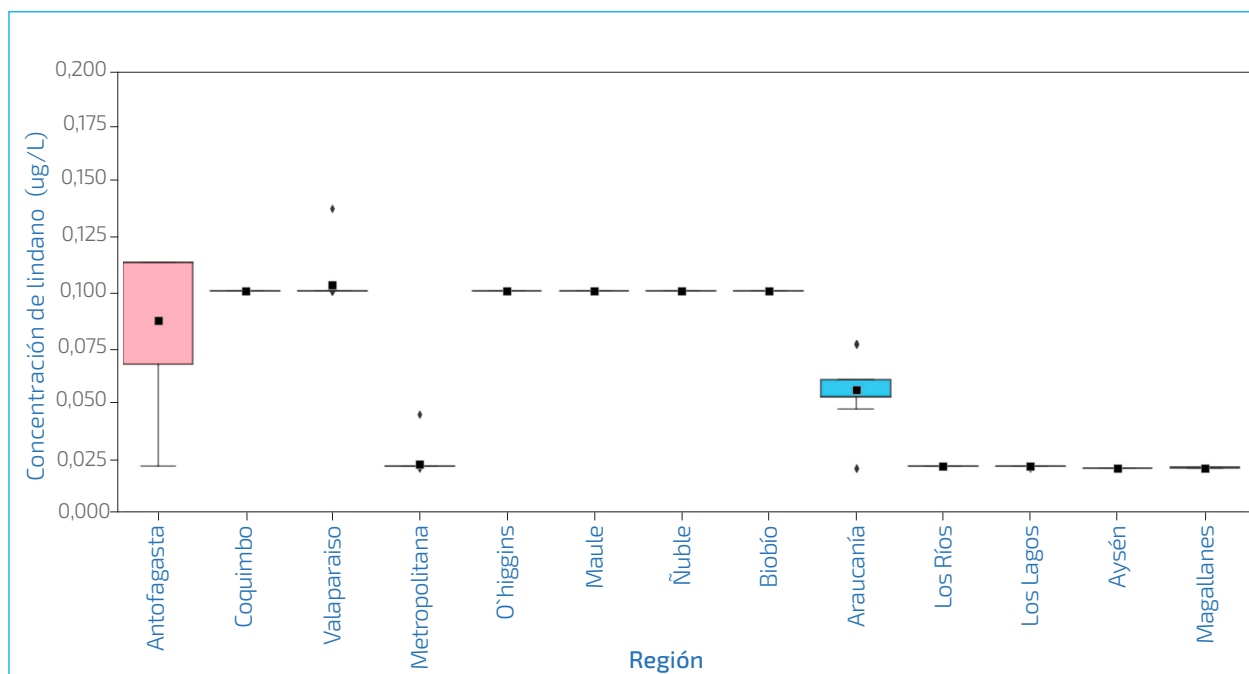


Figura 35.

Concentración de lindano por región, en fuentes de aguas superficiales.

Para establecer los rangos de calidad en el mapa georreferenciado de las obras de captación superficial frente a lindano (Figura 36), se han considerado los valores propuestos por la guía de calidad de Australia y Nueva Zelanda (ANZECC and ARMCANZ, 2000; 2019), indicando la concentración de lindano no debería ser superior a 0,2 $\mu\text{g/L}$ para proteger un 95% de diferentes especies acuáticas que habitan en fuentes de aguas dulces, lo que indicaría que todas las fuentes superficiales de agua potable cumplen con esta condición. Además, la concentración de lindano no debería ser superior a 1 $\mu\text{g/L}$ para proteger un 80% de dichas especies.

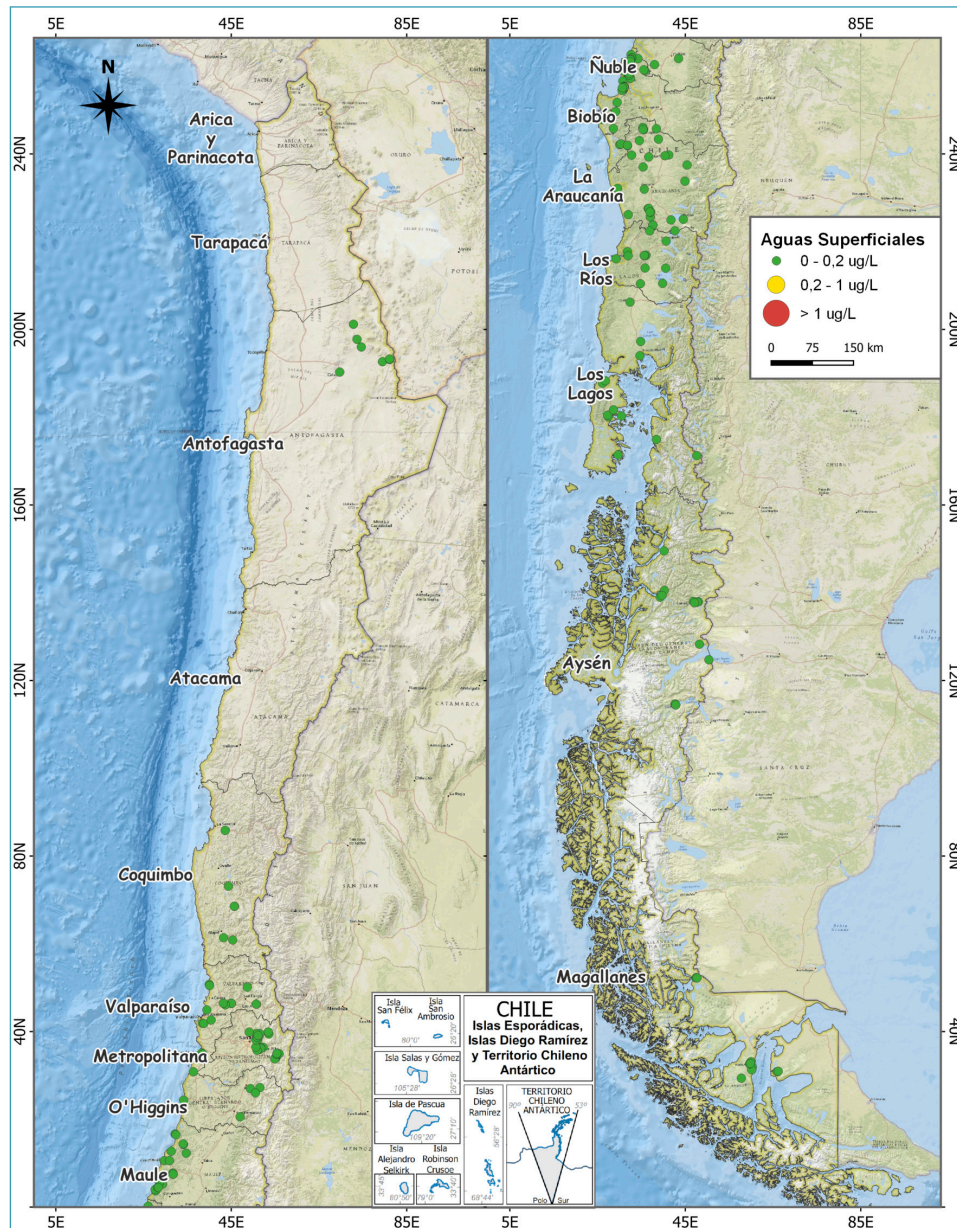


Figura 36.

Calidad de fuentes de aguas superficiales respecto a lindano.

La Figura 37 ilustra las concentraciones de lindano en aguas subterráneas. Las concentraciones promedio no superan los 0,2 µg/L, siendo la Región de Antofagasta quien presenta la concentración promedio máxima con un valor de 0,16 µg/L, mientras que en las regiones Metropolitana y del Maule, se observan valores atípicos por sobre los 0,2 µg/L correspondientes a pozos y sondajes, respectivamente.

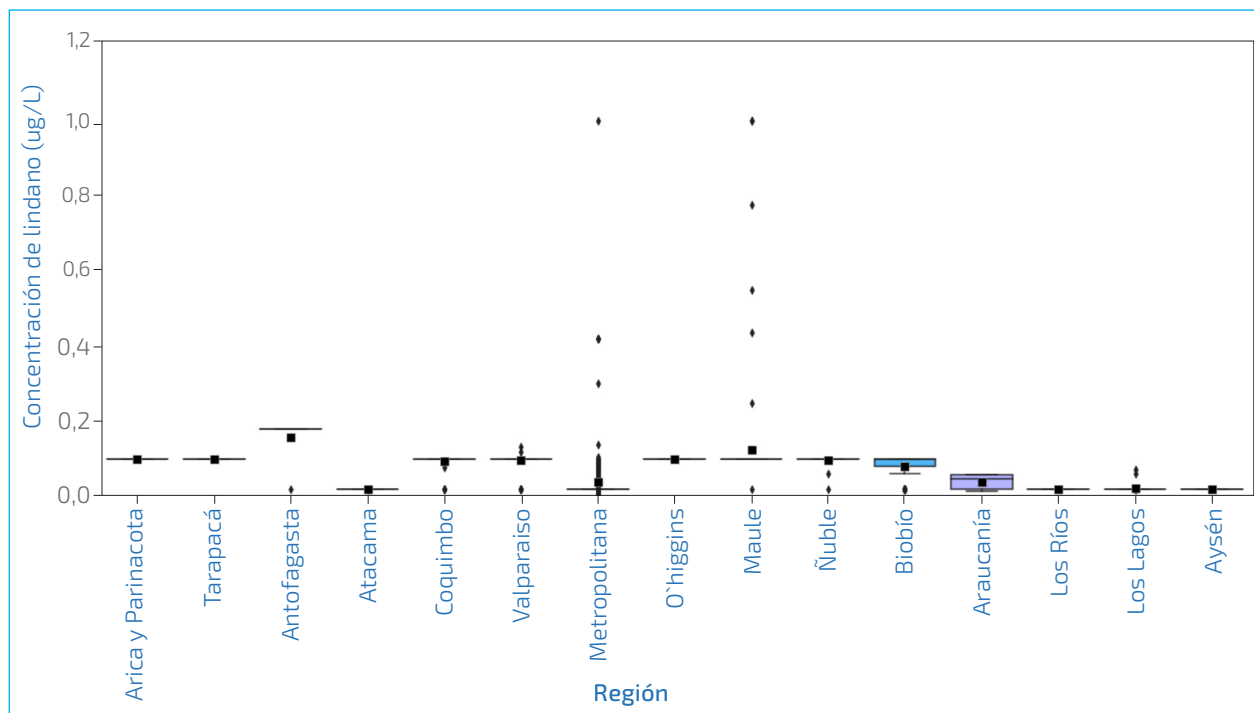


Figura 37.

Concentración de lindano por región, en fuentes de aguas subterráneas.

En la Figura 38 se puede observar la ubicación de todas las obras que actualmente operan extrayendo agua desde fuentes subterráneas y su calidad en relación a concentraciones promedio de lindano, se observan obras que extraen aguas con calidad media, respecto a dicho parámetro, en las regiones Metropolitana y del Maule, con concentraciones en el rango de 0,2 a 1,0 µg/L.

