



**UNIVERSIDAD DE CONCEPCION  
CENTRO DE CIENCIAS  
AMBIENTALES EULA-CHILE**



**Informe final**

## **Evaluación Probabilística del Riesgo Ecológico del Sulfato sobre la Biodiversidad Acuática y la Agricultura**

Solicitado por

**Consultores Ingeniería y Medio Ambiente (CIAMA) Ltda.**

Noviembre 2018

**Investigadores:**

Dr. Roberto Urrutia

Dr. Ricardo Barra

Dr. Felipe Tucca

## Resumen Ejecutivo

El presente informe entrega una actualización de la toxicidad y potencial riesgo probabilístico de sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) en organismos acuáticos para la cuenca del río Copiapó. A través de los niveles detectados para  $\text{SO}_4^{2-}$  en las distintas estaciones de muestreo para calidad de agua superficial se realizó un análisis de riesgos probabilísticos para definir los grupos tróficos con mayor sensibilidad en el área de estudio. La localización de estaciones de monitoreo se dividió en cuatro sectores de estudio, siendo estos el sector Caserones (sector alto), La Brea, Pulidos (sectores medios) y Copiapó (sector bajo). El análisis probabilístico se basó en la distribución de sensibilidad de las especies acuáticas (DSE) mediante la estimación de una concentración peligrosa (CP) sobre aquellos organismos acuáticos expuestos a  $\text{SO}_4^{2-}$ . Se consideró el percentil 5 sobre la fracción potencialmente afectada como un indicador de protección del 95% de los organismos representantes de la biodiversidad acuática, mientras que el 5% restante presente bajo el umbral de la CP representaría la fracción con potencial riesgo. El propósito de este análisis fue determinar probabilísticamente el riesgo de organismos acuáticos y especies de cultivos agrícolas expuestos a  $\text{SO}_4^{2-}$ , en el cual se consideró una mayor cantidad de información que permita robustecer los resultados de riesgo obtenidos en previos reportes (año 2015).

La información ecotoxicológica se obtuvo desde bases de datos internacionales tales como USEPA-ECOTOX, ECHA y ETOX, además de buscadores de artículos científicos de corriente principal (Web of Science y SCOPUS). Desde aquella información obtenida para ensayos ecotoxicológicos agudos ( $\text{CL}_{50}$  o  $\text{EC}_{50}$ ) se elaboró una DSE. Los niveles de  $\text{SO}_4^{2-}$  detectado en agua superficial para todas las estaciones de monitoreo fueron comparadas con los límites establecidos por la NCh 1333 Of78 (250 mg/L).

La estimación de la concentración peligrosa ( $\text{CP} = 130 \text{ mg/L}$ ) en agua sugiere que la sensibilidad de diversas especies acuáticas fue mayormente representada por microalgas o macrófitas acuáticas, invertebrados y peces, siendo la macrófita *Fontinalis antipyretica* la más vulnerable a la exposición de  $\text{SO}_4^{2-}$  en agua. Por otro lado, mediante el cálculo del cociente de riesgo (CR) para cada uno de los sectores en estudio (i.e., agua superficial) se observa que en la mayoría de las estaciones superaron el límite de tolerancia definido por la CP como umbral para la protección del 95% de los organismos acuáticos expuestos a  $\text{SO}_4^{2-}$ . Adicionalmente, dos las estaciones de monitoreo mediante el análisis de la concentración promedio histórica de  $\text{SO}_4^{2-}$  superaron el límite máximo establecido por la NCh 1.333 Of 87. No obstante, en base a la DSE cabe mencionar que de las especies de invertebrados y peces descritas para la cuenca del río Copiapó, no existiría riesgo ya que estas especies se encuentran sobre el umbral de riesgo ambiental (percentil 5), reportando mayor tolerancia y situándose en el parte superior de curva de sensibilidad de especies.

Al considerar los mayores valores promedio históricos de  $\text{SO}_4^{2-}$  (415 mg/L) en las distintas estaciones de monitoreo para agua superficial se pudo extrapolar e inferir que

aproximadamente un 12,5% de los organismos acuáticos podría encontrarse potencialmente afectados luego de una exposición aguda a  $\text{SO}_4^{2-}$ . Sin embargo, especies registradas para la cuenca y de las cuales se dispuso de información ecotoxicológica (es decir, *O. mikiss*, *G. affinis*, quironómidos, *Lymnaea* sp. y *S. capricornutum*) se encontrarían sobre esta fracción potencialmente afectada.

La presencia de  $\text{SO}_4^{2-}$  en aguas superficiales presentan un patrón espacial homogéneo en la cuenca del río Copiapó, alcanzando un valor máximo en el Sector Copiapó (DGA-16). No obstante, estos niveles son considerados óptimos para el crecimiento de cultivos agrícolas tales como plantaciones de tomates y vid ( $< 600 \text{ mg/L}$ ).

**En conclusión, de acuerdo a la información disponible no existirían efectos negativos sobre la biodiversidad acuática y cultivos agrícolas producto de la operación de depósitos de relave en la Mina Caserones, en lo que concierne al parámetro sulfato, que deban ser remediados.**

## Contenido

1. Introducción.....	6
1.1. Suelos agrícolas y fuentes de sulfato .....	6
1.2. Sulfato en el riego de plantaciones agrícolas.....	9
2. Objetivos.....	11
2.1. Objetivo general.....	11
2.2. Objetivos específicos .....	11
3. Metodología.....	12
3.1. Área de estudio .....	12
3.2. Base de datos ecotoxicológica .....	14
3.3. Evaluación de Riesgo Ecológico: Método probabilístico.....	14
3.4. Caracterización del riesgo.....	16
4. Resultados.....	17
4.1. Efectos del sulfato en organismos acuáticos.....	17
4.2. Efectos del sulfato en cultivos agrícolas.....	22
4.3. Estimación de la concentración peligrosa.....	24
4.4. Caracterización del riesgo probabilístico.....	25
4.4.1. Aguas superficiales .....	25
5. Conclusiones.....	30
6. Referencias. ....	32
Anexos.....	36
Anexo A. Biodiversidad acuática en la cuenca del Río Copiapó. ....	36
Características de la cuenca. ....	36
Biodiversidad acuática. ....	37
Anexo B. Distribución de sensibilidad en especies acuáticas .....	38
C. Datos ecotoxicológicos para estimación de la concentración peligrosa. ....	39

## 1. Introducción

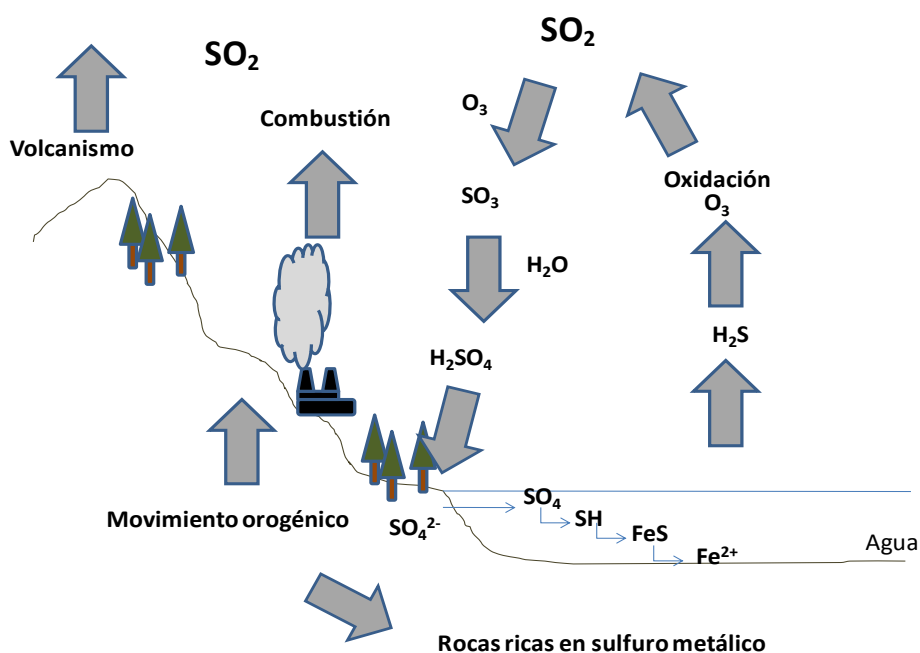
En Julio del año 2018 CIAMA Ltda. se contactó con el Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile de la Universidad de Concepción, para solicitar una asesoría basada en la actualización de información bibliográfica respecto a los potenciales efectos que pudieran existir en la biodiversidad acuática y la agricultura, debido a la descarga de sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) en la cuenca del Río Copiapó. Este estudio fue llevado a cabo porque el ion  $\text{SO}_4^{2-}$  representa el principal parámetro de preocupación al momento de infiltraciones de minerales desde relaves mineros. Para ello, el Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile propone realizar dicha actualización llevando a cabo una Evaluación de Riesgo Ecológico (ERE) utilizando el método probabilístico, el cual contempla la estimación de la concentración peligrosa (CP) en el ambiente acuático basado en una distribución probabilística de sensibilidad en especies acuáticas, cuyos organismos representan distintos niveles tróficos (e.i, microalgas, invertebrados y peces). Esta información fue comparada con información proporcionada por CIAMA Ltda. sobre los niveles históricos detectados del ión  $\text{SO}_4^{2-}$  en la cuenca del río Copiapó, especialmente para los Sectores Caserones, La Brea, Pulido y Copiapó.

### 1.1. Suelos agrícolas y fuentes de sulfato

En el último tiempo Chile se ha visto enfrentado a una rápida transformación territorial, creciente demografía (valle central del río Copiapó), modernización agrícola y explotación de suelos por la actividad minera. Esto sin duda, puede desencadenar profundos cambios en la dinámica de sistemas fluviales naturales (Castro et al., 2009). En el norte de Chile, existe una gran cantidad de suelos alcalinos (alto pH), así como también con una elevada concentración de carbonato de calcio ( $\text{CaCO}_3$ ). Se sabe que estos componentes pueden intervenir en la disponibilidad de minerales esenciales para el desarrollo de cultivos, generándose una acumulación de sales (como iones sodio ( $\text{Na}^+$ )) que transforman los suelos a condiciones de mayor salinidad (Tan, 1993; Sierra et al., 2007). Este incremento en la salinidad puede tener consecuencias en la absorción de agua por parte de plantaciones (Brady, 1990), afectando la estructura y funcionamiento natural de suelos para su uso agrícola (Porta et al., 1994; Sierra et al., 2007).

Los ecosistemas fluviales han sido utilizados por el hombre como un recurso para el riego en la agricultura. Actualmente, existen muchos factores que afectan la calidad del agua, entre los cuales se destacan: descarga de nutrientes, degradación de bosques, canalización de ríos y liberación de contaminantes orgánicos e inorgánicos (Angelier, 2002;

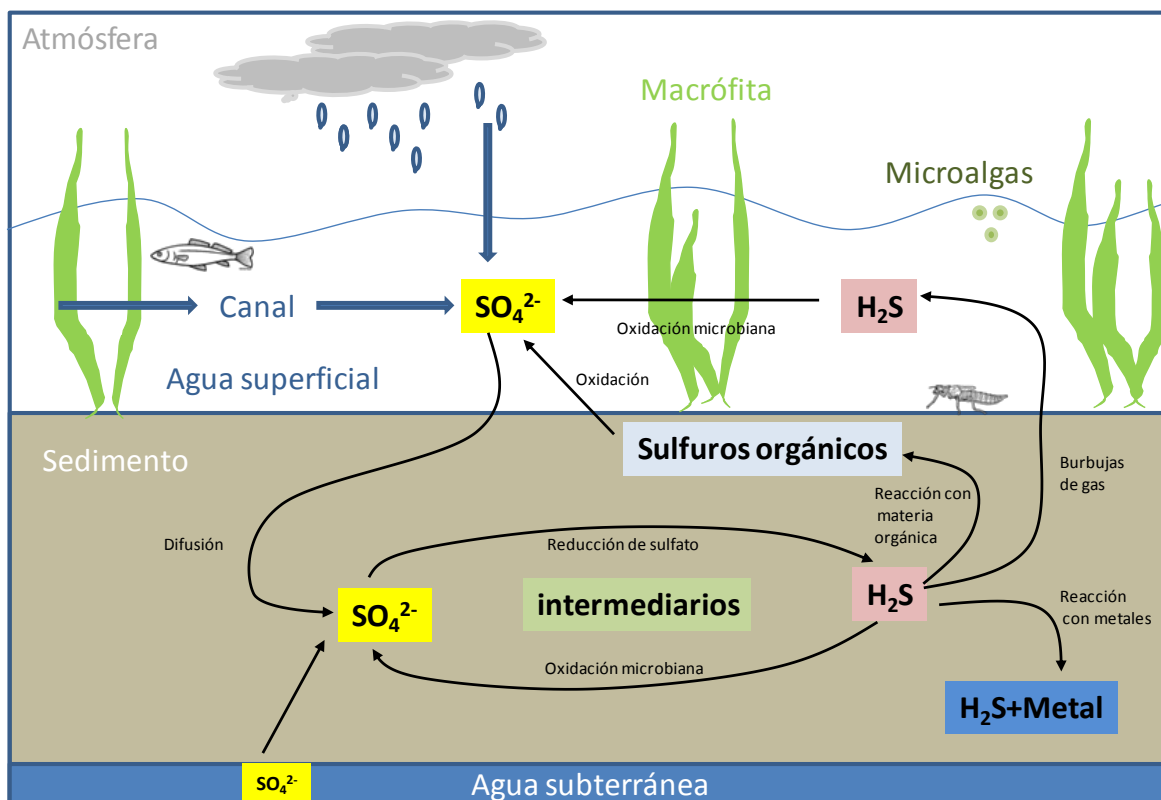
Suárez et al., 2002; Alonso & Camargo 2005). Dentro de los contaminantes inorgánicos el sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) es considerado un compuesto altamente abundante en sistemas acuáticos, seguido del ión bicarbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ). La presencia de  $\text{SO}_4^{2-}$  en el ambiente puede estar dado por fuentes antropogénicas (descargas de aguas industriales y escurrimiento de fertilizantes agrícolas), así como también desde fuentes naturales, como por ejemplo erupciones volcánicas (Figura 1). Las principales emisiones de  $\text{SO}_4^{2-}$  en ecosistemas acuáticos esta dado por la actividad humana como la minería, agricultura, sectores forestales y textiles. El uso de fertilizantes desde la actividad agrícola es considera una de las principales fuentes de  $\text{SO}_4^{2-}$  en sistemas acuáticos. Por otro lado, procesos en sistemas naturales tales como erupciones volcánicas, descomposición y combustión de materia orgánica son procesos que también contribuyen a la emisión del  $\text{SO}_4^{2-}$  (Figura 1).



**Figura 1.** Fuente y transporte de sulfato en el ambiente.

Para poder comprender la presencia de  $\text{SO}_4^{2-}$  en el ambiente natural, es fundamental comprender el ciclo del azufre (S) y las distintas vías donde es formado dentro de un cuerpo de agua (Figura 2). A partir de S elemental el proceso de oxidación permite la formación de  $\text{SO}_4^{2-}$  el cual es depositado posteriormente en suelo y/o sedimento. El  $\text{SO}_4^{2-}$  disponible y asimilado por plantas, genera S orgánico reducido para posteriormente ser descompuesto por la acción bacteriana a sulfuro de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{S}$ ). El  $\text{H}_2\text{S}$  formado desde procesos naturales es liberado a la atmósfera como dióxido de azufre ( $\text{SO}_2$ ), el cual cierra el ciclo

oxidándose nuevamente a  $\text{SO}_4^{2-}$ . De esta manera, el  $\text{SO}_4^{2-}$  disponible en el ambiente contribuye a la conductividad específica y salinidad del agua, siendo mayormente soluble cuando es asociado a elementos como sodio (Na), potasio (K) y magnesio (Mg). Contrariamente, la presencia del elemento calcio (Ca) favorece a una menor solubilidad de  $\text{SO}_4^{2-}$  en agua.



**Figura 2.** Ciclo de azufre en un sistema acuático natural.

Adicionalmente, se ha determinado que el incremento de concentraciones de  $\text{SO}_4^{2-}$  juega un importante rol que controla la biodisponibilidad, bioconcentración y disminuye la subsecuente toxicidad aguda de elementos químicos tales como Selenio (específicamente con la forma de Selenato,  $\text{SeO}_4$ ) y plata (Ag) en organismos acuáticos como invertebrados (Forsythe & Klaine, 1994; Brix et al., 2001) y peces (Erikson et al., 1998). Sin embargo, estudios han determinado que  $\text{SO}_4^{2-}$  incrementa su toxicidad aliado a cobre (Cu) en especies de agua dulce (Mastin & Rogers, 2000; Guecheva et al., 2001; Schmidlin et al., 2015; Padrilah, et al., 2017), así como también, efectos sinérgicos y antagónicos con cadmio (Mera et al., 2016; Wu et al., 2018).



## 1.2. Sulfato en el riego de plantaciones agrícolas

El riego es fundamental para el desarrollo agrícola, requiriéndose fuentes de agua con adecuada calidad y cantidad. No obstante, en la actualidad, la calidad del agua ha comenzado a ser un tema de preocupación debido al deterioro experimentado por el incremento demográfico y económico, además de la escasa disponibilidad de este recurso hídrico, especialmente en regiones con clima árido.

El  $\text{SO}_4^{2-}$  no produce efectos específicos en suelo y plantas, pero si contribuye al aumento de la salinidad, conductividad específica y presencia de sólidos disueltos en el agua (SAG, 2005). Para el primer caso, la salinidad también se encuentra asociado a otros elementos como Na, Ca, Mg, Cl y  $\text{HCO}_3$ .

De acuerdo a parámetros establecidos por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) se ha considerado dentro de los valores normales de  $\text{SO}_4^{2-}$  en agua para riego concentraciones entre 0 a 960,6 mg/L (SAG, 2005). La consideración de valores normales para  $\text{SO}_4^{2-}$  y parámetros de conductividad específica y sólidos disueltos se muestra en Tabla 1. Por otro lado, en la Tabla 2 se presenta la equivalencia entre la concentración de  $\text{SO}_4^{2-}$  (mg/L) y la conductividad eléctrica en agua ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ).

**Tabla 1.** Valores normales en agua de riego.

Parámetro	Valor normal permitido
Sulfato	0 – 960 mg/L
Conductividad	0 – 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Sólidos disueltos	0 – 2000 mg/L

(Extraído SAG, 2005)

**Tabla 2.** Relación Sulfato - Conductividad Eléctrica.

<b>Concentración Sulfato (mg/L)</b>	<b>Conductividad Eléctrica (<math>\mu\text{S}/\text{cm}</math>)</b>
500 – 800	770 – 1200
800 – 1000	1200 – 1500
1000 – 1500	1500 – 2300
1500 – 2000	2300 – 3100
2000 – 2500	3100 – 4000

(Extraído SAG, 2005)

Según los antecedentes entregados en la Tabla 2 se considera, de acuerdo a la NCh 1333 Of. 78 modificada en 1987, que aguas de riego con niveles de  $\text{SO}_4^{2-}$  entre 1000 a 1500 mg/L es un agua con una conductividad eléctrica inferior a 2500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , y por lo tanto, pueden tener efectos adversos sobre cultivos agrícolas, necesitándose de métodos de manejo para el cuidado de los cultivos. Niveles superiores de  $\text{SO}_4^{2-}$ , es decir, entre 2000 y 2500 representan una conductividad en el rango de 3000 - 4000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , la cual puede ser utilizada solo por plantas tolerantes, en suelos permeables e incorporando cuidadosos métodos de manejo (SAG, 2005).

## 2. Objetivos.

### 2.1. Objetivo general

Establecer la existencia de efectos o riesgos sobre la biodiversidad acuática y cultivos agrícolas presentes en el área aguas abajo del proyecto Caserones.

### 2.2. Objetivos específicos

1. Elaborar una base de datos actualizada del potencial efecto de sulfato sobre especies acuáticas y cultivos agrícolas, destacando los que se encuentran presentes en el área aguas abajo del proyecto Caserones.
2. Construir una base de datos actualizada sobre los potenciales efectos de sulfato en organismos acuáticos.
3. Evaluar el riesgo de sulfato utilizando el método probabilístico de distribución de sensibilidad en especies acuáticas.
4. Caracterizar el riesgo del sulfato mediante un análisis entre los niveles históricos detectados en agua superficial y el umbral de sensibilidad en organismos acuáticos, **poniendo un mayor énfasis en aquellas especies descritas para la cuenca del río Copiapó.**
5. Caracterizar el riesgo del sulfato mediante un análisis entre los niveles históricos detectados en agua superficial y subterránea y el umbral de sensibilidad en vides.

### 3. Metodología

#### 3.1. Área de estudio

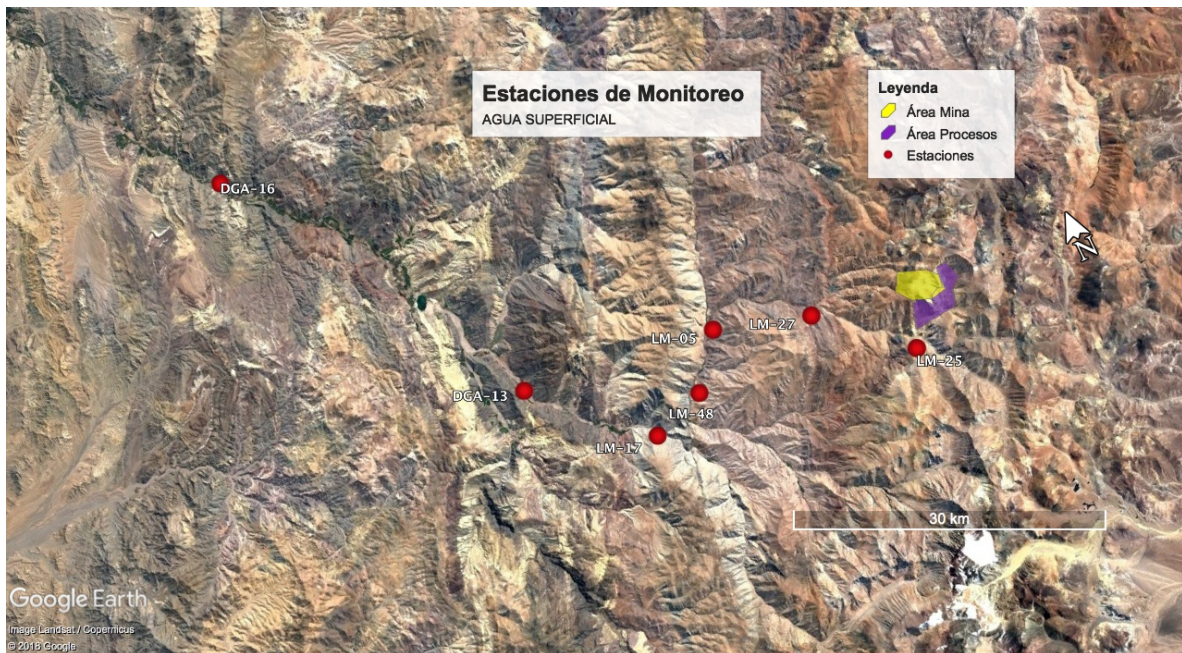
La Mina Caserones se localiza a 162 km de la ciudad de Copiapó, Región de Atacama, Provincia de Copiapó, ubicándose específicamente en la Comuna de Tierra Amarilla con una elevación entre los 4.200 y 4.600 m s.n.m. Dentro de la cuenca del río Copiapó (Material Anexo A) la Mina Caserones ha monitoreado históricamente diversas estaciones para la medición de  $\text{SO}_4^{-2}$  en agua superficial. Para efectos de la evaluación de riesgo del ión  $\text{SO}_4^{-2}$  sobre la biodiversidad acuática fueron consideradas aquellas estaciones de monitoreo más representativas dentro de los sectores con mayor influencia río abajo, luego de los procesos de la Mina Caserones, es decir, los sectores Caserones, La Brea, Pulido y Copiapó (Figura 3, Tabla 3):

- *Sector Caserones*: LM-25
- *Sector La Brea*: LM-5 y LM-27
- *Sector Pulido*: LM-17 y LM-48.
- *Sector Copiapó*: DGA-13 y DGA-16

Para cada una de estas estaciones se obtuvo su promedio histórico ( $\pm\text{DS}$ ) y el rango de valores mínimos y máximos.