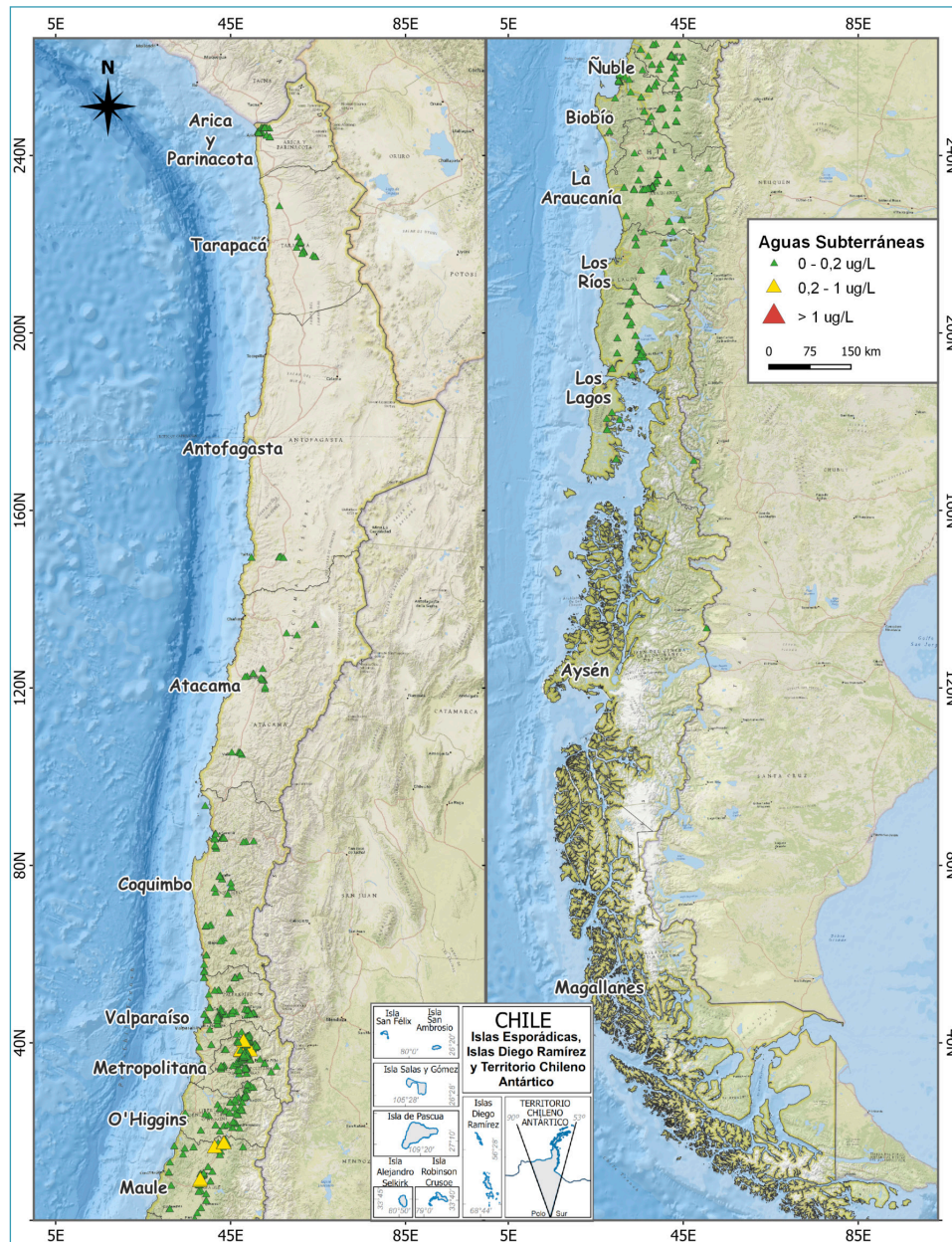


Figura 38.

Calidad de fuentes de aguas subterráneas respecto a lindano.

4.9 Benceno

El benceno es utilizado en la industria química para la producción de otros compuestos tales como estireno, hidrocarburos aromáticos, entre otros, además ha sido utilizado como solvente, pero esta práctica ha disminuido a través del tiempo y también como aditivo al petróleo para incrementar el número de octanaje. Las principales causas de la presencia de benceno en aguas se deben a deposición atmosférica, derrames de gasolinas y otros productos petrolíferos y efluentes de industrias químicas (OMS, 2003; OMS 2018).

Por su parte, la contaminación de fuentes subterráneas por este compuesto es habitual en países en vías de desarrollo y desarrollados debido a fugas en tanques y tuberías subterráneas u otros accidentes (Kvenvolden and Cooper, 2003). El benceno está dentro de un grupo considerado como monoaromático peligroso por su alta solubilidad en agua y baja Concentración Letal (LC50), lo cual lo transforma en un importante contaminante de los ecosistemas acuáticos (Gillis *et al.*, 2007; Mosmeri *et al.*, 2017). Niveles por sobre los 0,179 mg/L han sido reportado en efluentes industriales y una concentración de hasta 0,3 mg/L ha sido notificada desde aguas subterráneas contaminadas por fuentes puntuales (OMS, 2003; OMS 2018).

En la Figura 39, se observa la concentración promedio de benceno por región en fuentes superficiales. Todas las obras que extraen aguas desde fuentes superficiales, reportan concentraciones promedio de benceno inferiores a 6,0 µg/L.

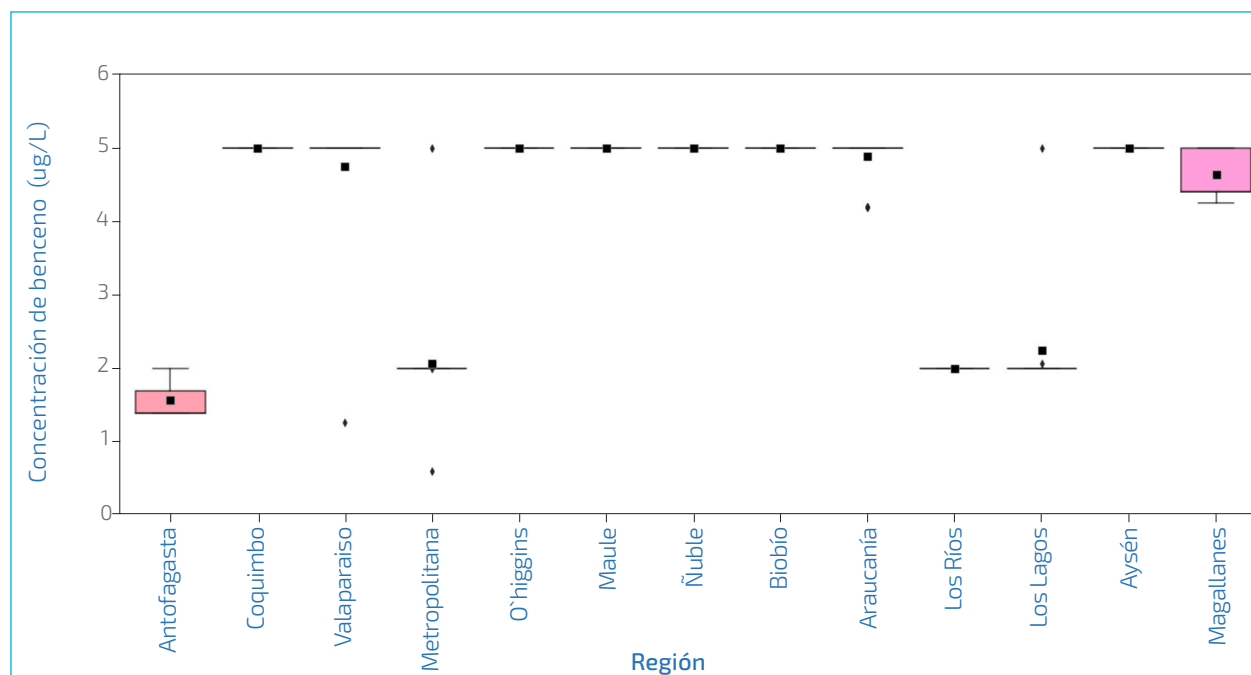


Figura 39.

Concentración de benceno por región, en fuentes de aguas superficiales.

En la Figura 40 se observan rangos de calidad en el mapa georreferenciado de las obras de captación superficial frente a benceno, se han considerado los valores propuestos por la guía de calidad de Australia y Nueva Zelanda (ANZECC and ARMCANZ, 2000; 2019), indicando que la concentración de este compuesto no debería ser superior a 950 $\mu\text{g/L}$ para proteger un 95% de diferentes especies acuáticas que habitan en fuentes de aguas dulces, y no debería ser superior a 2000 $\mu\text{g/L}$ para proteger un 80% de dichas especies.

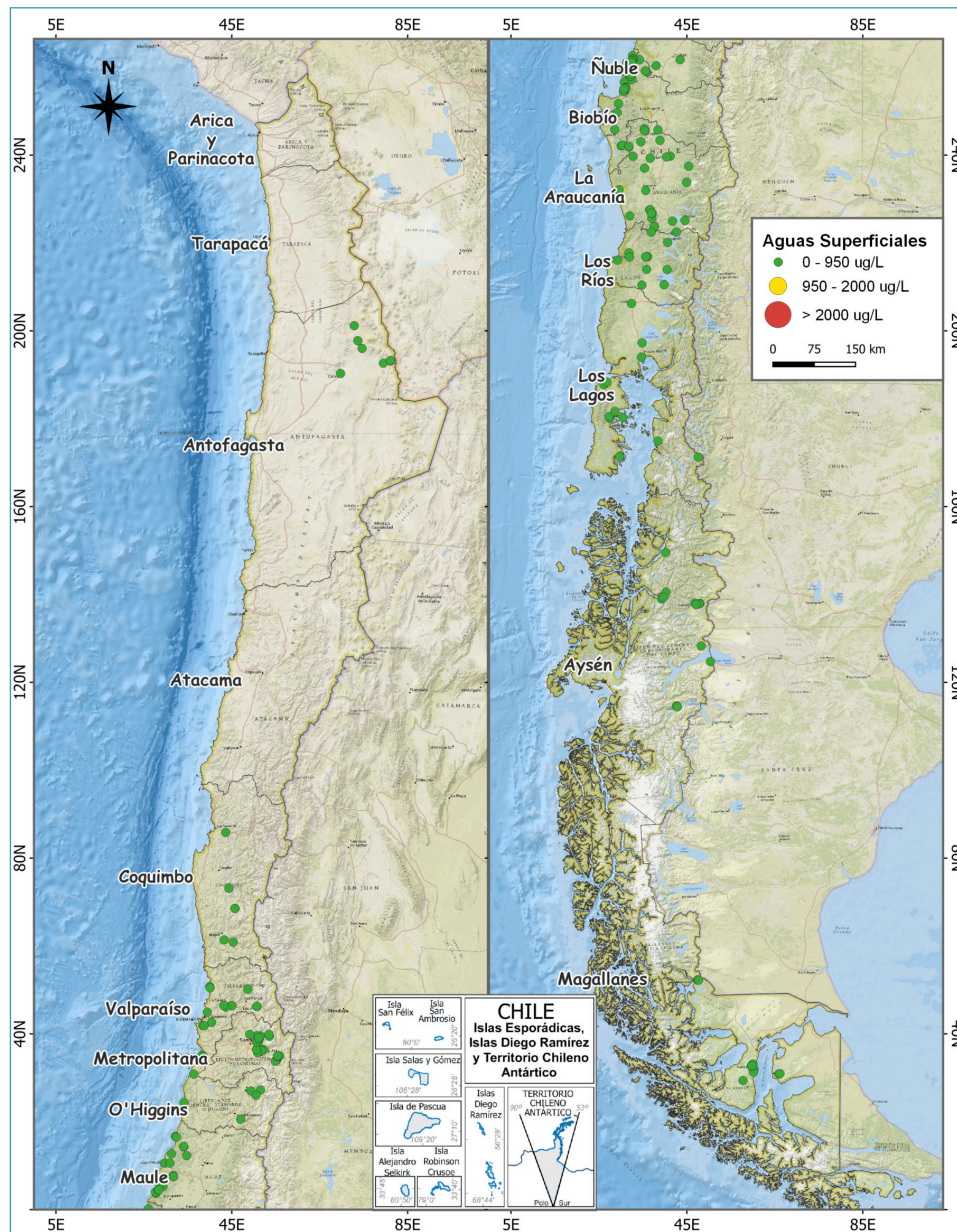


Figura 40.

Calidad de fuentes de aguas superficiales respecto a benceno.

En la Figura 41, se observa la concentración promedio de benceno por región en fuentes subterráneas. Todas las obras que extraen aguas desde fuentes subterráneas, reportan concentraciones promedio de benceno inferiores a 6,0 $\mu\text{g/L}$.

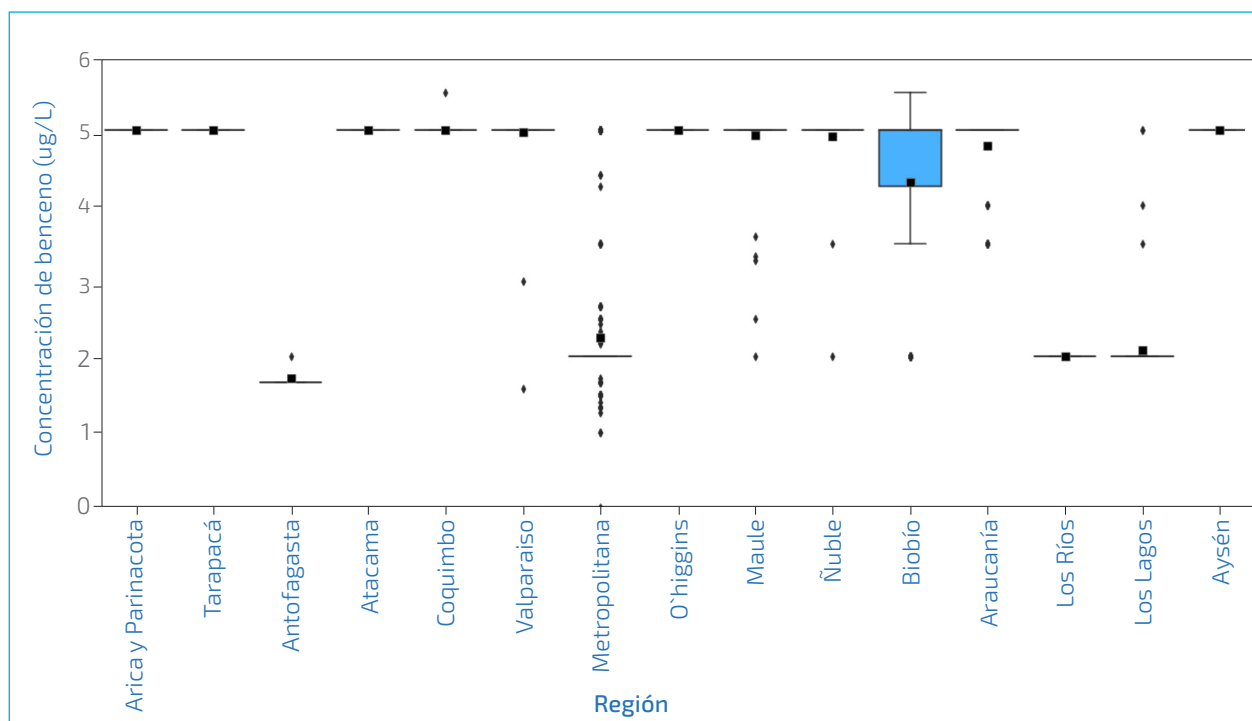


Figura 41.

Concentración de benceno por región, en fuentes de aguas subterráneas.

La Figura 42 establece los rangos de calidad en el mapa georreferenciado de las obras de captación subterránea frente a benceno, considerando los valores propuestos por la guía de calidad de Australia y Nueva Zelanda (ANZECC and ARMCANZ, 2000; 2019), donde la concentración de este compuesto no debería ser superior a 950 $\mu\text{g/L}$ para proteger un 95% de diferentes especies acuáticas que habitan en fuentes de aguas dulces, y no debería ser superior a 2000 $\mu\text{g/L}$ para proteger un 80% de dichas especies. Por tanto, todas las obras extraen aguas subterráneas de alta calidad respecto a este parámetro, con concentraciones máximas de 5,5 $\mu\text{g/L}$ de benceno en ciertas obras de la región del Biobío y Coquimbo.

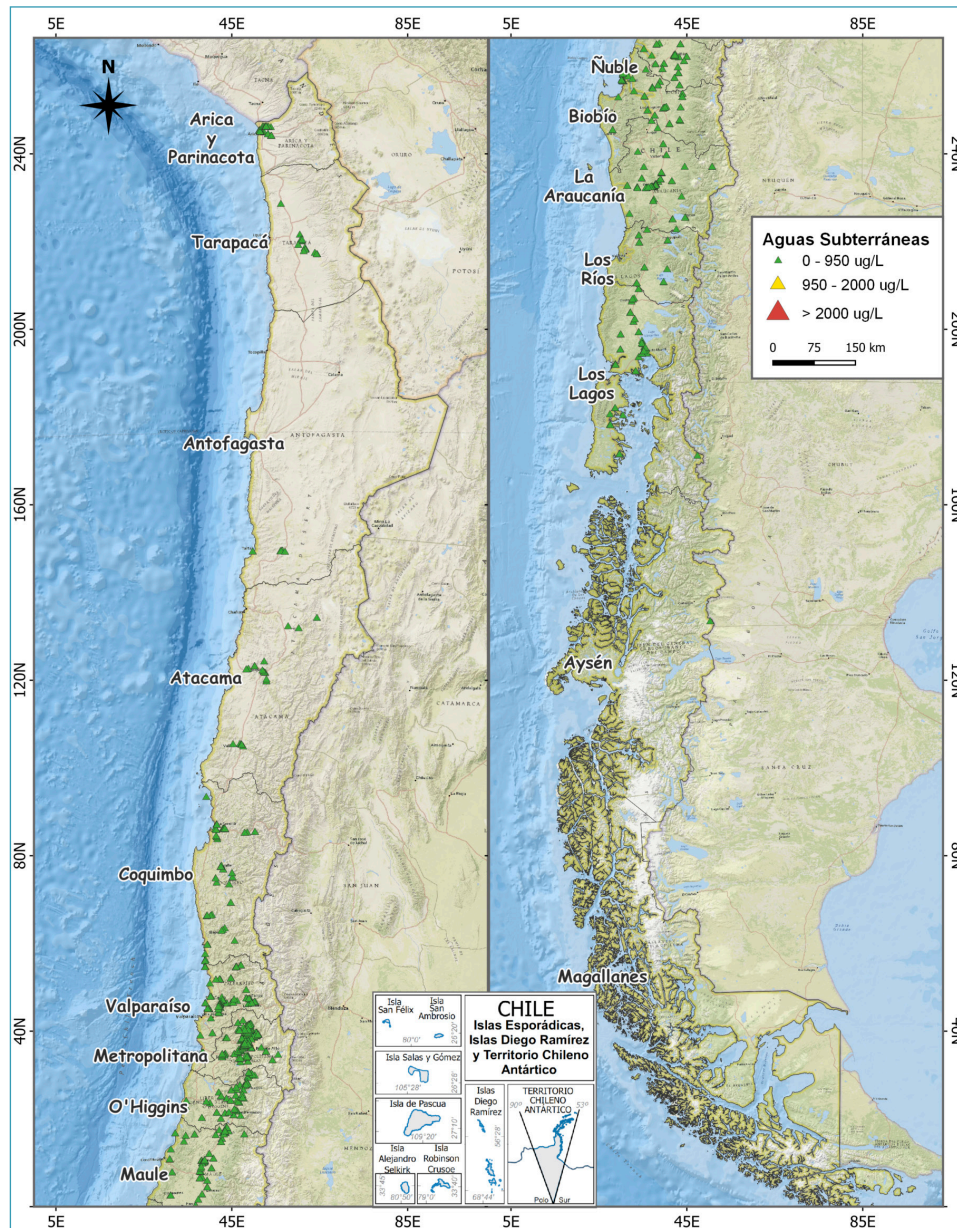


Figura 42.
Calidad de fuentes de aguas subterráneas respecto a benceno.

4.10 Compuestos fenólicos y pentaclorofenol

Los compuestos fenólicos se definen como derivados hidroxílicos del benceno, los que pueden ingresar al agua desde fuentes naturales, industriales, actividades domésticas y agrícolas, específicamente desde la transformación de la lignina y taninos, alquitrán, resinas sintéticas, plásticos, impermeabilizantes con caucho y fabricación de tinturas. En agricultura, estos compuestos se emplean como herbicidas e insecticidas. Una vez que llegan a los cuerpos de agua, pueden sufrir modificaciones químicas resultando en la formación de otras moléculas las cuales pueden ser más peligrosas que su forma original (Anku *et al.*, 2017; Singh *et al.*, 2021).

El pentaclorofenol y otros clorofenoles se utilizan principalmente como biocida general para controlar el desarrollo de termitas, para proteger la madera del crecimiento de hongos y de insectos perforadores (Jin *et al.*, 2012). Debido a su persistencia, capacidad de transporte con largo alcance, bioacumulación e impacto negativo en los seres humanos y el medio ambiente (Huang *et al.*, 2014), es que en la mayoría de los países se ha prohibido su producción y utilización (Singh *et al.*, 2021). Su presencia en aguas superficiales suele ser inferior a 10 µg/L, aunque en determinadas condiciones se pueden medir concentraciones mucho mayores en aguas subterráneas (OMS, 2018).

En la Figura 43, se observa la concentración promedio de compuestos fenólicos por región en fuentes superficiales, estas reportan concentraciones promedio inferiores a 3,0 µg/L. Siendo las regiones de Valparaíso, Araucanía y Magallanes quienes presentan las máximas concentraciones promedio con valores de 1,43 µg/L, 1,62 µg/L y 1,82 µg/L, respectivamente. Mientras que la Metropolitana presenta la mínima concentración promedio con 0,04 µg/L.

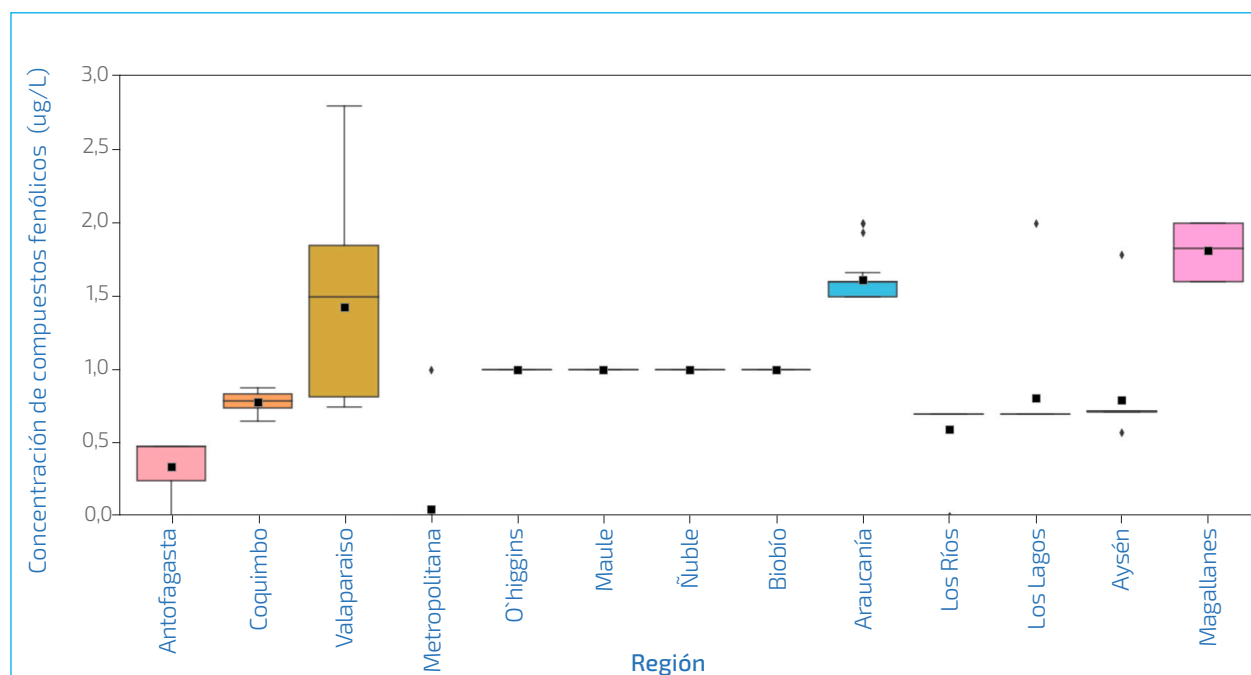


Figura 43.

Concentración de compuestos fenólicos por región, en fuentes de aguas superficiales.

En la Figura 44, se observa la concentración promedio de pentaclorofenol por región en fuentes superficiales, estas reportan concentraciones promedio inferiores a 3,0 $\mu\text{g/L}$. Siendo las regiones de Antofagasta, Metropolitana, Los Ríos y Los Lagos quienes presentan las máximas concentraciones promedio con valores de 1,76 $\mu\text{g/L}$, 2,28 $\mu\text{g/L}$, 2,37 $\mu\text{g/L}$ y 2,26 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. Mientras que las otras regiones presentan concentraciones promedio entre 1,0-1,1 $\mu\text{g/L}$.