**Tabla 3.** Localización de estaciones de monitoreo en la cuenca del Río Copiapó.

Componente ambiental	Estaciones	Descripción sector de ubicación.	Sector	Coordenadas geográficas
Aguas superficiales	LM-25	Río Ramadillas aguas abajo de quebrada Caserones.	Caserones	28° 12'S 69° 34'O
	LM-27	Río Ramadillas Aguas arriba de confluencia con río Vizcachas de Pulido.	La Brea	28° 08'S 69° 39'O
	LM -5	Intersección Río Ramadilla en Río Vizcachas de Pulido.	La Brea	28° 06'S 69° 44'O
	LM-48	Río Pulido en acceso a faena Caserones.	Pulido	28° 09'S 69° 47'O
	LM-17	Río Pulido aguas abajo del río Montosa.	Pulido	28° 10'S 69° 50'O
	DGA -13	Estación DGA Río Pulido en Vertedero (aguas).	Copiapó	28° 05'S 69° 56'O
	DGA-16	Estación DGA Río Copiapó en Pastillos (aguas arriba de embalse Lautaro.	Copiapó	27° 49'S 70° 07'O



**Figura 3.** Estaciones de monitoreo para agua superficial e identificación de áreas de la Mina y Procesos.

### 3.2. Base de datos ecotoxicológica

En primera instancia se realizó una búsqueda preliminar de información bibliográfica a través de la página US Environmental Protection Agency (USEPA) ECOTOX (<http://cfpub.epa.gov/ecotox/>), la cual proporcionó una amplia base de datos ecotoxicológica desde artículos internacionales indexados (ISI). Posteriormente se llevó a cabo una búsqueda actualizada de artículos científicos mediante los buscadores Web of Science (WoS), Science direct y Scopus, utilizando como palabras claves “*Sulfate effects on aquatic organisms*”. Esta búsqueda se enfocó principalmente en datos ecotoxicológicos agudos y crónicos de especies acuáticas correspondientes a distintos niveles tróficos (microalga, invertebrados y peces). La información se reportó a través de tablas utilizando el siguiente orden en las columnas:

1. Especies
2. Nivel trófico
3. Parámetro de ensayo toxicológico (IC<sub>50</sub>, CL<sub>50</sub>, EC<sub>50</sub>, NOEC o LOEC).
4. Concentración de efecto (ensayo agudo o crónica).
5. Tiempo de exposición (horas).
6. Referencia (año).

### 3.3. Evaluación de Riesgo Ecológico: Método probabilístico

La ecotoxicología es una disciplina que estudia los efectos tóxicos de contaminantes y/o estresores en el ecosistema (Larraín, 1995). Dentro de la ecotoxicología, la evaluación del riesgo ecológico (ERE) es una disciplina que estudia la probabilidad de efectos adversos luego de la exposición al contaminante (EPA, 1998). Para la evaluación de riesgo es importante considerar las siguientes etapas de evaluación:

**Evaluación de exposición:** En esta etapa se determina la concentración del contaminante en el ambiente a través de planes de monitoreo. Generalmente, se utiliza la sigla CMA (concentración medida en el ambiente) para asignar un valor a la evaluación de exposición. Para el caso en estudio, se consideró la información proporcionada por MLCC, en base a mediciones realizadas por el ETFA SGS Chile, sobre las concentraciones históricas (promedio ± DS) de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> en las distintas estaciones de monitoreo consideradas dentro de la cuenca del río Copiapó (Tabla 3).

**Evaluación de efectos:** En esta etapa de evaluación se consideran los potenciales efectos del contaminante (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) sobre los organismos de prueba, representando a la biodiversidad que habita un medio natural. Para ello, en primera instancia se requiere de una base de

datos ecotoxicológica completa (sección 3.2) así como también, si se requiere, llevar a cabo pruebas de toxicidad con especies locales (EPA, 1998). Generalmente, se utiliza la sigla CEA (concentración de efectos en el ambiente) para asignar un valor dentro de la evaluación de efectos en el ambiente, para la evaluación probabilística será la concentración peligrosa (CP).

Existen diferentes parámetros que pueden ser considerados dentro de la evaluación:

- **Efectos agudos:** son aquellos efectos o respuestas que ocurren durante un corto periodo de exposición a un contaminante, generalmente, se determinan respuestas de muerte, inmovilidad, irritación, asfixia, entre otros. Los efectos agudos son reportados como la concentración letal o efectiva en el 50% de los organismos ( $CL_{50}$  ó  $CE_{50}$ , respectivamente) con tiempos de exposición que van desde 24 a 144 horas.
- **Efectos crónicos:** son aquellos efectos que ocurren luego de una prolongada exposición al contaminante. Este tipo de respuestas pueden ser observadas a través de efectos sobre la reproducción, crecimiento, alteración en sistema hormonal de organismos, entre otros. Generalmente, estos efectos son expresados a través de parámetros como la concentración más baja donde se observó el efecto (LOEC) o la concentración sin efectos observados en laboratorio (NOEC).

El método probabilístico de evaluación de riesgo se fundamenta en el principio de distribución de sensibilidad en especies (DSE) (Material Anexo B). Esta metodología es ampliamente requerida para propósitos de establecer la concentración de peligro (CP) de un contaminante sobre la fracción de sensibilidad en organismos que representan diferentes niveles tróficos en un ecosistema (van Straalen, 2002). La estimación de la CP es la forma probabilística de estimar el valor CEA (evaluación de efectos), donde se utiliza una amplia base de datos ecotoxicológica disponible en literatura. La información entregada por la DSE permite calcular el umbral de protección para especies acuáticas sensibles a la exposición del contaminante ( $SO_4^{2-}$ ). **Asumiendo una distribución lognormal de la información disponible (generalmente utilizado por el amplio rango de datos ecotoxicológicos), bajo el criterio de sensibilidad en múltiples especies, se procedió a calcular la CP en el ambiente acuático.** El análisis de la CP se asoció al percentil 5 para obtener el valor CEA probabilístico ( $CP_5$ ) como umbral de tolerancia y resguardo del 95% de los organismos representantes de un sistema natural (Aldenberg & Jaworska, 2000; Posthuma et al., 2002).  $CP_5$  fue estimado mediante Rstudio y soportado por el software ETX 2.0 (van Vlaardingen et al., 2004). Este software utiliza tres test estadísticos para evaluar los supuestos de normalidad en la información (Test Anderson-Darling, Test Kolgomorov-Smirnov y Test Cramer von Mises).

### 3.4. Caracterización del riesgo

Dentro del procedimiento de caracterización del riesgo se realizó al cálculo del cociente de riesgo (CR), el cual tiene por objetivo relacionar los valores CMA y CEA. El valor CMA fue obtenido desde la base de datos históricos de  $\text{SO}_4^{2-}$  en el área en estudio y la CEA estimado desde la DSE con el cálculo del  $\text{CP}_5$ . Esta relación permite comprender si los niveles ambientales (en este caso para sulfato) son un riesgo para la biodiversidad, considerando el umbral de sensibilidad para especies acuáticas. Para el cálculo de CR se utilizó la siguiente ecuación (1),

$$\text{CR} = \frac{\text{Concentración promedio en el ambiente (CMA)}}{\text{Umbral de sensibilidad en organismo, percentil 5 (CP}_5\text{)}} \quad (1)$$

$\text{CR} > 1 =$  riesgo

$\text{CR} < 1 =$  sin riesgo

La caracterización del riesgo probabilístico se realizó mediante un análisis comparativo entre la información ecotoxicológica con el conjunto de organismos acuáticos y el promedio histórico de las concentraciones detectadas de  $\text{SO}_4^{2-}$  en las diferentes estaciones de monitoreo, dentro de la cuenca del río Copiapó (agua superficial).

**En esta oportunidad, de acuerdo a reportes realizados previamente (año 2015), el método determinístico o método del cociente fue utilizado para evaluar el potencial riesgo de  $\text{SO}_4^{2-}$  sobre la fauna acuática presente en el ecosistema, considerándose solamente la especie más sensible para cada nivel trófico (CEA). Sin embargo, el método probabilístico puede proporcionar información mayormente robusta al momento de inferir un potencial riesgo ambiental debido a que integra una serie de datos ecotoxicológicos con especies acuáticas que definen estadísticamente la concentración de peligro (umbral) en organismos acuáticos (CEA). Para el cálculo de CR estos dos métodos son llevados a cabo de la misma manera. Por lo general, el uso de una sola especie sensible puede llevar a la sobrestimación o subestimación del riesgo, entregando una mayor incertidumbre dentro de procedimientos de evaluación.**



## 4. Resultados

### 4.1. Efectos del sulfato en organismos acuáticos

#### Microalgas

El  $\text{SO}_4^{2-}$  es un nutriente esencial para muchas microalgas, donde se ha observado que concentraciones inferiores a 0,5 mg/L no proporciona un adecuado crecimiento en este grupo trófico (McKee & Wolf, 1963; Giordano et al., 2005). El  $\text{SO}_4^{2-}$  es la principal fuente de sulfuro para organismos autotróficos y por esta razón el crecimiento de microalgas ocurre cuando existen niveles óptimos de concentración. Para el caso la microalga *Chlamydomonas moewusii* se ha definido una concentración máxima óptima de 14,2 mg/L (Mera et al., 2016).

Se ha reportado que en microalgas (*Anabaena* sp.) expuestas a concentraciones de  $\text{SO}_4^{2-}$  en el rango de 216 a 311 mg/L pueden generar una temprana esporulación (Kanta & Sarma, 1980), así como también una alta sensibilidad a sulfato asociado a sodio ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ) (Yamane et al., 1982). En otros estudios, se evaluó el efecto en la inhibición del crecimiento en el 50% ( $\text{IC}_{50}$ ) de la microalga *Selenastrum capricornutum*, reportándose respuestas agudas a una concentración de 1.868 mg/L de  $\text{SO}_4^{2-}$  en agua, mientras que ensayos de toxicidad crónica reportaron efectos observables a una concentración de 1.111 mg/L (LOEC) (MELP, 1996). Similarmente, otras pruebas en laboratorio con la misma especie (*S. capricornutum*) se determinó que luego de 72 horas de exposición a  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  se reportó una  $\text{IC}_{50}$  de 3.359 mg/L, mientras que datos crónicos estuvieron en el rango de 3.650 y 1.060 mg/L para LOEC y NOEC, respectivamente (BC Research Inc., 1998) (Tabla 4). Estudios con la microalga verde *Pseudokirchneriella subcapitata* reportan una disminución en la tasa de crecimiento con  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  en el orden de 3.000 mg/L luego de 14 días de exposición (Soucek, 2007a).

El incremento de  $\text{SO}_4^{2-}$  en sistemas de agua dulce puede tener efectos negativos en cianobacterias como *Microcystis aeruginosa*, provocando efectos en la inhibición de la fotosíntesis (basado en el decrecimiento de contenidos de pigmentos), estrés oxidativo y mayor producción de cianotoxinas en el rango de 40 a 300 mg/L (Chen et al., 2016). Por otro lado, estudios con la microalga *Chlamydomonas moewusii* han reportado que  $\text{SO}_4^{2-}$  en forma de sal (sulfato de sodio) presenta efectos inhibitorios en el crecimiento cuando se sobrepasa su concentración óptima de crecimiento (14,2 mg/L) reportándose una concentración de inhibición ( $\text{IC}_{50-96\text{h}}$ ) de  $1.272 \pm 79,3$  mg/L (Mera et al., 2016) (Tabla 4).

#### Macrófitas acuáticas

Dentro de las macrófitas acuáticas, los musgos reportan una alta sensibilidad al compuesto  $\text{SO}_4^{2-}$ . Especies tales como *Fontinalis antipyretica*, *Fissidens crassipes*,

*Leptodictyum riparium* y *Leskea polycarpa*, tienen una mortalidad (CL<sub>50</sub>) a concentraciones de 100, 150, 200 y 200 mg/L con sulfato de potasio (K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) luego de 7 días de exposición, respectivamente (Fahm, 1975). Por otro lado, estudios con la macrófita *Myriophyllum spicatum* han demostrado que luego de una exposición de 32 días a Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> se observaría dificultad en el crecimiento de raíces y tallos a concentraciones nominales en el rango de 2.785 a 7.011 mg/L (Stanley, 1974). De igual modo, la planta acuática *Lemna minor* demostró ser altamente sensible a la exposición de Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> con una concentración letal (sobrevivencia) que fluctuó entre 2.984 a >13.446 mg/L y efectos observados sobre la tasa de crecimiento (EC<sub>50</sub>) en un rango entre 1.978 a 5.398 mg/L con Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> y K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, respectivamente (Simmons, 2012) (Tabla 4).