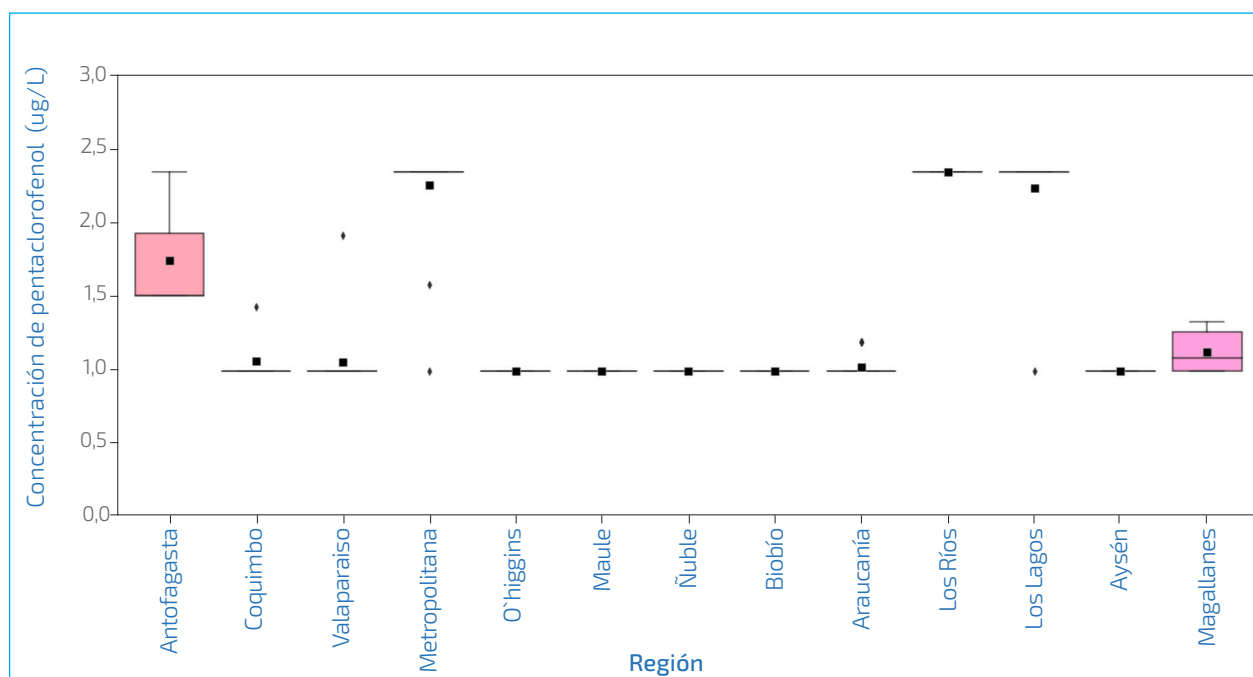


Figura 44.

Concentración de pentaclorofenol por región, en fuentes de aguas superficiales.

Las Figura 45 y 46 establecen los rangos de calidad en el mapa georreferenciado de las obras de captación superficial frente a compuestos fenólicos y pentaclorofenol, respectivamente. Se consideraron los valores propuestos por la guía de calidad de Australia y Nueva Zelanda (ANZECC and ARMCANZ, 2000; 2019). De acuerdo con dicha guía, la concentración de compuestos fenólicos no debería ser superior a 320 $\mu\text{g/L}$ para proteger un 95% de diferentes especies acuáticas que habitan en fuentes de aguas dulces, y no debería ser superior a 1.200 $\mu\text{g/L}$ para proteger un 80% de dichas especies. Mientras que para pentaclorofenol no debería ser superior a 10 $\mu\text{g/L}$ para proteger un 95%, no debería sobrepasar los 27 $\mu\text{g/L}$ para proteger un 80%. Por tanto, todas las obras informadas extraen aguas superficiales de alta calidad respecto a ambos parámetros.

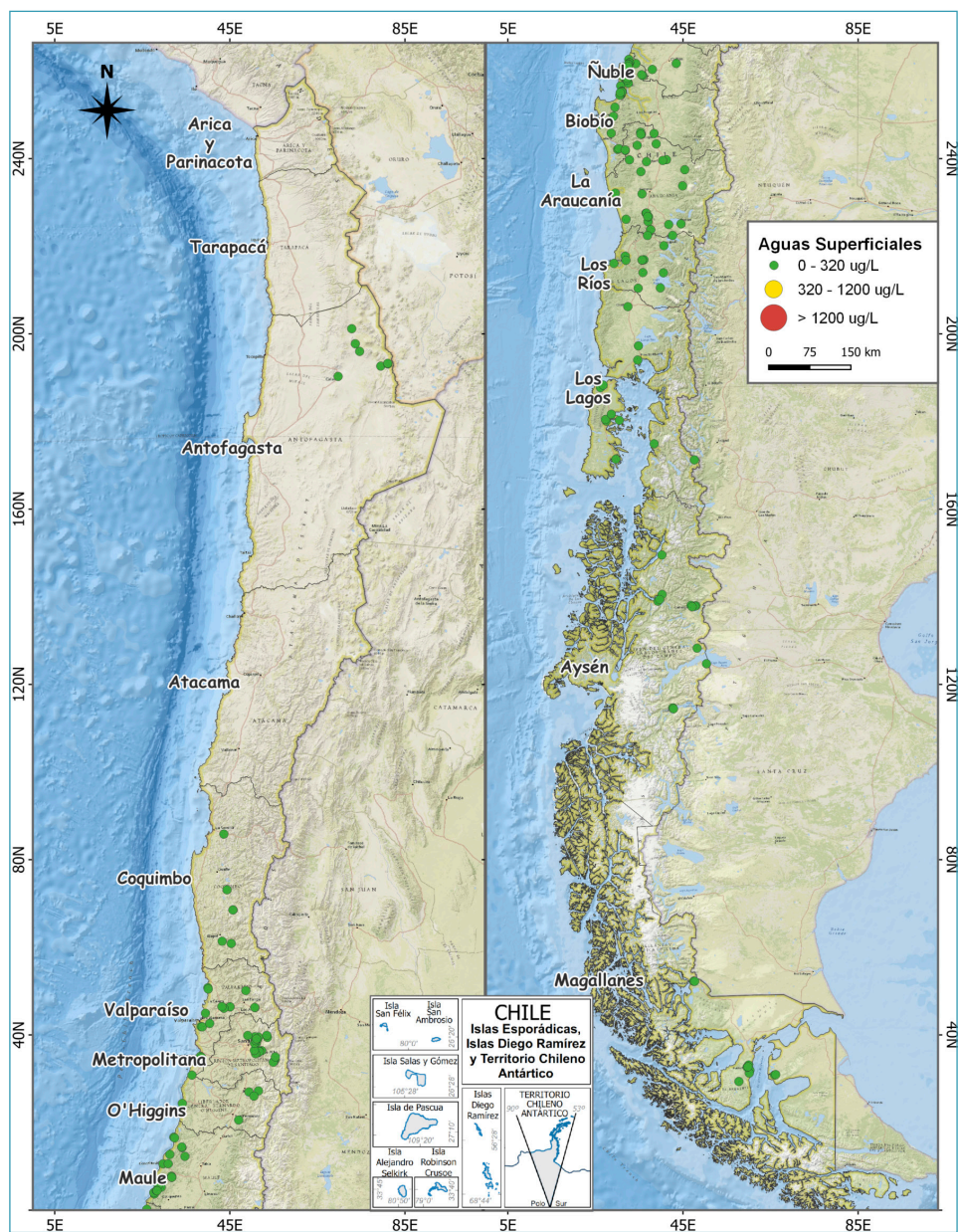


Figura 45.

Calidad de fuentes de aguas superficiales respecto a compuestos fenólicos.

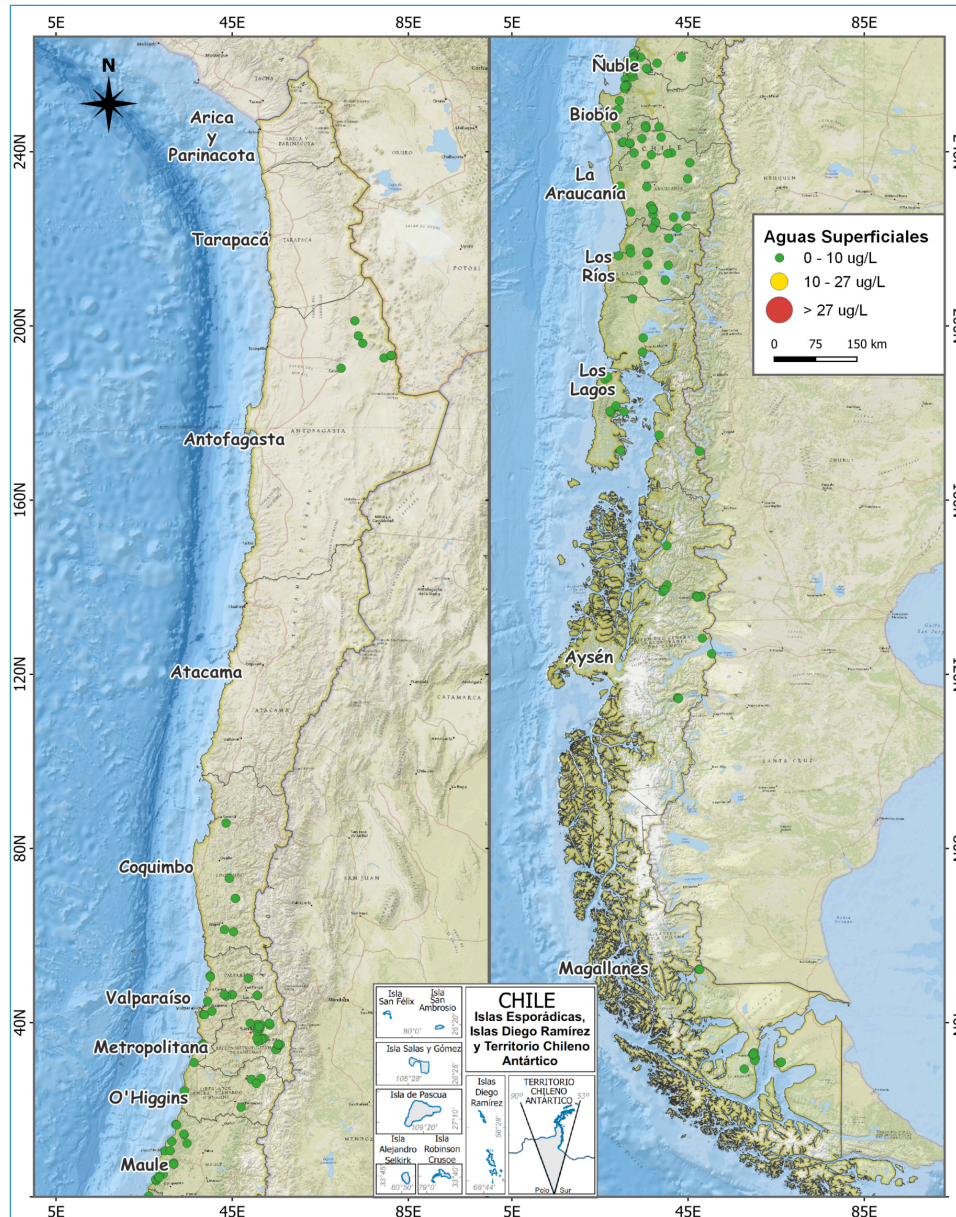


Figura 46.
Calidad de fuentes de aguas superficiales respecto a pentaclorofenol.

En la Figura 47, se observa la concentración promedio de compuestos fenólicos por región en fuentes subterráneas, estas reportan concentraciones promedio inferiores a 4,0 µg/L. Siendo las regiones de Atacama y Araucanía quienes presentan las máximas concentraciones promedio con valores de 2,01 µg/L y 1,74 µg/L, respectivamente.

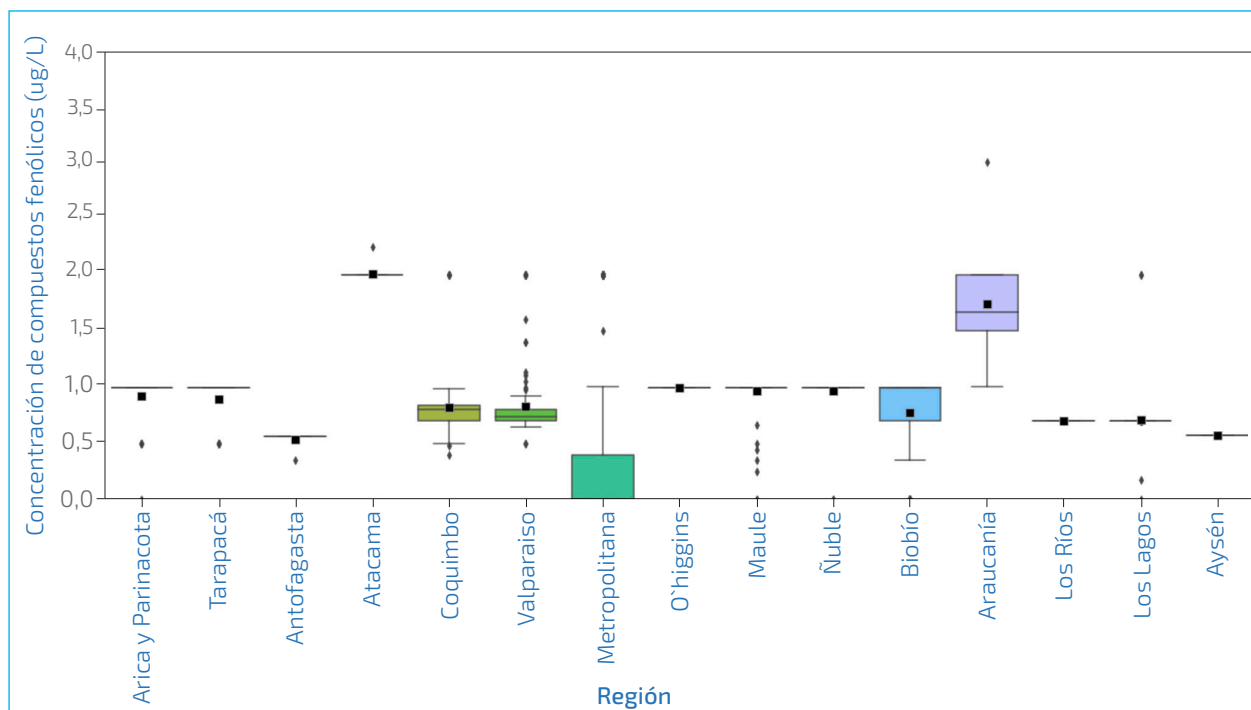


Figura 47.

Concentración de compuestos fenólicos por región, en fuentes de aguas subterráneas.

En la Figura 48, se observa la concentración promedio de pentaclorofenol por región en fuentes subterráneas, estas reportan concentraciones promedio inferiores a 6,0 µg/L. Siendo las regiones de Antofagasta, Metropolitana, Los Ríos y Los Lagos quienes presentan las máximas concentraciones promedio con valores de 1,84 µg/L, 2,03 µg/L, 2,37 µg/L y 2,33 µg/L, respectivamente.

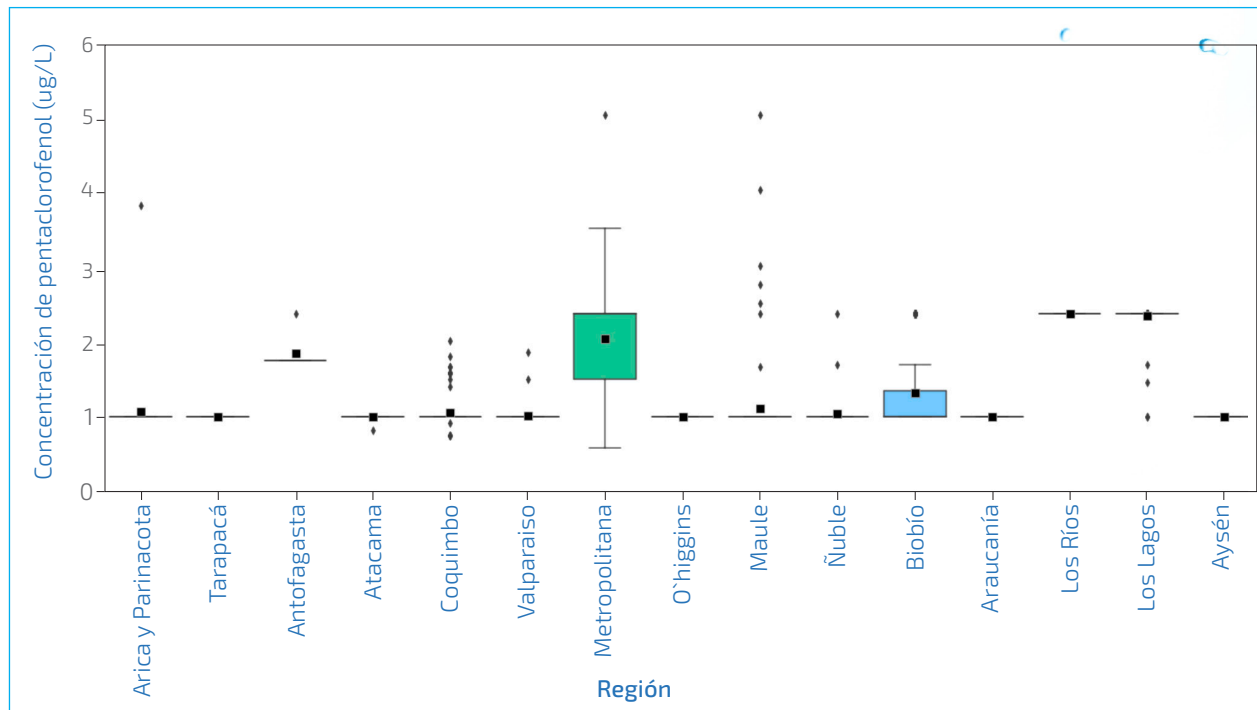


Figura 48.
Concentración de pentaclorofenol por región, en fuentes de aguas subterráneas.

Las Figura 49 y 50 establecen los rangos de calidad en el mapa georreferenciado de las obras de captación subterránea frente a compuestos fenólicos y pentaclorofenol, respectivamente. Se consideraron los valores propuestos por la guía de calidad de Australia y Nueva Zelanda (ANZECC and ARMCANZ, 2000; 2019). De acuerdo con dicha guía, la concentración de Compuestos fenólicos no debería ser superior a 320 µg/L para proteger un 95% de diferentes especies acuáticas que habitan en fuentes de aguas dulces, y no debería ser superior a 1.200 µg/L para proteger un 80% de dichas especies. Mientras que para Pentaclorofenol no debería ser superior a 10 µg/L para proteger un 95% y no debería sobrepasar los 27 µg/L para proteger un 80%. Por tanto, las obras informadas extraen aguas subterráneas de alta calidad respecto a ambos compuestos.

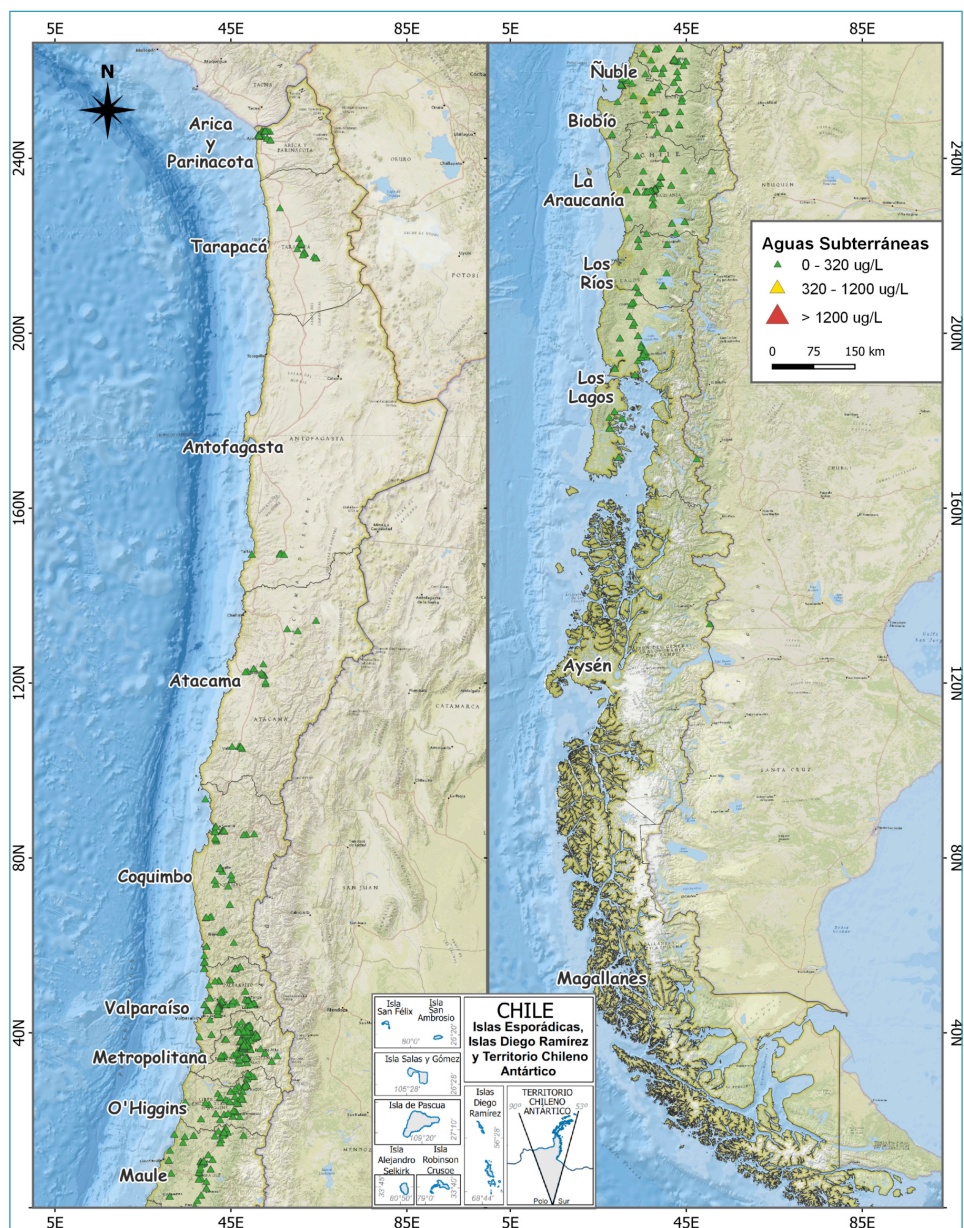


Figura 49.

Calidad de fuentes de aguas subterráneas respecto a compuestos fenólicos.

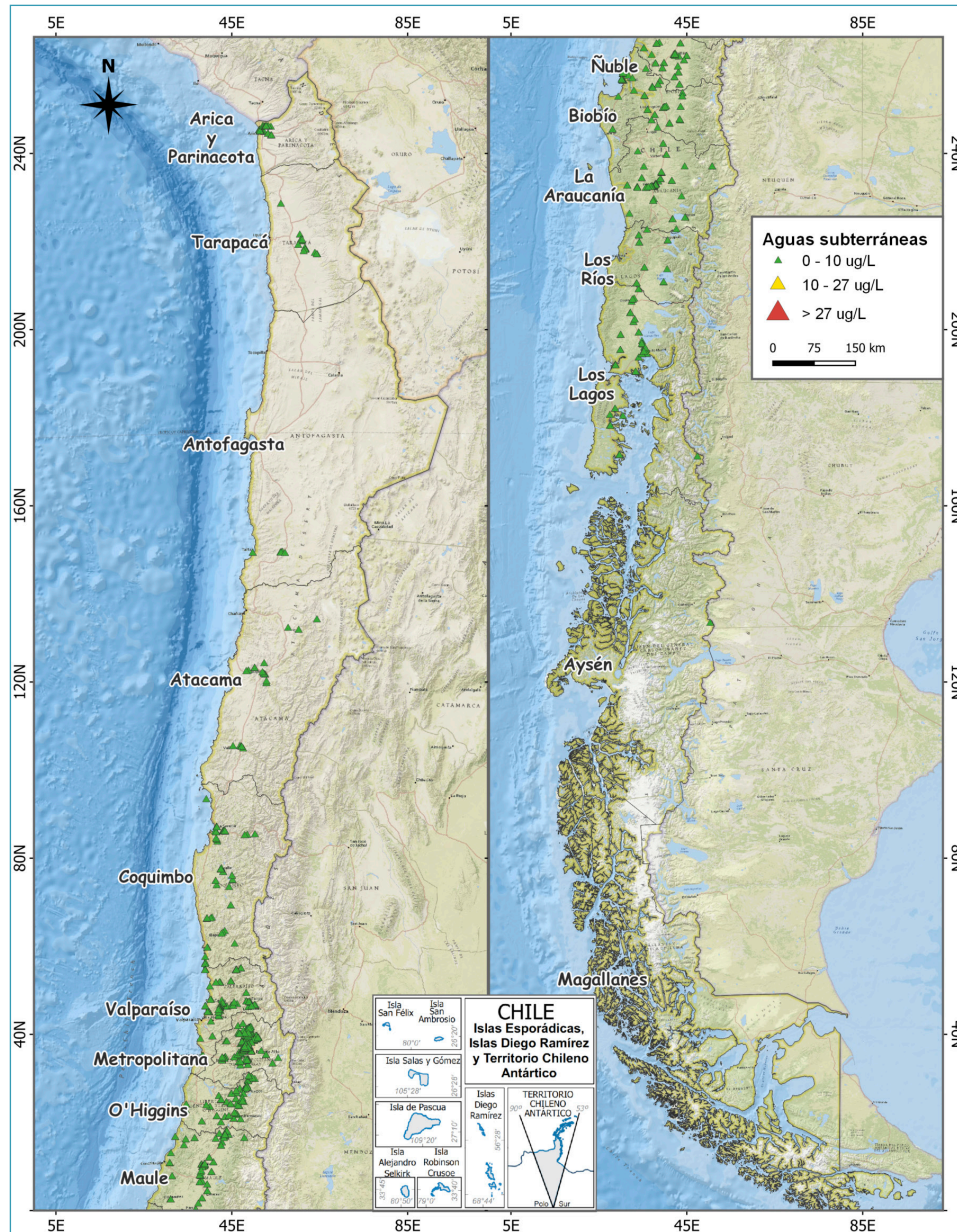


Figura 50.
Calidad de fuentes de aguas subterráneas respecto a pentaclorofenol.