**Tabla 4.** Toxicidad de sulfato en microalgas, cianobacteria y macrófitas de agua dulce.

Especie	Grupo	Parámetro	Concentración (mg/L)	Referencias
<i>Anabaena</i> sp.	Cianobacteria	EC <sub>50</sub>	216	Kanta & Sarma, 1980
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Microalgas	IC <sub>50</sub>	1.868	MELP, 1996
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Microalgas	LOEC	1.111	MELP, 1996
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Microalgas	IC <sub>50-72h</sub>	3.359*	BC Research Inc., 1998
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Microalgas	NOEC	1.060*	BC Research Inc., 1998
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Microalgas	LOEC	3.650*	BC Research Inc., 1998
<i>Fontinalis antipyretica</i>	Macrófita	CL <sub>50-7d</sub>	100**	Fahm, 1975
<i>Fissidens crassipes</i>	Macrófita	CL <sub>50-7d</sub>	150**	Fahm, 1975
<i>Leptodictyum riparium</i>	Macrófita	CL <sub>50-7d</sub>	>200**	Fahm, 1975
<i>Leskea polycarpa</i>	Macrófita	CL <sub>50-7d</sub>	>200**	Fahm, 1975
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Macrófita	EC <sub>50-32d</sub>	2.785*	Stanley, 1974
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Cianobacteria	IC <sub>50-48h</sub>	300	Chen et al., 2016
<i>Chlamydomonas moewusii</i>	Microalga	IC <sub>50-96h</sub>	1.272*	Mera et al., 2016
<i>Lemna minor</i>	Macrófita	EC <sub>50-48h</sub>	2.984*	Simmons, 2012
<i>Lemna minor</i>	Macrófita	EC <sub>50-7d</sub>	1.978*	Simmons, 2012
<i>Lemna minor</i>	Macrófita	EC <sub>50-7d</sub>	5.398**	Simmons, 2012
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Microalgas	EC <sub>50-14d</sub>	3.000*	Soucek, 2007a

\*Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>; \*\*K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>

### Invertebrados

En crustáceos se ha observado que SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> puede presentar toxicidad sobre los 400 mg/L, en organismos como anfípodos, larvas de mosquitos, cladóceros y gastrópodos (huevos) (Dowden & Bennett, 1965). Específicamente, los resultados mostraron que luego de 24 horas de exposición a Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> *Hyallela* sp. (anfípodo), *Culex* sp. (larvas de mosquito), *Daphnia magna* (cladóceros) y *Lymnaea* sp. (huevos de gastrópodos) reportan efectos agudos (CL<sub>50-24h</sub>) a concentraciones de 595, 7.727, 426, 2.402 mg/L, respectivamente. Estas concentraciones coinciden con resultados informados por Mount et

al. (1997) y Warne & Schifko (1999), en el cual determinaron que los cladóceros *Daphnia magna* y *Ceriodaphnia dubia* presentan una concentración efectiva de 4.580 y 3.150 mg/L, respectivamente. De manera similar, otro estudio realizado por Khangarot y Ray (1987) pudieron determinar que el compuesto sulfato de magnesio ( $\text{MgSO}_4$ ) presentaría efectos agudos ( $\text{EC}_{50-24\text{h}}$ ) sobre *Daphnia magna* a 406 mg/L, luego de 24 horas de exposición. Por otro lado, estudios crónicos con  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  realizados con *Ceriodaphnia dubia* sugieren efectos sobre la tasa de alimentación, la cual fue asociada a una reducida tasa metabólica producto del bajo consumo de oxígeno por parte de la especie, reportándose LOEC y NOEC de 1.329 y 1.109 mg/L, respectivamente (Soucek, 2007b).

Reportes han señalado que la sensibilidad de *Daphnia* sp. al compuesto  $\text{SO}_4^{2-}$  está determinada por la disponibilidad de oxígeno disuelto (OD) en agua, donde se ha observado que altas concentraciones de OD determinan una menor toxicidad sobre el crustáceo, sugiriéndose un valor de sensibilidad a  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  de 5.514 mg/L, mientras que bajos niveles de OD sugieren una mayor toxicidad a una concentración de 2.752 mg/L (Fairchild, 1955) (Tabla 5).

La dureza del agua es un factor que puede determinar la toxicidad de  $\text{SO}_4^{2-}$  en organismos acuáticos. Estudios con *Daphnia* sp. pudieron determinar que bajo condiciones de menor dureza del agua (25 mg/L de  $\text{CaCO}_3$ )  $\text{SO}_4^{2-}$  presentaría una mayor toxicidad en este cladóceros, encontrándose efectos letales ( $\text{CL}_{50-48\text{h}}$ ) en el orden de 537 mg/L (PESC, 1996). Resultados obtenidos por Davies & Hall (1997) para la misma especie y bajo condiciones de agua menos duras reportan una concentración letal ( $\text{CL}_{50-48\text{h}}$ ) de 1.766 mg/L, luego de ser expuesto a  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ . Para el anfípodo *Hyallela* sp. se reportó que luego de 96 horas de exposición y en condiciones de baja dureza en el agua su sensibilidad incrementó, sugiriéndose efectos agudos a 205 mg/L (PESC, 1996) (Tabla 5). Contrariamente, en larvas de insectos (quironómidos) son altamente sensibles cuando cuando la dureza del agua es mayor (250 mg/L), siendo definida su toxicidad aguda ( $\text{CL}_{50-96\text{h}}$ ) a 4.173 mg/L de  $\text{SO}_4^{2-}$  (PESC, 1996).

Efectos agudos de sulfato de cobre ( $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ) son reportados para los organismos *Daphnia magna*, *Hyalella azteca* y *Chironomus tentans* con valores de concentración letal de 0,019, 0,158 y 1,12 mg/L, después de 48 horas de exposición (Mastin & Rodger, 2000). Estos resultados reflejan la alta sensibilidad de invertebrados acuáticos al elemento Cu.

Ensayos con el bivalvo de agua dulce *Dreissena polymorpha* se reporta luego de 24 horas de exposición a  $\text{K}_2\text{SO}_4$  con letalidad a 62 mg/L. Sin embargo, se sugiere que la severidad de esta toxicidad en la especie se debe principalmente a la acción del ión potasio ( $\text{K}^+$ ) y no al  $\text{SO}_4^{2-}$  (Fisher et al., 1991). Otro estudio con el bivalvo *Corbicula fluminea* demostraron que  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  no tuvo efectos sobre la tasa metabólica basal, pero si reduce

significativamente su alimentación, el metabolismo post-alimentación y su tasa de crecimiento. Esto podría deberse a que el bivalvo reduce su tasa de filtración debido a la exposición de  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ , reduciendo subsecuentemente la tasa de consumo de alimento y, por lo tanto, resulta en una baja tasa metabólica (Soucek, 2007a).

**Tabla 5.** Toxicidad de sulfato en invertebrados acuáticos.

Especie	Grupo	Parámetro	Concentración (mg/L)	Referencias
<i>Daphnia</i> sp.	Cladóceros	$\text{CL}_{50-48\text{h}}$	5.218	BC Research Inc., 1998
<i>Hyallela</i> sp.	Anfípodo	$\text{CL}_{50-96\text{h}}$	1.226	BC Research Inc., 1998
<i>Ceriodaphnia</i> sp.	Cladóceros	$\text{CL}_{50-7\text{d}}$	1.355	BC Research Inc., 1998
<i>Hyallela</i> sp.	Anfípodo	$\text{CL}_{50-24\text{h}}$	595*	Dowden & Bennett, 1965
<i>Daphnia magna</i>	Cladóceros	$\text{CL}_{50-24\text{h}}$	426*	Dowden & Bennett, 1965
<i>Lymnaea</i> sp.	Gastrópodo	$\text{CL}_{50-24\text{h}}$	2.402*	Dowden & Bennett, 1965
<i>Culex</i> sp.	Larva de mosquito	$\text{CL}_{50-24\text{h}}$	7.727*	Dowden & Bennett, 1965
<i>Daphnia magna</i>	Cladóceros	$\text{EC}_{50-24\text{h}}$	406**	Khangarot y Ray, 1987
<i>Daphnia</i> sp.	Cladóceros	$\text{CL}_{50}$	2.752*	Fairchild, 1955
<i>Daphnia</i> sp.	Cladóceros	$\text{CL}_{50-48\text{h}}$	537	PESC, 1996
<i>Hyallela</i> sp.	Anfípodo	$\text{CL}_{50-96\text{h}}$	205	PESC, 1996
Quironómidos	Larvas de insectos	$\text{CL}_{50-96\text{h}}$	4.173	PESC, 1996
<i>Daphnia magna</i>	Cladóceros	$\text{LC}_{50-48\text{h}}$	0.019***	Mastin & Rodgers, 2000
<i>Hyallela azteca</i>	Anfípodo	$\text{LC}_{50-48\text{h}}$	0.158***	Mastin & Rodgers, 2000
<i>Chironomus tentans</i>	Quironómido	$\text{LC}_{50-48\text{h}}$	1.12***	Mastin & Rodgers, 2000
<i>Daphnia magna</i>	Cladóceros	$\text{EC}_{50-96\text{h}}$	4.580*	Mount et al., 1997
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Cladóceros	$\text{EC}_{50-48\text{h}}$	3.150*	Warne & Schiffko, 1999
<i>Daphnia magna</i>	Cladóceros	$\text{LC}_{50-48\text{h}}$	1.766*	Davies & Hall, 2007
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Cladóceros	LOEC	1.329*	Soucek, 2007b
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Cladóceros	NOEC	1.109*	Soucek, 2007b
<i>Dreissena polymorpha</i>	Bivalvo	$\text{LC}_{50-24}$	62****	Fisher et al., 1991
<i>Corbicula fluminea</i>	Bivalvo	$\text{EC}_{50}$	1.500*	Soucek, 2007a

\* $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ; \*\* $\text{MgSO}_4$ ; \*\*\* $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ; \*\*\*\*  $\text{K}_2\text{SO}_4$

## **Peces**

Alta toxicidad se ha reportado en larvas de peces de la especie *Morone saxatilis* expuestas a  $\text{SO}_4^{2-}$  (Hughes, 1973; Elphick et al., 2011), donde luego de 96h de exposición se pudo determinar una  $\text{CL}_{50-96\text{h}}$  de 250 mg/L (Tabla 6). Contrariamente, para la especie *Lepomis macrochirus* se logró determinar una baja toxicidad, reportándose una  $\text{CL}_{50-24\text{h}}$  de 11.831 y 15.162 mg/L para  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  y  $\text{MgSO}_4$ , respectivamente (Dowden & Bennett, 1965). Otros estudios desarrollados con la misma especie sugieren efectos letales de 13.500 mg/L después de 96 horas de exposición (Trama, 1954). Por otro lado, pruebas de toxicidad realizadas con la especie *Gambusia affinis* reportaron que concentraciones letales estuvieron en el rango de 6.761 a 44.688 mg/L con  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{MgSO}_4$  y  $\text{CaSO}_4$ , luego de 144

horas de exposición (Wallen et al., 1957). De manera similar, Mount et al. (1997) reportó para la especie *Pimephales promelas* efectos letales una concentración de 7.960 mg/L.

Adicionalmente, ensayos con sulfato de cobre ( $\text{Cu}_2\text{SO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ) han mostrado las más alta sensibilidades en peces de agua dulce, determinándose efectos en el rango de 0,05 a 38 mg/L. Sin embargo, esta drástica respuesta toxicológica está determinada por la presencia del elemento Cu (Gündogdu, 2008; Gomes et al., 2009; Shuhaimi-Othman, 2010), el cual reporta ser altamente tóxico para organismos acuáticos. En general, pruebas de toxicidad con  $\text{Cu}_2\text{SO}_4$  son ensayos que intentan evaluar el nivel de toxicidad del elemento Cu más que el efecto de  $\text{SO}_4^{2-}$  en organismos acuáticos (ej., Suedel, 1996; Scelzo, 1997; Mastin & Rodgers, 2000; Padrilah et al., 2017).

Efectos en la actividad enzimática para la especie *Anguilla anguilla* fueron reportadas luego de una exposición a  $\text{SO}_4^{2-}$  bajo diferentes condiciones de temperatura (Boge et al., 1982). En este estudio se observaron cambios en la actividad enzimática cuando este organismo fue expuesto a una concentración de 176 mg/L de  $\text{SO}_4^{2-}$ . De igual modo, en pruebas con la especie *Oncorhynchus mykiss* (trucha arcoíris) no se observó el mismo patrón de toxicidad, incluso exponiéndose a los mismos regímenes de temperatura. En Tabla 6 se muestra en detalle los niveles de toxicidad en peces luego de una exposición a  $\text{SO}_4^{2-}$ .