4.11 DDT, DDD y DDE

El DDT refiere al compuesto p,p'-diclorodifeniltricloroetano y es aplicado a productos comerciales en adición a otros compuestos, tales como diclorodifenildicloroetano (o,p'-DDD) y diclorodifenildicloroetano (p,p'- y o,p'-DDE). Uno de los usos principales del DDT está asociado con su función insecticida, cuyo efecto alcanza un amplio espectro de actividad e incluso se ha llegado a utilizar para el control de vectores que transmiten la fiebre amarilla, la enfermedad del sueño, el tifus, la malaria y otras enfermedades transmitidas por insectos (OMS, 2004). Sin embargo, en 1997 la OMS ha declarado al DDT y sus metabolitos como Contaminante Orgánico Persistente en el medioambiente y resistente a la degradación por microorganismos, pero a la vez indica que existe la posibilidad de degradación fotoquímica, en efecto su persistencia es menor en climas tropicales que en templados (Naciones Unidas, 1997).

Por otra parte, el DDT y sus metabolitos son absorbidos fácilmente en suelo o sedimentos, los cuales pueden actuar como fuentes acumuladoras de estos compuestos, constituyendo una potencial fuente de exposición o contaminación a largo plazo. Su estructura química favorece la solubilidad en lípidos y por tanto su mayor retención en el tejido graso, pudiendo transportarse en el cuerpo de los animales, en las corrientes oceánicas y de aire. Es importante considerar lo anterior, ya que al estar presente en sedimentos será parte de la cadena alimenticia de los diferentes organismos acuáticos y al ser absorbido por el tejido graso de los animales estará presente en la cadena alimenticia de otros organismos terrestres que componen la cadena trófica (OMS, 2004). La OMS (2018) destaca que su presencia en aguas superficiales generalmente radica en concentraciones menores a 1 µg/L.

En la Figura 51, se observa la concentración promedio de DDT + DDD + DDE por región en fuentes superficiales, estas reportan concentraciones promedio entre 0,03-1 µg/L, con una concentración atípica en la región de Valparaíso de 0,94 µg/L.

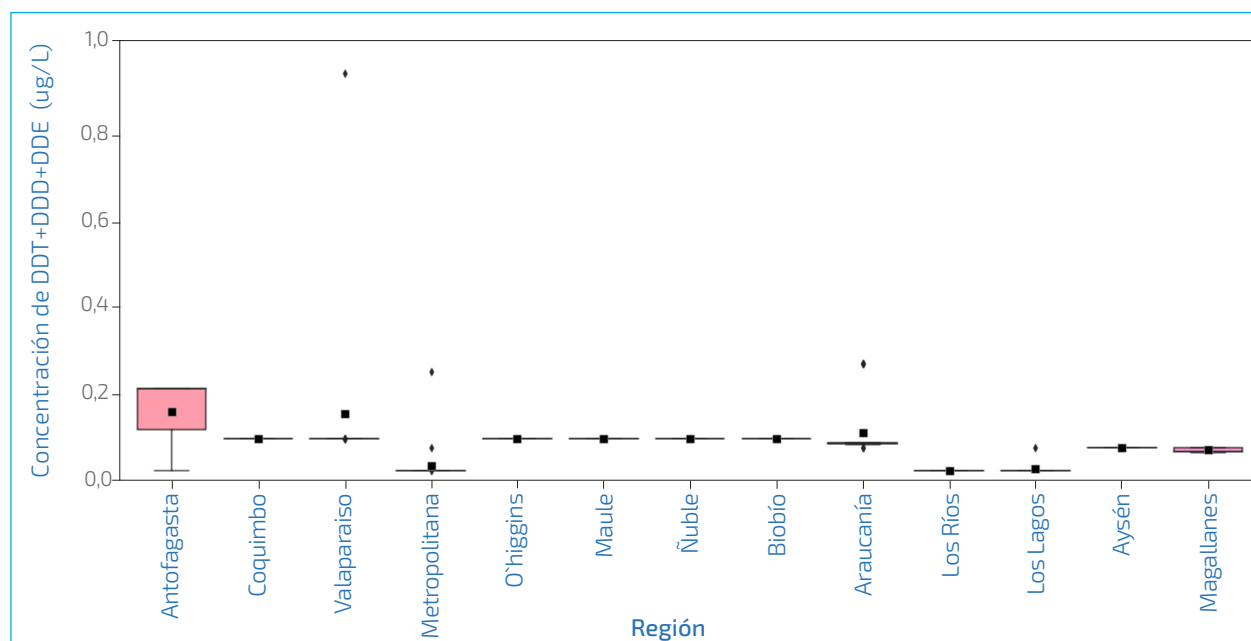


Figura 51.

Concentración de DDT + DDD + DDE por región, en fuentes de aguas superficiales.

En la Figura 52, se observa la concentración promedio de DDT + DDD + DDE por región en fuentes subterráneas, estas reportan valores inferiores a 0,5 µg/L. En la región Metropolitana se presenta una concentración atípica superior a 0,8 µg/L.

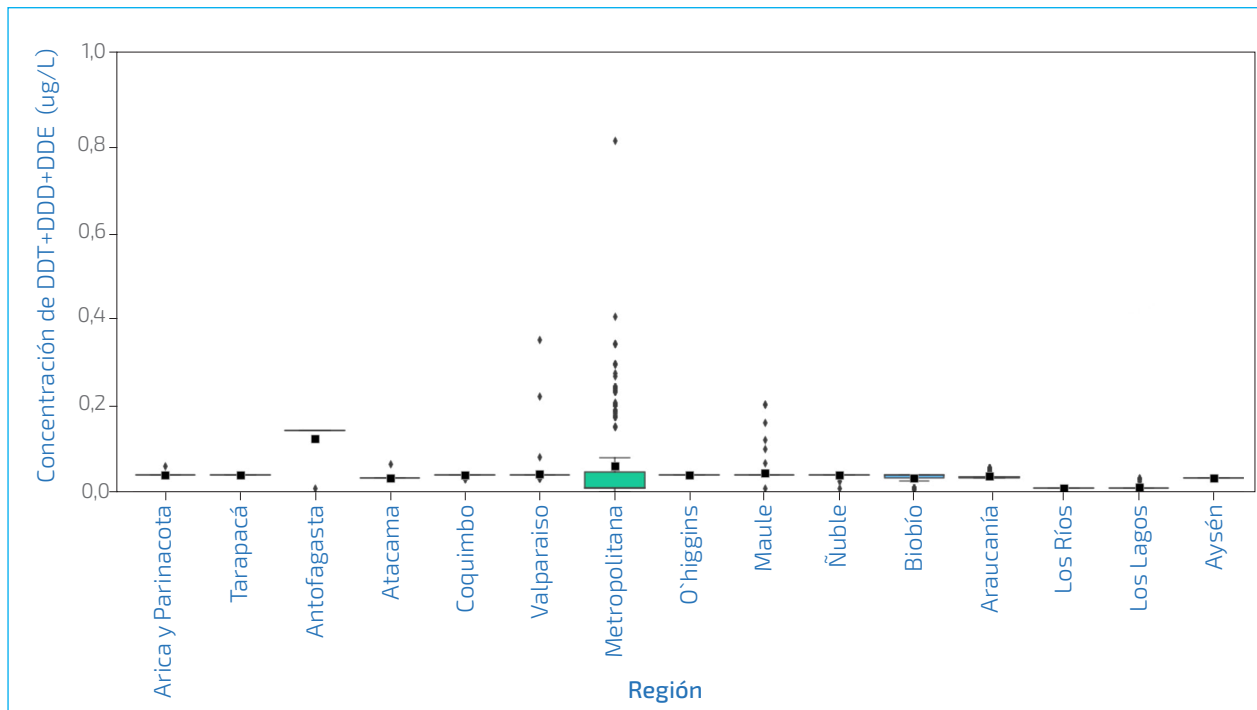


Figura 52.

Concentración de DDT + DDD + DDE por región, en fuentes de aguas subterráneas.

No se incluyen mapas georreferenciados de calidad de aguas superficiales ni subterráneas, puesto que el parámetro DDT + DDD + DDE, no está indicado en guías internacionales, de modo que la guía australiana y neozelandesa sólo reporta valores máximos para DDT.



5 | CONCLUSIONES

- En general, los datos entregados por la SISS correspondientes a la calidad de fuentes de agua potable superficiales y subterráneas reflejan una buena calidad de agua, comparado con guías internacionales de calidad ambiental de agua.
- Existe deterioro de la calidad de algunas fuentes de aguas superficiales y subterráneas, debido a la acción antrópica.
- Bajo cambio climático, es importante reforzar y revisar las políticas públicas respecto de la calidad de las fuentes de aguas superficiales y subterráneas del país.
- Hay que mejorar la trazabilidad de los contaminantes orgánicos a lo largo del país, aquellos que corresponden a contaminación ambiental antigua, como los organoclorados clásicos debieran seguir siendo monitoreados, pues es esperable que exista variabilidad debido al cambio climático.
- Es muy relevante mantener bases de datos de calidad de fuentes de agua potable superficiales y subterráneas acuatizadas y de fácil acceso para hacer seguimiento de las fuentes antes señaladas en el tiempo, debido a los múltiples efectos antropogénicos y del cambio climático, esto es, aumento de temperatura, disminución de caudales en los ecosistemas, entre otros, con la finalidad de vigilar el comportamiento de estos ecosistemas.

A scenic landscape featuring a calm lake in the foreground that perfectly reflects the sky and the surrounding environment. The sky is filled with large, white, fluffy clouds against a blue background. In the background, a range of rugged mountains with patches of snow is visible. The middle ground consists of a lush green meadow with yellow wildflowers. The word "REFERENCIAS" is written in large, white, bold, sans-serif capital letters across the middle of the image, positioned over the green meadow and the reflection in the water. At the top of the image, there are several thin, wavy, translucent blue lines that sweep across the sky. In the bottom center, the page number "72" is printed in a small, white, sans-serif font, positioned just above a dark, mossy rock in the water.