**Tabla 6.** Datos de toxicidad para peces expuestos a sulfato.

Especie	Nombre común	Parámetro	Concentración (mg/L)	Referencias
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Trucha arcoíris	CL <sub>50-96h</sub>	5.000	BC MELP, 1996
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Salmón coho	CL <sub>50-96h</sub>	5.742	BC MELP, 1996
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Trucha arcoíris	EC <sub>50-7d</sub>	1.105	BC MELP, 1996
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Trucha arcoíris	NOEC-7d	1.060	BC Research Inc., 1998
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Trucha arcoíris	EC <sub>50-7d</sub>	1.477	BC Research Inc., 1998
<i>Pimephales promelas</i>	Carpita (México)	NOEC-7d	510	BC Research Inc., 1998
<i>Pimephales promelas</i>	Carpita (México)	EC <sub>50-7d</sub>	3.450	BC Research Inc., 1998
<i>Pimephales promelas</i>	Carpita (México)	CL <sub>50-7d</sub>	1.355	BC Research Inc., 1998
<i>Morone saxatilis</i>	Lubina rayada atlántica	CL <sub>50-96h</sub>	250	Hughes, 1973
<i>Lepomis macrochirus</i>	Perca sol con oreja	CL <sub>50-24h</sub>	11.831*	Dowden & Bennett, 1965
<i>Lepomis macrochirus</i>	Perca sol con oreja	CL <sub>50-24h</sub>	15.162**	Dowden & Bennett, 1965
<i>Gambusia affinis</i>	Pez mosquito	CL <sub>50-144h</sub>	6.761	Wallen et al., 1957
<i>Anguilla anguilla</i>	Anguila común	Enzima	176	Boge et al., 1982
<i>Morone saxatilis</i>	Lubina rayada atlántica	CL <sub>50-96h</sub>	250	Elphick et al., 2011
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Trucha arcoíris	CL <sub>50-96h</sub>	0,1***	Gündogdu, 2008
<i>Poecilia reticulata</i>	Pez millón	CL <sub>50-96h</sub>	38***	Shuhaimi-Othman, 2010
<i>Rasbora sumatrana</i>	ciprínido	CL <sub>50-96h</sub>	6***	Shuhaimi-Othman, 2010
<i>Prochilodus lineatus</i>	sábalo	CL <sub>50-96h</sub>	0,047***	Gomes et al., 2009
<i>Leporinus macrocephalus</i>	boga	CL <sub>50-96h</sub>	0,1***	Gomes et al., 2009
<i>Poecilia reticulata</i>	Pez millón	CL <sub>50-96h</sub>	845	Svobodova et al., 1983
<i>Clarias gariepinus</i>	Pez	CL <sub>50-96h</sub>	15,0***	Padrilah et al., 2017
<i>Lepomis macrochirus</i>	Pez	CL <sub>50-96h</sub>	13.500*	Trama, 1954
<i>Pimephales promelas</i>	Pez	LC <sub>50-96h</sub>	7.960*	Mount et al., 1997
<i>Pimephales promelas</i>	Pez	LC <sub>50-48h</sub>	0,019***	Mastin & Rodgers 2000
<i>Pimephales promelas</i>	Pez	LC <sub>50-48h</sub>	0,020***	Suedel, 1996

\*Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>; \*\*MgSO<sub>4</sub> \*\*\*Cu<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>•5H<sub>2</sub>O

#### 4.2. Efectos del sulfato en cultivos agrícolas.

El sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) es la principal fuente de azufre utilizada por plantas para su crecimiento (Clarkson, 1993), siendo parte de la estructura de aminoácidos tales como cisteína y metionina para su posterior síntesis de proteínas (Leustek et al. 2000). Estudios han observado respuestas luego de la ausencia de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> en cultivos de uva de las especies *Vitis vinifera* y *Vitis rupestris*. Aquí se pudo observar que células de *V. vinifera* y *V. rupestris* presentarían deficiencia en el crecimiento bajo escenarios con limitada acumulación de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (Tavares et al., 2008). Por otro lado, también se pudo observar que una baja disponibilidad de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> puede reducir significativamente el crecimiento de

plántulas de la especie *V. vinífera*, así como también significativos efectos sobre el contenido de clorofila total en los brotes (Fernandes et al., 2009; Tavares et al., 2013).

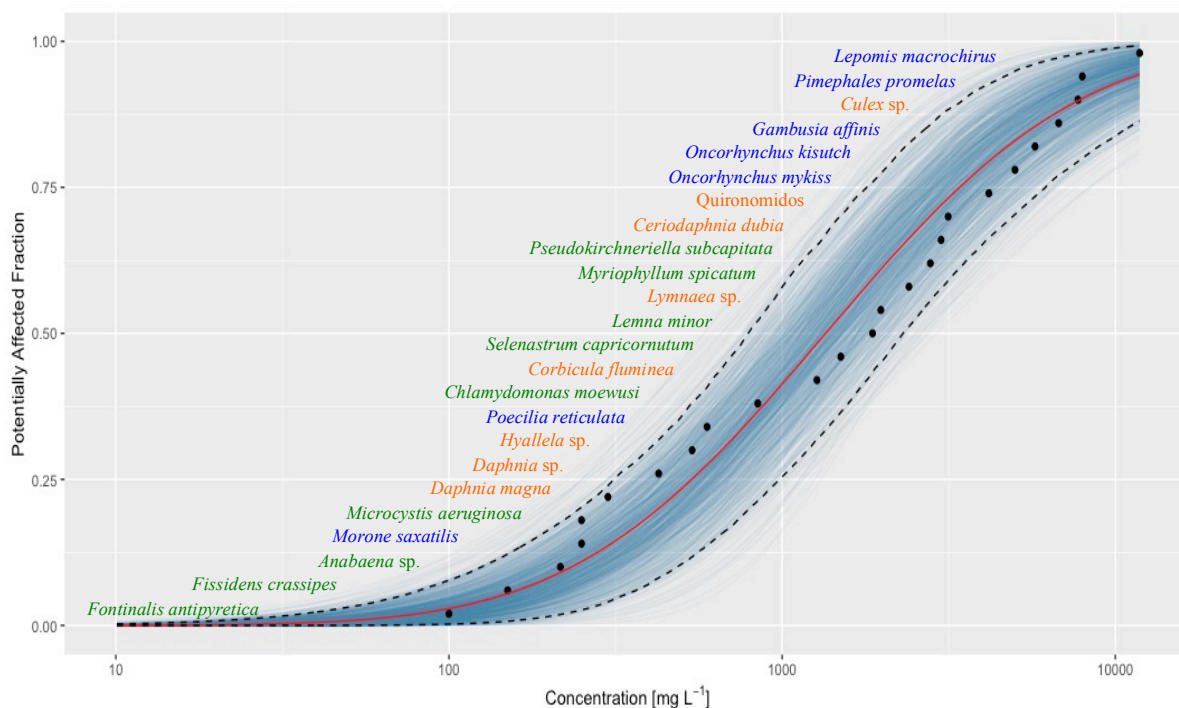
El incremento de  $\text{SO}_4^{2-}$  en el ambiente permiten que plantas aumenten la incorporación de este ion luego de un largo periodo de exposición. No obstante, es sabido que altas concentraciones de sulfato pueden alterar el crecimiento de plantas y el rendimiento óptimo de especies de cultivo agrícola (Cerdeira et al., 1984). Un estudio realizado por Kowalska (2005) pudo evaluar la acumulación de  $\text{SO}_4^{2-}$  durante el crecimiento en plantas de tomate. Aquí se determinó que el incremento del ion  $\text{SO}_4^{2-}$  en el medio puede generar una significativa alza de contenido de azufre y S- $\text{SO}_4^{2-}$  en zonas de la planta como hojas y raíces. Sin embargo, esta simultánea acumulación de  $\text{SO}_4^{2-}$  en raíces pueden desencadenar mecanismos que bloquean al ingreso del ion cuando los niveles sobrepasan el umbral de tolerancia de la planta.

En algunos casos, el alto contenido de  $\text{SO}_4^{2-}$  en el medio puede determinar el crecimiento de la planta de acuerdo a su disponibilidad ambiental. Cuando existe un superávit de  $\text{SO}_4^{2-}$  algunas especies de plantas presentan mecanismos que permiten formar reservas a través de vacuolas, o bien, transformar este compuesto en metabolitos orgánicos secundarios (ejemplo, repollo) (Randle et al., 1999). También se ha visto que altas concentraciones de este ion en sistemas de agua dulce generan altas concentraciones de amonio y fosfato disponible debido a cambios de desorción y absorción por las altas concentraciones de sal (Jin et al., 2013; Brouns et al., 2014; Chen et al., 2016). Subsecuentemente, el aumento de nutrientes en agua contribuye a la eutrofización y presencia de bloom algales. Kawoslka (2005) pudo observar que altos niveles de  $\text{SO}_4^{2-}$  en agua (600 mg/L) no presentan efectos significativos en el desarrollo vegetativo de plantas de tomate. No obstante, si estos niveles de  $\text{SO}_4^{2-}$  son sobrepasados la planta se podrían limitar la disponibilidad de nutrientes en un mayor estado de desarrollo (Kawoslka, 2004).

De acuerdo a lo descrito, los potenciales efectos de  $\text{SO}_4^{2-}$  estan dados por su ausencia provocando una disminución en el crecimiento y contenido de clorofila en brotes de plantaciones de uva, o bien, una acumulación de este ión cuando las concentraciones son elevadas en agua, donde luego de un mayor tiempo de exposición produciría en plantas un bloque en la incorporación a través de raíces, como ha sido descrito en otro tipo de plantaciones agrícolas.

### 4.3. Estimación de la concentración peligrosa

Basándose en la distribución de sensibilidad en especies de agua dulce se pudo determinar una concentración peligrosa ( $CP_5$ ) del sulfato promedió en el orden de 131,2 mg/L con un intervalo de confianza del 95% entre 54,6 y 245,7 mg/L. Estos resultados sugieren que respecto a los datos ecotoxicológicos colectados desde literatura para diferentes niveles tróficos, el umbral de tolerancia y protección para el 95% de las especies acuáticas se encuentra a **130 mg/L, concentración menor a la que se ha registrado en ambientes naturales previo al inicio del proyecto Caserones**. Concentraciones de efectos menores al umbral impuestos por  $CP_5$  para especies acuáticas podrían representar un riesgo de exposición al ion sulfato. En este caso la macrófita *Fontinalis antipyretica* ( $CL_{50-7d}$  = 100 mg/L) se encontró bajo el percentil 5 de la fracción potencialmente afectada, sugiriendo que esta especie fue la más sensible dentro de la distribución probabilística. En tanto el grupo de invertebrados y peces reportan mayor tolerancia que el grupo de algas y macrófitas, encontrándose sobre  $CP_5$  (Figura 4). El valor  $CP_5$  calculado se utilizó como la concentración de efectos ambientales (CEA) para el posterior cálculo del cuociente de riesgo (CR) en las distintas estaciones consideradas en el estudio.



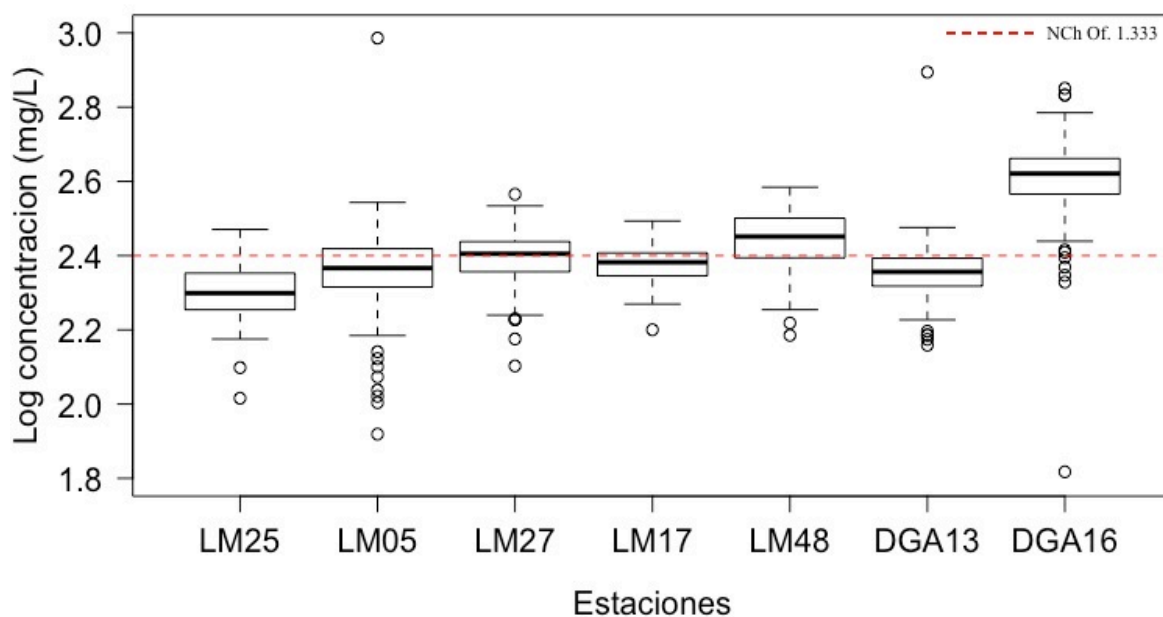
**Figura 4.** Estimación de la concentración peligrosa ( $CP_5$ ) basada en la distribución de sensibilidad en especies acuáticas representantes de algas o macrófitas (color verde), invertebrados (color naranja) y peces (color azul) dentro de la biodiversidad en la cuenca del río Copiapó.