REFERENCIAS

Adeniyi, A.G. and Ighalo, J.O. (2019). Biosorption of pollutants by plant leaves: An empirical review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(3), 103100. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103100>

Ahamad, A., Madhav, S., Singh, P., Pandey, J. and Khan, A.H. (2018). Assessment of groundwater quality with special emphasis on nitrate contamination in parts of Varanasi City, Uttar Pradesh, India. *Applied Water Science*, 8(4), 115. <https://doi.org/10.1007/s13201-018-0759-x>

Alonso, A. (2006). Valoración del efecto de la degradación ambiental sobre los macroinvertebrados bentónicos en la cabecera del río Henares. *Ecosistemas*, 15(2), 101-105. https://www.researchgate.net/publication/26460601_Valoracion_del_efecto_de_la_degradacion_ambiental_sobre_los_macroinvertebrados_bentonicos_en_la_cabecera_del_rio_Henares

Anku, W.W., Mamo, M.A. and Govender, P.P. (2017). Phenolic compounds in water: sources, reactivity, toxicity and treatment methods. In: Soto-Hernández, M., Palma, M. and García-Mateos, R. (Eds.) *Phenolic compounds-natural sources, importance and applications*. ISBN: 9535129570. Rijeka: InTech, 419-443. <https://dx.doi.org/10.5772/66927>

ANZECC (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council) and ARMCANZ (Agriculture and Resources Management Council of Australia and New Zealand) (2000). *Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality*. ISBN 957824505. Canberra, 314 pp. https://www.sea.gov.cl/sites/default/files/migration_files/Normas_secundarias/Anexo_documental/Australia/Agua/AU-AG-01-NWQMS.pdf

ANZECC (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council) and ARMCANZ (Agriculture and Resources Management Council of Australia and New Zealand) (2019). *Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality*. <https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/guideline-values/default/water-quality-toxicants/search#tox-3>

APHA/AWWA/WEF (2018). *Standard method 2130: turbidity. Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington, DC: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation. <https://www.standardmethods.org/doi/10.2105/SMWW.2882.018>

Arauzo, M. (2003). Harmful effects of un-ionised ammonia on the zooplankton community in a deep waste treatment pond. *Water Research*, 37(5), 1048-1054. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00454-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00454-2)

Arumi, J.L., Oyarzún, R. and Sandoval, M. (2005). Natural Protection Against Groundwater Pollution by Nitrates in the Central Valley of Chile. *Hydrological Sciences Journal*, 50(2), 331-340. <https://doi.org/10.1623/hysj.50.2.331.61799>

Baba, A. and Tayfur, G. (2011). Groundwater contamination and its effect on health in Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 183, 77-94. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-1907-z>

Bachman, L.J., Krantz, D.E. and Böhlke, J. (2002) Hydrogeologic framework, ground-water, geochemistry, and assessment of n yield from base flow in two agricultural watersheds. EPA/600/R-02/008. Maryland: United States Environmental Protection Agency. https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_Report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryID=55294

Barrera-Escorcia, G., Fernández-Rendón, C.L., Wong-Chang, I. and Ramírez, P. (2013). The coliform group sensitivity as indicator of the enteropathogenic bacteria presence in four water bodies from Mexico. *Hidrobiológica*, 23(1), 87-96. <http://www.scielo.org.mx/pdf/hbio/v23n1/v23n1a9.pdf>

Cárdenas, G. and Sánchez, I. (2013). Nitrogen in wastewater: origins, effects and removal mechanisms to preserve the environment and public health. *Universidad y Salud*, 15(1), 72-88. <http://www.scielo.org.co/pdf/reus/v15n1/v15n1a07.pdf>

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) (2021). Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life, Government of Canada. Consultado el 27 de Agosto de 2021. <https://ccme.ca/en/results/84,5,6,9,14,109,20,73,195,28,194,71,66,67,69,163,61,63,62,77,78,283,79,110,164,97,123,129,131,140,141,143,144,58,162,124,197,215,204,115,214,108,105,219,228,229/ch/1>

DGA (Dirección General de Aguas) (2016). Capítulo 4: Gestión del Agua. Atlas del Agua: Chile 2016. Ministerio de Obras Públicas, Gobierno de Chile. Santiago, Chile. 140 pp. <https://biblioteca.digital.gob.cl/bitstream/handle/123456789/1382/Atlas2016parte4-17marzo2016b.pdf?sequence=4&isAllowed=y>

Distefano, T., Riccaboni, M. and Marin, G. (2018). Systemic risk in the global water input-output network. *Water Resources and Economics*, 23, 28-52. <https://doi.org/10.1016/j.wre.2018.01.004>

Divya, A.H. and Solomon, P.A. (2016). Effects of some water quality parameters especially total coliform and fecal coliform in surface water of Chalakudy river. *Procedia Technology*, 24, 631-638. <https://doi.org/10.1016/j.protcy.2016.05.151>

Emenike, C.P., Tenebe, I.T., Omole, D.O., Ngene, B.U., Oniemayin, B.I., Maxwell, O. and Onoka, B.I. (2017). Accessing safe drinking water in sub-Saharan Africa: Issues and challenges in South-West Nigeria. *Sustainable Cities and Society*, 30, 263-272. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2017.01.005>

Gaete, H., Aránguiz, F., Cienfuegos, G. and Tejos, M. (2007). Metales pesados y toxicidad de aguas del río Aconcagua en Chile. *Química Nova*, 30, 885-891. <https://www.scielo.br/j/qn/a/kBN6rFVjqp4TTdN33CmPcGH/?format=pdf&lang=es>

Gillis, B., Gavin, I.M., Arbieva, Z., King, S.T., Jayaraman, S. and Prabhakar, B.S. (2007). Identification of human cell responses to benzene and benzene metabolites. *Genomics*, 90(3), 324-333. <https://doi.org/10.1016/j.ygeno.2007.05.003>

Haaland, S., Hongve, D., Laudon, H., Riise, G. and Vogt, R.D. (2010). Quantifying the drivers of the increasing colored organic matter in boreal surface waters. *Environmental Science & Technology*, 44(8), 2975-2980. <https://doi.org/10.1021/es903179j>

Health Canada (2012). Guidelines for Canadian drinking water quality: guideline technical document – turbidity. Ottawa, Ontario: Water, Air and Climate Change Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada, 80 pp. <https://www.canada.ca/content/dam/canada/health-canada/migration/healthy-canadians/publications/healthy-living-vie-saine/water-turbidity-turbidite-eau/alt/water-turbidity-turbidite-eau-eng.pdf>

Holman, I.P., Whelan, M.J., Howden, N.J., Bellamy, P.H., Willby, N.J., Rivas Casado, M. and McConvey, P. (2008). Phosphorus in groundwater-an overlooked contributor to eutrophication?. *Hydrological Processes: An International Journal*, 22(26), 5121-5127. <https://doi.org/10.1002/hyp.7198>

Huang, Y., Li, J., Xu, Y., Xu, W., Cheng, Z., Liu, J., Wang, Y., Tian, C., Lu, C. and Zhang, G. (2014). Polychlorinated biphenyls (PCBs) and hexachlorobenzene (HCB) in the equatorial Indian Ocean: Temporal trend, continental outflow and air-water exchange. *Marine Pollution Bulletin*, 80(1-2), 194-199. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.01.007>

Jin, X., Zha, J., Xu, Y., Giesy, J.P. and Wang, Z. (2012). Toxicity of pentachlorophenol to native aquatic species in the Yangtze River. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(3), 609-618. <https://doi.org/10.1007/s11356-011-0594-1>

Julian, J.P., Davies-Colley, R.J., Gallegos, C.L. and Tran, T.V. (2013). Optical water quality of inland waters: A landscape perspective. *Annals of the Association of American Geographers*, 103(2), 309-318. <https://doi.org/10.1080/00045608.2013.754658>

Khan, M.N., Mobin, M., Abbas, Z.K. and Alamri, S.A. (2018). Fertilizers and their contaminants in soils, surface and groundwater. *Encyclopedia of the Anthropocene*, 5, 225-240. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809665-9.09888-8>

Khatri, N. and Tyagi, S. (2015). Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. *Frontiers in Life Science*, 8(1), 23-39. <https://doi.org/10.1080/21553769.2014.933716>

Kundu, N., Panigrahi, M., Tripathy, S., Munshi, S., Powell, M. and Hart, B. (2001). Geochemical appraisal of fluoride contamination of groundwater in the Nayagarh District of Orissa, India. *Environmental Geology*, 41(3-4), 451-460. <https://doi.org/10.1007/s002540100414>

Kvenvolden, K.A. and Cooper, C.K. (2003). Natural seepage of crude oil into the marine environment. *Geo-Marine Letters*, 23(3), 140-146. <https://doi.org/10.1007/s00367-003-0135-0>

Li, L., Ni, J., Chang, F., Yue, Y., Frolova, N., Magritsky, D., Borthwick, A.G.L., Ciais, P., Wang, Y., Zheng, C. and Walling, D.E. (2020). Global trends in water and sediment fluxes of the world's large rivers. *Science Bulletin*, 65(1), 62-69. <https://doi.org/10.1016/j.scib.2019.09.012>

McGarvey, D.J., Menon, M., Woods, T., Tassone, S., Reese, J., Vergamini, M. and Kellogg, E. (2018). On the use of climate covariates in aquatic species distribution models: are we at risk of throwing out the baby with the bath water?. *Ecography*, 41(4), 695-712. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/ecog.03134>

McKinney, M.L. and Schoch, R.M. (2003). *Environmental science: Systems and solutions*. ISBN: 0763709182. Massachusetts: Jones & Bartlett Learning, 560 pp. [https://books.google.es/books?id=NJUanyPkh0AC&dq=McKinney,+M.+L.,+%26+Schoch,+R.+M.+\(2003\).+Environmental+science:+Systems+and+olutions.+Jones+%26+Bartlett+Learning.&lr=&hl=es&source=gbs_navlinks_s](https://books.google.es/books?id=NJUanyPkh0AC&dq=McKinney,+M.+L.,+%26+Schoch,+R.+M.+(2003).+Environmental+science:+Systems+and+olutions.+Jones+%26+Bartlett+Learning.&lr=&hl=es&source=gbs_navlinks_s)

MMA (Ministerio del Medio Ambiente) (2017). Plan de Acción Nacional de Cambio Climático 2017-2022 (PANCC-II). División de Cambio Climático del Ministerio de Medio Ambiente, Gobierno de Chile. 252 pp. https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2017/07/plan_nacional_climatico_2017_2.pdf

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) (2017). Contaminantes Orgánicos Persistentes. Vicepresidencia Tercera del Gobierno, Gobierno de España. <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/productos-quimicos/contaminantes-organicos-persistentes-cop/>

Molot, L.A. (2009). Light and heat in aquatic ecosystem. In: Likens, G.E. (Ed.) Encyclopedia of Inland Waters. New York: Academic Press, 657-663. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00070-3>

Montecinos, M., Guerra, P., Bonilla, C., Escauriaza, C., Dabrin, D., Coquery, M. and Pasten, P. (2016). Persistence of Metal-rich Particles Downstream Zones of Acid Drainage Mixing in Andean Rivers. Fall Meeting American Geophysical Union, San Francisco, USA. <https://hal.inrae.fr/hal-02605159>

Mosmeri, H., Alaie, E., Shavandi, M., Dastgheib, S.M.M. and Tasharrofi, S. (2017). Benzene-contaminated groundwater remediation using calcium peroxide nanoparticles: synthesis and process optimization. Environmental Monitoring and Assessment, 189(9), 1-14. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6157-2>

Naciones Unidas (1997). Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente: Informe del Consejo de Administración sobre la labor presentada en su 19° período de sesiones. Naciones Unidas: Nueva York, 98 pp. [https://undocs.org/es/a/52/25\(supp\)](https://undocs.org/es/a/52/25(supp))

Namdev, G.R., Bajpai, A. and Malik, S. (2011). Effect of chemical fertilizers on water quality of irrigation reservoir (Kaliasote Reservoir) of Bhopal (MP). Current World Environment, 6(1), 169-172. <http://dx.doi.org/10.12944/CWE.6.1.25>

OMS (Organización Mundial de la Salud) (2003). Benzene in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. Ginebra: OMS, 5 pp. https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/benzene.pdf

OMS (Organización Mundial de la Salud) (2004). DDT and its Derivates in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. Ginebra: OMS, 7 pp. https://www.who.int/water_sanitation_health/water-quality/guidelines/chemicals/ddt.pdf

OMS (Organización Mundial de la Salud) (2017). Water Quality and Health Review of Turbidity: Information for regulators and water suppliers. Ginebra: OMS, 10 pp. <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/254631/WHO-FWC-WSH-17.01-eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

OMS (Organización Mundial de la Salud) (2018). Guías para la calidad del agua de consumo humano. Cuarta Edición: Que incorpora la Primera Adenda. ISBN 978-92-4- 354995-8. Ginebra: OMS, 606 pp. <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/272403/9789243549958-spa.pdf?ua=1>