## 4.4. Caracterización del riesgo probabilístico

### 4.4.1. Aguas superficiales

Para la evaluación de riesgo del  $\text{SO}_4^{2-}$  en las distintas estaciones de monitoreo se definió como la concentración medida en el ambiente (CMA) el valor promedio histórico reportado para cada una de las estaciones en agua superficial. Dentro de los datos obtenidos para  $\text{SO}_4^{2-}$ , dos estaciones sobrepasaron el límite máximo establecido por la NCh Of. 1.333 (250 mg/L), siendo éstas las estaciones LM-48 y DGA-16 con promedios históricos de 281 y 415 mg/L, respectivamente (Figura 5; Tabla 7).



**Figura 5.** Boxplot de las (log) concentraciones históricas promedios detectadas para cada una de las estaciones de monitoreo en agua superficial. Línea punteada en rojo representa límite máximo establecido por la NCh Of. 1.333 (valor logarítmico).

**Tabla 7.** Concentración promedio ( $\pm$ DS; n) de sulfato en agua superficial para los sectores Caserones, Las Breas, Pulido y Copiapó. Valores promedio en rojo indican que se sobrepasa el límite máximo de sulfato en agua superficial, según NCh Of. 1.333 (250 mg/L).

Estación	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> en aguas superficiales (mg/L)		
	Promedio ( $\pm$ DS; n)	Mínimo	Máximo
<i>Sector Caserones</i>			
LM-25	204,26 ( $\pm$ 34,9; n=123)	103,70	295,50
<i>Sector La Brea</i>			
LM-05	235,62 ( $\pm$ 70,8; n=188)	83,00	968,40
LM-27	250,96 ( $\pm$ 39,1; n=145)	126,70	367,60
<i>Sector Pulido</i>			
LM-17	239,40 ( $\pm$ 32,1; n=51)	158,60	311,40
LM-48	281,24 ( $\pm$ 50,3; n=73)	153,20	384,00
<i>Sector Copiapó</i>			
DGA-13	237,63 ( $\pm$ 95,8; n=41)	144,10	784,00
DGA-16	415,01 ( $\pm$ 97,4; n=97)	65,70	709,20

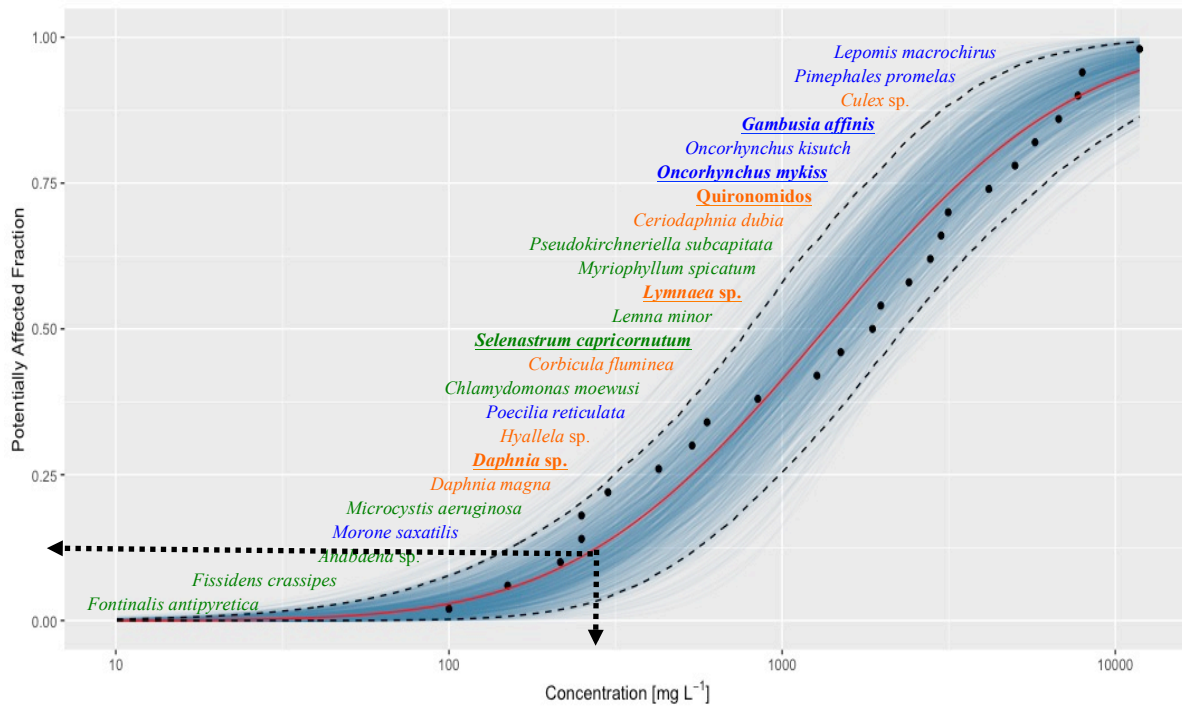
#### *Sectores Caserones, La Brea, Pulido y Copiapó*

De acuerdo a la relación entre la concentración ambiental de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> y la concentración peligrosa (CP) definida probabilísticamente a través de la curva de sensibilidad en especies acuáticas, se observa que todas las estaciones sobrepasaron levemente el valor de sensibilidad estimado por la distribución de especies, calculándose Cuocientes de Riesgos (CR) entre 0,3 a 0,6 (CR<1, indicador de Riesgo). Adicionalmente, al considerar la mayor concentración promedio de SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> detectados en agua superficial para el sector de Copiapó (Estación DGA-16= 415 mg/L) se sugiere que al extrapolar esta información un 12,5% de las especies presentes dentro de la distribución podrían encontrarse potencialmente afectada en el sistema (Figura 6). **No obstante, cabe señalar que la curva de distribución de sensibilidad en especies acuáticas incorpora datos ecotoxicológicos disponibles en literatura tanto de organismos internacionales, así como también, especies locales descritas para la cuenca del Río Copiapó (ver Anexo A y C). Por lo tanto, si estas especies descritas para la cuenca son evaluadas con mayor atención, se puede observar en la curva de distribución que todos los organismos se localizan sobre el umbral de sensibilidad para especies potencialmente afectadas en la cuenca, encontrándose sobre los percentiles 5 y 12,5 de la distribución probabilística (Figura 6).**

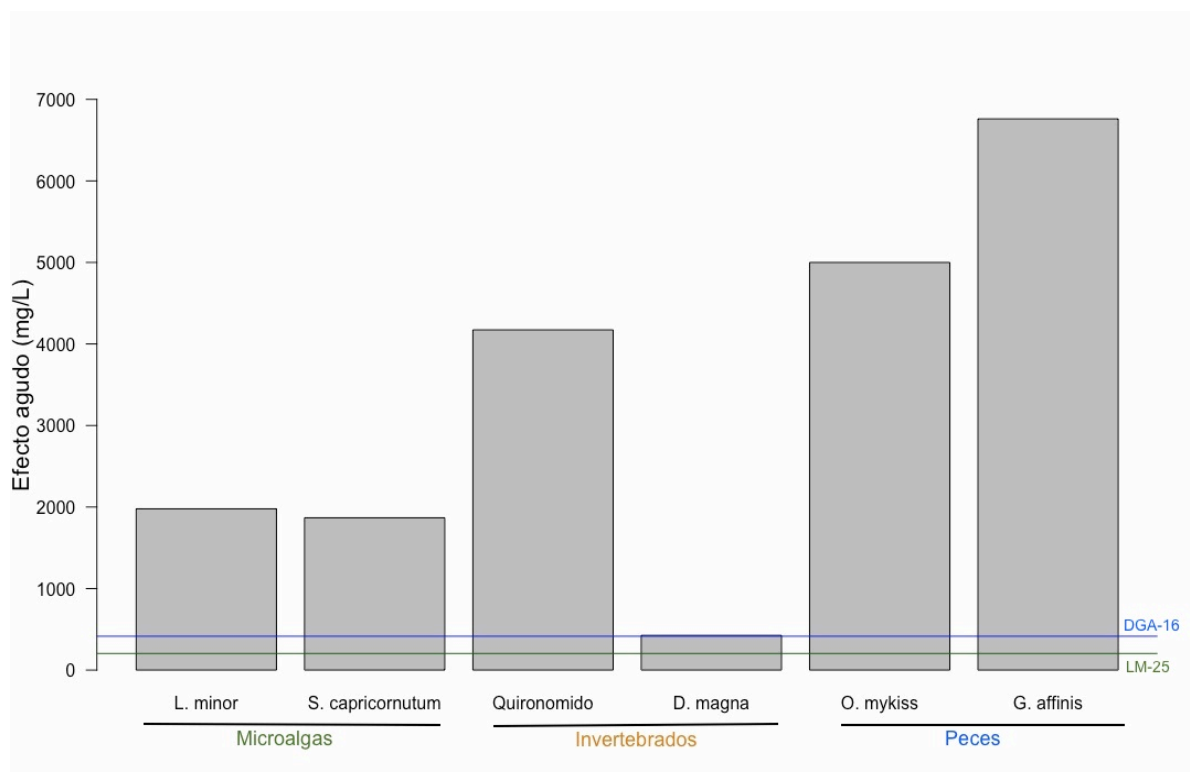
En Figura 7 se muestra un análisis individual entre la toxicidad aguda de especies descritas para la cuenca del Río Copiapó (microalgas, invertebrados y peces) y el rango de concentraciones promedio medidos para esta zona en estudio (mínimo y máximo). **Los**

**resultados sugieren que todas las especies descritas para la cuenca presentarían tolerancia a las concentraciones detectadas en las estaciones de monitoreo, incluso a la concentración de  $\text{SO}_4^{2-}$  más alta registrada para el sector Copiapó, DGA-16 (Figura 5). Si bien la mayoría de los sectores sobrepasaron la concentración peligrosa para organismos acuáticos en agua superficial ( $\text{CR} < 1$ ) se puede inferir que en base a la biodiversidad registrada en la cuenca del río Copiapó, y de igual modo a lo reportado para el año 2015, **no existe riesgo para la fauna descrita de invertebrados bentónicos (quironómidos y *Lymnaea* sp.) y peces (*O. mykiss* y *G. affinis*) (DGA, 2011), encontrándose estos organismos en la parte superior de la curva, sector donde se localizan las especies con mayor tolerancia a  $\text{SO}_4^{2-}$  (Figura 6). Adicionalmente, para la microalga *S. capricornutum* y el invertebrado *D. magna* si bien no se encuentran registradas para la cuenca, estas son especies altamente abundantes en aguas continentales. Estos organismos son reportados como especies con bajo riesgo debido a que sus efectos agudos se presentan en niveles de concentración sobre los detectados para el área en estudio (Figura 6; Figura 7).****

Por otro lado, de acuerdo a la información disponible sobre el efecto de  $\text{SO}_4^{2-}$  en cultivos agrícolas se sugiere que las concentraciones detectadas en las estaciones de monitoreo no representan un riesgo para cultivos agrícolas, como por ejemplo en plantaciones de tomate donde los niveles de tolerancia alcanzan los 600 mg/L. El rango de concentraciones promedio detectado para el sector Pulido y Copiapó (sectores con mayor uso de suelo agrícola de acuerdo a imágenes aéreas) estuvieron entre 230 a 415 mg/L (Kawoslka, 2005).