- Parra, B., Barra, R., Diez, M.C. y Vidal, G. (2021). Uso de plaguicidas en la agricultura: Conceptos básicos, riesgos y soluciones. Series Comunicacionales CRHIAM, Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y la Minería, ISSN 0718-6460 (versión impresa), ISSN 0719-3009 (versión en línea), número 17, 20p. <https://drive.google.com/file/d/107PQxG7OzMBWFptSVEuMKVLcAYK13heb/view>
- Pastén, P., Vega, A., Guerra, P., Pizarro, J. and Lizama, K. (2019). Water Quality in Chile: Progress, Challenges and Perspectives. In: Roldán, G., Tundisi, J., Jiménez, B., Vammen, K., Vaux, H. and González, E. (Eds.) Water Quality in the Americas: Risk and Opportunities. Ciudad de México: The Inter-American Network of Academies of Sciences (IANAS-IAP), 160-189. https://www.researchgate.net/profile/Sylvia-Bonilla-2/publication/331687977_Water_Quality_in_Uruguay_Current_status_and_challenges/links/5c88114892851c1df93d4323/Water-Quality-in-Uruguay-Current-status-and-challenges.pdf#page=161
- Pizarro, J., Vergara, P.M., Rodríguez, J.A., Sanhueza, P.A. and Castro, S.A. (2010). Nutrients dynamics in the main river basins of the centre-southern region of Chile. Journal of Hazardous Materials, 175(1-3), 608-613. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.10.048>
- Pizarro, J., Vergara, P.M., Cerda, S. and Briones, D. (2016). Cooling and eutrophication of southern Chilean lakes. Science of the Total Environment, 541, 683-691. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.105>
- Pooja, D., Kumar, P., Singh, P. and Patil, S. (2020). Sensors in water pollutants monitoring: role of material. ISBN: 978-981-15-0671-0. Singapore: Springer, 319 pp. <https://doi.org/10.1007/978-981-15-0671-0>
- Riaz, U., Abbas, Z., Mubashir, M., Jabeen, M., Zulqadar, S. A., Javeed, Z., Rehman, S., Ashraf, M. and Qamar, M. J. (2018). Evaluation of Ground Water Quality for Irrigation Purposes and Effect on Crop Yields: A GIS Based Study of Bahawalpur. Pakistan Journal of Agricultural Research, 31(1), 29-36. <https://www.cabi.org/gara/FullTextPDF/2018/20183218311.pdf>
- Rivas, Y., Rivera, D., Gallardo, R., Lagos, E., Yevenes, M., Zambrano, F. and Mendoza, J. (2020). Water availability, quality, and use in rural communities of the Chilean Coastal Range. Journal of Soil and Water Conservation, 75(1), 75-90. <https://doi.org/10.2489/jswc.75.1.75>
- Rodríguez-Rey, M., Consuegra, S., Börger, L. and Garcia de Leaniz, C. (2019). Improving Species Distribution Modelling of freshwater invasive species for management applications. Plos One, 14(6), e0217896. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217896>
- Savci, S. (2012). Investigation of effect of chemical fertilizers on environment. Apcbee Procedia, 1, 287-292. <https://doi.org/10.1016/j.apcbee.2012.03.047>
- Segura, R., Arancibia, V., Zúñiga, M.C. and Pastén, P. (2006). Distribution of copper, zinc, lead and cadmium concentrations in stream sediments from the Mapocho River in Santiago, Chile. Journal of geochemical exploration, 91(1-3), 71-80. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2006.03.003>

Shimura, R., Ijiri, K., Mizuno, R. and Nagaoka, S. (2002). Aquatic animal research in space station and its issues—focus on support technology on nitrate toxicity—. *Advances in Space Research*, 30(4), 803-808. [https://doi.org/10.1016/S0273-1177\(02\)00399-X](https://doi.org/10.1016/S0273-1177(02)00399-X)

Singh, R., Kashyap, S. and Pandey, A. (2021). Water Quality and Human Health. In: Pandey, A., Mishra, S.K., Kansal, M.L., Singh, R.D. and Singh, V.P. (Eds.) *Climates Impacts on Water Resources in India: Environment and Health*. ISBN 978-3-030-51426-6. Cham: Springer, 331-369. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-51427-3>

Stehr, A., Álvarez, C., Álvarez, P., Arumí, J.L., Baeza, C., Barra, R., Berroeta, C.A., Castillo, Y., Chiang, G., Cotoras, D., Crespo, S.A., Delgado, V., Donoso, G., Dussailant, A., Ferrando, F., Figueroa, R., Frêne, C., Fuster, R., Godoy, A., Gómez, T., Holzapfel, E., Huneeus, C., Jara, M., Little, C., Lizama, K., Musalem, M., Olivares, M., Parra, O., Ponce, R.D., Rivera, D., Rodríguez, I., Sepúlveda, A., Somos, M., Ugalde, F., Urrutia, R., Valenzuela, M., Vargas, C., Vargas, X., Vásquez, S., Vera, I.L., Vicuña, S., Vidal, G. and Yevenes, M. (2019). *Mesa Agua: Recursos hídricos en Chile: Impactos y adaptación al cambio climático*. Comité Científico COP 25, Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación, Gobierno de Chile. 64 pp. https://cdn.digital.gob.cl/filer_public/e6/ff/e6ff260a-d926-4210-83e6-ad7b840b320c/19agua-recursos-hidricos-stehr.pdf

Taiwo, A.M., Adeogun, A.O., Olatunde, K.A. and Adegbite, K.I. (2011). Analysis of groundwater quality of hand-dug wells in peri-urban area of Obantoko, Abeokuta, Nigeria for selected physico-chemical parameters. *The Pacific Journal of Science and Technology*, 12(1), 527-534. https://www.researchgate.net/profile/Adewale-Taiwo/publication/280022195_Analysis_of_Groundwater_Quality_of_Hand-Dug_Wells_in_Peri-Urban_Area_of_Obantoko_Abeokuta_Nigeria_for_Selected_Physico-Chemical_Parameters/links/55a3eea208ae00cf99c8eccc/Analysis-of-Groundwater-Quality-of-Hand-Dug-Wells-in-Peri-Urban-Area-of-Obantoko-Abeokuta-Nigeria-for-Selected-Physico-Chemical-Parameters.pdf

Tapia, J., Bertrán, C., Araya, C., Astudillo, M. J., Vargas-Chacoff, L., Carrasco, G., Vaderrama, A. and Letelier, L. (2009). Study of the Copper, Chromium and lead content in Mugil Cephalus and Egeinops Maclovinus obtained in the mouths of the Maule and Mataquito rivers (Maule Region, Chile). *Journal of the Chilean Chemical Society*, 54(1), 36-39. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-97072009000100008>

UNDP (United Nations Development Programme) (2014). *Sustaining Human Progress: Reducing Vulnerabilities and Building Resilience*, Human Development Report. ISBN 978-92-1-126368-8. New York: United Nations Development Programme, 239 pp. <https://reliefweb.int/sites/reliefweb.int/files/resources/hdr14-report-en-1.pdf>

Valencia-Castañeda, G., Frías-Espericueta, M.G., Vanegas-Pérez, R.C., Chávez-Sánchez, M.C. and Páez-Osuna, F. (2019). Toxicity of ammonia, nitrite and nitrate to *Litopenaeus vannamei* juveniles in low-salinity water in single and ternary exposure experiments and their environmental implications. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 70, 103193. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.05.002>

Vega, A.S., Lizama, K. and Pastén, P.A. (2018). Water Quality: Trends and Challenges. In: Donoso, G. (Ed.) *Water policy in Chile*. ISBN: 978-3-319-76702-4 Cham: Springer, 25-51. https://doi.org/10.1007/978-3-319-76702-4_3

- Vijgen, J., Abhilash, P. C., Li, Y. F., Lal, R., Forter, M., Torres, J., Singh, N., Yunus, M., Tian, C., Schäffer, A. and Weber, R. (2011). Hexachlorocyclohexane (HCH) as new Stockholm Convention POPs—a global perspective on the management of Lindane and its waste isomers. *Environmental Science and Pollution Research*, 18(2), 152-162. <https://doi.org/10.1007/s11356-010-0417-9>
- Vörösmarty, C.J., Meybeck, M., Fekete, B., Sharma, K., Green, P. and Syvitski, J.P. (2003). Anthropogenic sediment retention: major global impact from registered river impoundments. *Global and Planetary Change*, 39(1-2), 169-190. [https://doi.org/10.1016/S0921-8181\(03\)00023-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8181(03)00023-7)
- West, A.O., Nolan, J.M. and Scott, J.T. (2016). Optical water quality and human perceptions of rivers: an ethnohydrology study. *Ecosystem Health and Sustainability*, 2(8), e01230. <https://doi.org/10.1002/ehs2.1230>
- Yang, J., Zhang, X., Xie, Y., Song, C., Sun, J., Zhang, Y., Giesy, J. and Yu, H. (2017). Ecogenomics of zooplankton community reveals ecological threshold of ammonia nitrogen. *Environmental Science & Technology*, 51(5), 3057-3064. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05606>



ANEXO



ORD. 2399
(Carta certificada)

ANT.: Res. SISS N° 4423/2016
Ord. SISS N° 2293/2012

MAT.: Instruye cambios en protocolo de calidad de agua cruda PR 18002.

INCL.: Anexo N° 1: Descripción de atributos por archivo.
Anexo N° 2: Instructivo de llenado

SANTIAGO, 21 JUN 2017

DE: SUPERINTENDENTE DE SERVICIOS SANITARIOS
A: SEGÚN DISTRIBUCIÓN.

1. A través del Ord. SISS N° 2293/12, la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS) instruyó a las concesionarias de servicios sanitarios, cambios al proceso de intercambio de información de calidad de agua cruda en captaciones.
2. Durante el año 2016, esta Superintendencia estimó necesario modificar el instructivo de control de fuentes vigente desde 2009, para responder a las necesidades de fiscalización actuales. La SISS aprobó el nuevo instructivo para el Control de Fuentes de Abastecimiento de Agua Potable, mediante la Resolución N° 4423 de fecha 12.12.2016.
3. En virtud de los cambios aplicados al control de fuentes, es necesario adecuar la estructura del protocolo PR 18002, a fin de que sea consistente con el actual instructivo vigente. En términos generales, se mantiene el archivo en que se informa la Calidad del Agua Cruda, y se agrega el archivo "Parámetros Críticos y en Observación". En el anexo N°1 se detallan los cambios aplicables en la carga a realizar con plazo máximo el 31/07/2017, correspondiente al semestre 1 de 2017.
4. Los parámetros a analizar se especifican en la Tabla N° 1 del Anexo N° 1. En ella se eliminan los incluidos en la Tabla N° 5 de la NCh 409/1 Of. 2005, correspondientes a los productos secundarios de cloración.
5. Se informa que se elimina del PR 18002, el archivo denominado "Fuentes de Contaminación".
6. En captaciones de fuentes subterráneas, deberá aplicar la siguiente frecuencia de control:
 - a. Parámetros críticos: análisis semestral
 - b. Parámetros en observación: analizar 6 veces al año
 - c. Parámetros obligatorios (arsénico, hierro, manganeso, nitratos y sulfatos): análisis anual
 - d. Cada 3 años, deberán realizar el análisis de sus fuentes de captación, para todas aquellas que han entregado producción a algún servicio durante el

SISS

Superintendencia de Servicios Sanitarios
Moneda 673, Piso 9
Código Postal: 6500 721
Teléfono: 56 - 2 - 2382 4000
Fax: 56 - 2 - 2382 4002 / 2382 4003
Santiago de Chile
<http://www.siss.gob.cl>

Tabla N° 1. Parámetros a analizar.

CODIGO PARAMETRO	DESCRIPCION
2,4 – D	2,4 – D
NH3	AMONIACO
As	ARSÉNICO
BENCENO	BENCENO
Cd	CADMIO
CN	CIANURO
Cl-	CLORUROS
Cu	COBRE TOTAL
CT	COLIFORMES TOTALES
COLOR VERD	COLOR VERDADERO
FENOL	COMPUESTOS FENÓLICOS
Cr	CROMO TOTAL
DDT + DDD + DD	DDT + DDD + DDE
E-COLI	ESCHERICHIA COLI
F-	FLUORURO
Fe	HIERRO TOTAL
LINDANO	LINDANO
Mg	MAGNESIO
Mn	MANGANESO TOTAL
Hg	MERCURIO
METOXICLOR	METOXICLORO
NO3-	NITRATOS
NO2-	NITRITOS
OLOR	OLOR
PENTACLORO	PENTACLOROFENOL
PH	PH
Pb	PLOMO
Se	SELENIO
SDT	SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES
SO4-2	SULFATOS
TETRACLORO	TETRACLOROETENO
TOLUENO	TOLUENO
TURBIEDAD	TURBIEDAD
XILENO	XILENO
Zn	ZINC



Universidad de Concepción

SERIE COMUNICACIONAL CRHIAM:
CALIDAD AMBIENTAL
DE FUENTES DE AGUA POTABLE
de empresas de servicios sanitarios en Chile
Periodo 2014 -2020



CRHIAM

CENTRO DE RECURSOS HÍDRICOS PARA LA AGRICULTURA Y LA MINERÍA

ANID/FONDAP/15130015