**Figura 6.** Fracción potencialmente afectada en relación a la mayor concentración histórica promedio de sulfato detectada en el área de estudio (i.e., DGA-16, Sector Copiapó). Especies en negrita y subrayadas son aquellas que han sido descritas para la cuenca del río Copiapó y otras abundantes en aguas continentales (*Daphnia sp.* y *S. capricornutum*).



**Figura 7.** Relación entre las concentraciones históricas detectadas para sulfato en el área de estudio y valores de toxicidad aguda ( $CL_{50}$ ) de especies descritas en la cuenca del Río Copiapó. Dentro de las concentraciones históricas promedio fueron consideradas el menor (LM-25) y mayor (DGA-16) nivel detectado en la cuenca.

## 5. Conclusiones

La presencia de sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) tanto en aguas superficiales de la cuenca del río Copiapó, está bien documentada a través de programas de monitoreo de calidad de aguas, realizados por MLCC a través de la empresa ETFSA SGS Chile. En general, se observa un patrón espacial de niveles de  $\text{SO}_4^{2-}$  homogéneo en aguas superficiales desde el sector Caserones hacia el sector Copiapó, con un aumento registrado para la estación DGA-16. Esta estación es la más alejada al proyecto, ubicándose en la parte media de la cuenca del río Copiapó, específicamente en el sector de La Puerta.

La literatura consultada indica que existe una sensibilidad toxicológica variable para organismos acuáticos frente a la presencia de  $\text{SO}_4^{2-}$ , encontrándose las macrófitas acuáticas entre los organismos más sensibles a la acción tóxica de este ion, reportándose lo mismo para el año 2015. Sin embargo, hay que señalar que aún no existen reportes sobre la presencia de la especie más sensible registrada en el presente informe (*F. antipyrretica*) en la cuenca del río Copiapó, lo que por lo demás estaría condicionado a que los niveles naturales de este ión en la zona son más altos que los umbrales tolerables para esta especie.

La distribución de sensibilidad de las especies, permitió estimar una concentración de peligro (CP) para el 5% de las especies más sensibles, que de acuerdo a nuestros cálculos correspondería a una concentración promedio de 130 mg/L de  $\text{SO}_4^{2-}$  en agua, muy por debajo de las concentraciones naturales en la cuenca de Copiapó.

Las concentraciones promedio de  $\text{SO}_4^{2-}$  observada antes y después del depósito de relave no representaría un riesgo para especies acuáticas descritas para la zona en estudio, sin embargo, la concentración promedio más alta reportada en DGA-16 podría influir negativamente sobre otras especies acuáticas como las que se encuentran teóricamente distribuidas en el análisis de sensibilidades probabilístico, principalmente aquellas bajo el percentil 12,5.

El cálculo del cociente de riesgo (CR) a través de método probabilístico indicaría que prácticamente todo el sistema está en potencial riesgo ( $\text{CR} > 1$ ) debido a que las concentraciones de  $\text{SO}_4^{2-}$  que se han determinado históricamente en las distintas estaciones monitoreadas sobrepasan la concentración de peligro promedio en el ambiente (CP). Esto deja en evidencia que el método del cociente o determinístico puede ser conservador al momento de evaluar los riesgos (ej., reporte año 2015) que un método probabilístico, el cual entrega un análisis más robusto, con mayor cantidad de datos que permiten definir probabilísticamente los riesgos asociados en un sistema natural. **No obstante, se debe destacar que las especies registradas para la cuenca no se encuentran localizadas entre las especies más sensibles a  $\text{SO}_4^{2-}$ .**

**En conclusión, de acuerdo a la información disponible no existirían efectos negativos sobre la biodiversidad acuática y cultivos agrícolas producto de la operación de depósitos de relave en la Mina Caserones, en lo que concierne al parámetro sulfato, que deban ser remediados.**

## 6. Referencias.

- Aldenberg, T., Jaworska, J.S., 2000. Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 46: 1-18.
- Alonso, A., Camargo, J., 2005. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Revista Ecosistemas*, 14(3): 87-99.
- Angelier, E., 2002. *Ecología de las aguas corrientes*. Acribia. Zaragoza (España). 217 pp.
- Bartolomé-Camacho, M., Rodríguez, S., 2007. Valoración de la toxicidad aguda de biocidas utilizados en ambientes de la vida privada y la salud pública sobre *Artemia franciscana*. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 3, 90-97.
- BC Research Inc. (Beak International Incorporated & Michigan Technological University), 1998. 14-Day Moss Growth inhibition tests: Brenda Mines sulphate impact study. Technical report, Beak Ref: 20747.1, 23 pp.
- Boge, G, Rigel, A., Peres, G., 1982. Action de l'ion sulfate sur quelques activités enzymatiques de l'intestin et de la branchie de l'anguille (*Anguilla anguilla*) maintenue à une température constante. In *Annales de l'Institut Michel Pacha* (No. 13, pp. 1-11). Laboratoire maritime de physiologie.
- Bohn, H., Mcneal, B., O'connor, G., 1993. *Química del suelo*. 370 p. M. Sánchez (trad.). Editorial Limusa, Grupo Noriega Editores, Balderas, México
- Brady, N., 1990. *The nature and properties of soils*. 10a ed. 590 p. Prentice-Hall, New York, USA.
- Brix, K.V., Volosin, J.S., Adams, W.J., Reash, R.J., Carlton, R., MacIntyre, D., 2001. Effects of sulfate on the acute toxicity of selenate to freshwater organisms. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20 (5): 1037-1045.
- Brouns, K., Verhoeven, J.T., Hefting, M.M., 2014. The effects of salinization on aerobic and anaerobic decomposition and mineralization in peat meadows: the roles of peat type and land use. *J Environ Manag* 143: 44-53
- Castro, P., Soto, M., Fernández, V., Märker, M., Rodolfi, G., 2009. Impacto en la geodinámica actual del valle de Nantoco, cuenca del río Copiapó, asociado a la reconversión productiva. *Revista de Geografía Norte Grande*, (42), 81-99.
- Cerda, A., Martinez, V., Caro, M., Fernandez, F.G., 1984. Effect of sulfur deficiency and excess on yield and sulfur accumulation in tomato plants. *J. Plant Nutr.* 7: 1529-1543.
- Chen, L., Gin, K.Y.H., He, Y., 2016. Effects of sulfate on microcystin production, photosynthesis, and oxidative stress in *Microcystis aeruginosa*. *Environ Sci Pollut Res* 23:3586-3595.
- Clarkson, D.T., Hawkesford, M.J., Davidian, J.C., 1993. Membrane and long-distance transport of sulfate. Pages 3-19 in LJ de Kok, I Stulen, H Rennenberg, C Brunold, WE Rauser, eds. *Sulfur nutrition and assimilation in higher plants*. SPB Academic, The Hague.
- Davies, T.D., Hall, K.J., 2007. Importance of calcium in modifying the acute toxicity of sodium sulphate to hyalella azteca and *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 6 (6): 1243-1247.
- Dirección General de Aguas (DGA), 2011. *Comunidad de Aguas Copiapó- Piedra Colgada- Desembocadura*. Santiago de Chile
- Dowden, B., Bennett, H., 1965. Toxicity of selected chemicals to certain animals. *Water Pollution Control Federation* 37: 1308-1316.
- Elphick, J.R., Davies, M., Gilron, G., Canaria, E.C., Lo, B., Bailey, H.C., 2011. An aquatic toxicological evaluation of sulfate: The case for considering hardness as a modifying factor in setting water quality guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30(1): 247-253.



- EPA, 1998. U.S. EPA, Office of Air Quality Planning and Standards, "Stationary Source Control Techniques Document for Fine Particulate Matter," EPA-452/R-97-001, Research Triangle Park, NC., October.
- Erickson, R.L., Brooke, L.T., Kahl, M.D., Venter, F.V., Harting, S.L., Markee, T.P., Spehar, R.L., 1998. Effects of laboratory test conditions on the toxicity of silver to aquatic organisms. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17 (4): 572–578.
- Fairchild, E., 1955. Low dissolved oxygen. Effect upon the toxicity of certain inorganic salts to the aquatic invertebrate *Daphnia magna*. *Bull. Louisiana State Univ. Engineering expt.Sta.Si*: 95.
- Fernandes, J., Tavares, S., Amâncio, S., 2009. Identification and expression of cytokinin signaling and meristem identity genes in sulfur deficient grapevine (*Vitis vinifera* L.), *Plant Signal. Behav.* 4: 1128-1135.
- Frahm, J., 1975. Toxicity tolerance studies utilizing periphyton. *Gewasser Abwasser* 57/58:59-66.
- Giordano, M., Norici, A., Hell, R., 2005. Sulfur and phytoplankton: acquisition, metabolism and impact on the environment. *New Phytol* 166: 371–382.
- Gomes, L., Chippari-Gomes, A., Oss, R., Fernandes, L., Magris, R., 2009. Acute toxicity of copper and cadmium for piauçu, *Leporinus macrocephalus*, and curimatã, *Prochilodus vimboides*. *Acta Scientiarum*.
- Guecheva, T., Henriques, J.A.P., Erdtmann, B., 2001. Genotoxic effects of copper sulphate in freshwater planarian in vivo, studied with the single-cell gel test (comet assay). *Mutation Research* 497: 19–27.
- Gündogdu, A., 2008. Acute toxicity of zinc and copper for rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*). *Journal of Fisheries Sciences com.* 2(5):711-20.
- Hughes, J. 1973. Acute toxicity of thirty chemicals to striped bass (*Morone saxatilis*). Presented at the Western Association of State Game and Fish Commissioners in Salt Lake City, UT
- Jin, X.D., He, Y.L., Zhang, B., Hassan, Y., George, K., 2013. Impact of sulfate and chloride on sediment phosphorus release in the Yangtze Estuary Reservoir, China. *Water Sci Technol* 67:1748–1756.
- Kanta, S., Sarma A., 1980. Biochemical studies on sporulation in blue green algae. II. Factors effecting glycogen accumulation. *Zeitschrift für Allgemeine Mikrobiologie*, 20, 459.
- Khargarot B., Ray P., 1987. Correlation between heavy metal acute toxicity values in *Daphnia magna* and fish. *Bul. Environ. Contam. Toxicol.* 38(4): 722-726
- Kowalska, I., 2004. The effect of sulphate levels in the nutrient solution on mineral composition of leaves and sulphate accumulation in the root zone of tomato plants. *Folia Horticulturae Ann.* 16/1: 3-14.
- Kowalska, I., 2005. Effects of sulphate level in the nutrient solution on plant growth and sulphur content in tomato plants. *Folia Horticulturae Ann.* 17/1: 91-100.
- Larraín, A. 1995. Criterios ecotoxicológicos para evaluar alteraciones ambientales y establecer parámetros de control: importancia de los bioensayos de toxicidad. *Ciencia y Tecnología Marina CONAMA, Chile (Nº especial)* 39-47
- Leustek, T, Martin, MN, Bick, J-A, Davies, JP, 2000 Pathways and regulation of sulfur metabolism revealed through molecular and genetic studies. *Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol* 51: 141–165.
- Mastin, B.J., Rodgers Jr., J.H., 2000. Toxicity and bioavailability of copper herbicides (clearigate, cutrine-plus, and copper sulfate) to freshwater animals. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39: 445–451.
- Mckee, J.E., Wolf, H.W., 1963. *Water Quality Criteria*. Water Research Control Board. Pub. 3-A, Second Edition, California State.
- MELP (British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks), 1996. Unpublished data on boron toxicity on *Oncorhynchus kisutch*, *Hyalella Azteca*, *Eohaustorius washingtonianus* and Microtox. Ministry of Environment, Lands and Parks. Cited In: Moss and Nagpal, 2003

- Mera, R., Torres, E., Abalde, J., 2016. Isobolographic analysis of the interaction between cadmium (II) and sodium sulphate: toxicological consequences. *Environ Sci Pollut Res* 23: 2264–2278.
- Mount D.R., Gulley D.D., Hockett R.J., Garrison T.D., Evans J.M., 1997. Statistical models to predict the toxicity of major ions to *Ceriodaphnia Dubia*, *Daphnia Magna* and *Pimephales Promelas* (fathead minnows). *Environmental Toxicology and Chemistry* 16 (10): 2009–2019.
- NCh, Norma Chilena Oficial N° 1.333. Of78 (Modif. 1987). Requisitos de calidad de agua para diferentes usos. Inscripción N° 49.092 por Instituto Nacional de Normalización, INN. Santiago de Chile, 20 pp.
- OMS, (GESAMP), 1975. Grupo Mixto de Expertos OCMI / FAO / UNESCO / OMM / OMS / OIEA / Naciones Unidas Sobre los Aspectos Científicos de la Contaminación de las Aguas del Mar (GESAMP: Informe de la séptima Reunión celebrada en la sede de la OCMI, Londres, del 24 Al 30 de abril de 1975. Presentado en: Grupo Mixto de Expertos OMCI / FAO / UNESCO / OMM / OMS / OIEA / Naciones Unidas Sobre los Aspectos Científicos de la Contaminación de las Aguas del Mar, 1975.
- OMS, Guías para la calidad del agua potable – Segunda Edición. 1993.
- Padrilah, S.N., Ahmad, S.A., Yasid, N.A., Sabullah, M.K., Daud, H.M., Khalid, A., Shukor, M.Y., 2017. *Environ Sci Pollut Res* 24: 22510–22523.
- PESC, 1996. Analysis of Laboratory Bioassays of Sulphate (Unpublished)
- Porta, J., López-Acevedo, F., Roquero, C., 1994. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. 807 p. Ed. Mundi Prensa, Madrid, España
- Posthuma, L., Suter, G.W.I., Traas, T.P., (eds), 2002. Species-Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. Lewis, Boca Raton, FL, USA.
- Randle, W.M., Kopsell, D.E., Kopsell, D.A., Snyder, R.L., 1999. Total sulfur and sulfate accumulation in onion is affected by sulfur fertility. *J. Plant Nutr.* 22(1): 45-51.
- Salgado, L., 1996. Conceptos generales sobre salinidad. Boletín de Extensión N° 41. p 1-43. Universidad de Concepción, Chillán, Chile.
- Scelzo, M., 1997. Toxicidad del cobre en larvas nauplii del camarón comercial *Artemesia longinaris* Bate (Crustacea, Decapoda, Penaeidae). *Invest. Mar. Valparaíso* 25: 177-185.
- Schmidlin, L., von Fumetti, S., Nagel, P., 2015. Copper sulphate reduces the metabolic activity of *Gammarus fossarum* in laboratory and field experiments. *Aquatic Toxicology* 161: 138–145.
- Servicio Agrícola Ganadero (SAG), 2005. Criterios de calidad de suelos y de aguas o efluentes tratados para uso en riego. Capítulo 5: Antecedentes sobre parámetros relevantes a la situación chilena. 31 pp. [www.sag.cl](http://www.sag.cl).
- Shuhaimi-Othman, M., Nadzifah, A., Ahmad, K., 2010. Toxicity of Copper and Cadmium to Freshwater Fishes. *World Acad of Scie Engin and Tech*, 65, 869-871.
- Sierra, C, Lancelloti, A., Vidal, I., 2007. Azufre Elemental como Corrector del pH y la Fertilidad de Alfunes Suelos de la III y IV Región de Chile. *Agricultura Técnica*, 67(2), 173-181.
- Simmons, J.A., 2012. Toxicity of major cations and anions (Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Cl<sup>-</sup>, and SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) to a macrophyte and an alga. *Environmental Toxicology and Chemistry* 31 (6): 1370–1374.
- Sistema Nacional de Información Ambiental (SINIA), 2004. Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de aguas un objetivos de calidad. Cuenca del Río Copiapó. Ministerio de Obras públicas. Gobierno de Chile. 122pp.
- Sohn, J., Amy, G., Cho, J., Lee, Y., y Yoon, Y. 2004. Decaimiento Desinfectante y subproductos de la desinfección de desarrollo del modelo de formación: cloración y ozonización subproductos. *WaterResearch*, 38 (10), 2461-2478.
- Soucek, D.J., 2007a. Sodium sulfate impacts feeding, specific dynamic action, and growth rate in the freshwater bivalve *Corbicula fluminea*. *Aquatic Toxicology* 83: 315–322.
- Soucek, D.J., 2007b. Comparison of hardness and chloride regulated acute effects of sodium sulfate on two freshwater crustaceans. *Environmental Toxicology and Chemistry* 26 (4): 773–779.

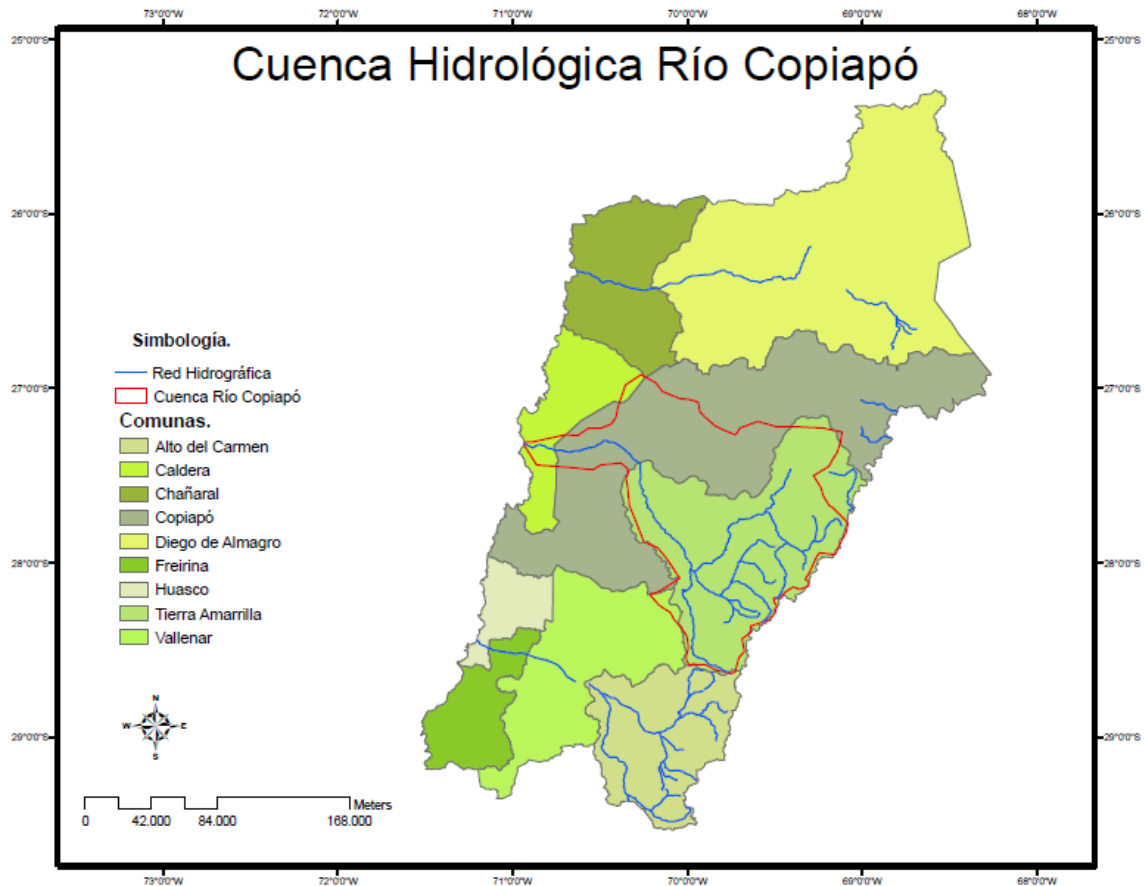
- Stanley R. 1974. Toxicity of heavy metals and salts to Eurasian watermill (*Myriophyllum spicatum*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 2: 331-341.
- Suárez, M., Vidal-Abarca M, Sánchez-Montoya M, Tercedor, J., Álvarez, M., Avilés, J., Vivas, S. 2002. Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: el uso del índice QBR. Limnetica, 2002, vol. 21, num. 3-4, p. 135-148.
- Suedel, B.C., Deaver, E., Rodgers, J.H. Jr, 1996. Experimental factors that may affect toxicity of aqueous and sediment-bound copper to freshwater organisms. Arch Environ Contam Toxicol 30: 40-46.
- Svobodava, Z, Havlikova J. Sauers J. 1983 Acute toxicity of chemicals on the basis of cooper oxychloride to fish and aquatic invertebrates. Pr. Vurh. Vodnany Pap. Rífh Vodnany, 12: 16-28.
- Tan, K.H. 1993. Principles of soil chemistry. 2da ed. 210 p. Marcel Dekker, New York, USA.
- Tavares, S., Sousa, C., Carvalho L.C., Amancio S., 2008. Derepressed sulfate transporters are strongly and rapidly repressed after sulfate addition to sulfur-depleted Vitis cells. Int. J. Plant Sci. 169(8): 987-997.
- Tavares, S., Vesentini, D., Fernandes, J., Ferreira R.B., Laureano, O., Ricardo-Da-Silva, J.M., Amâncio, S. 2013. *Vitis vinifera* secondary metabolism as affected by sulfate depletion: Diagnosis through phenylpropanoid pathway genes and metabolites. Plant Physiology and Biochemistry 66: 118-126.
- Trama, F.B. 1954. The Acute Toxicity of Some Common Salts of Sodium, Potassium and Calcium to the Common Bluegill (*Lepomis macrochirus* Rafinesque). Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia, Vol. 106 (1954), pp.185-205.
- USEPA 1998. Guidelines for ecological risk assessment. Risk assessment forum U. S. Environmental Protection Agency. EPA/630/ R-95/002F. Washington. EE.UU. 171 pp.
- van Straalen, N.M., 2002. Threshold models for species sensitivity distributions applied to aquatic risk assessment for zinc. Environmental Toxicology and Pharmacology 11: 167-172.
- van Vlaardingen, P.L.A., Traas, T.P., Wintersen, A.M., Aldenberg, T., 2004. ETX 2.0. A program to calculate hazardous concentrations and fraction affected, based on normally distributed toxicity data. Bilthoven, the Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment (RIVM). Report no. 601501028/2004, 68 pp.
- Wallen, I., Ir, E.L., 1957. Toxicity to *Gambusia affinis* of certain pure chemicals in turbid water. Sewage Ind. Wastes 29: 695-711.
- Warne, M.St., Schifko, A.D., 1999. Toxicity of Laundry Detergent Components to a Freshwater Cladoceran and Their Contribution to Detergent Toxicity. Ecotoxicology and Environmental Safety 44: 196-206.
- Wu, J., Sagervanshi, A., Mühling K.H., 2018. Sulfate facilitates cadmium accumulation in leaves of *Vicia faba* L. at flowering stage. Ecotoxicology and Environmental safety 156: 375-382.

## Anexos

### Anexo A. Biodiversidad acuática en la cuenca del Río Copiapó.

#### Características de la cuenca.

La cuenca del río Copiapó (Región de Atacama) se extiende entre los paralelos 26°38'S - 28°38'S, abarcando una superficie de aproximadamente 18.400 km<sup>2</sup> (Figura 3). El río Copiapó presenta su origen en el sector de La Junta (1230 m s.n.m.) a partir de la confluencia el río Jorquera (norte) y el río Pulido (sureste), luego en aproximadamente 2,5 km se encuentra la influencia de otro tributario llamado río Manflas (sur) con un reducido caudal (SINIA, 2004).



**Figura 1A.** Cuenca hidrográfica del río Copiapó.

## Biodiversidad acuática.

De acuerdo a literatura disponible la cuenca del río Copiapó no posee áreas de protección oficial pertenecientes al Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas por el Estado (SNASPE). Su biodiversidad es alta, encontrándose en ella diferentes especies de invertebrados, mamíferos y aves. Dentro de esta cuenca existen ecosistemas con presencia de flora nativa y fauna única (SINIA, 2004). A continuación se detallan las especies que se encuentran a lo largo de la cuenca del río Copiapó.

### *Fauna bentónica (macroinvertebrados)*

La fauna bentónica en la cuenca es relativamente reducida, encontrándose principalmente insectos acuáticos y algunos organismos bentónicos. La especie más importante de invertebrados la constituye el camarón de río del norte (*Cryphiops caementarius*), el cual se distribuye desde la ciudad de Copiapó (Piedra Colgada) hasta la desembocadura (DGA, 2011) (Tabla 1A).

**Tabla 1A.** Fauna bentónica presente en el río Copiapó.

Nombre Científico	Estado de Conservación
<i>Cryphiops caementarius</i>	No listada
Ephemeroptera	No listada
Coleóptero	No listada
Chiromidae	No listada
Plecoptera	No listada
Diptera	No listada
Trichoptera	No listada
<i>Lymnaea</i> sp.	No listada
Anélidos	No listada

Extraído: DGA, 2011.

### *Fauna Íctica.*

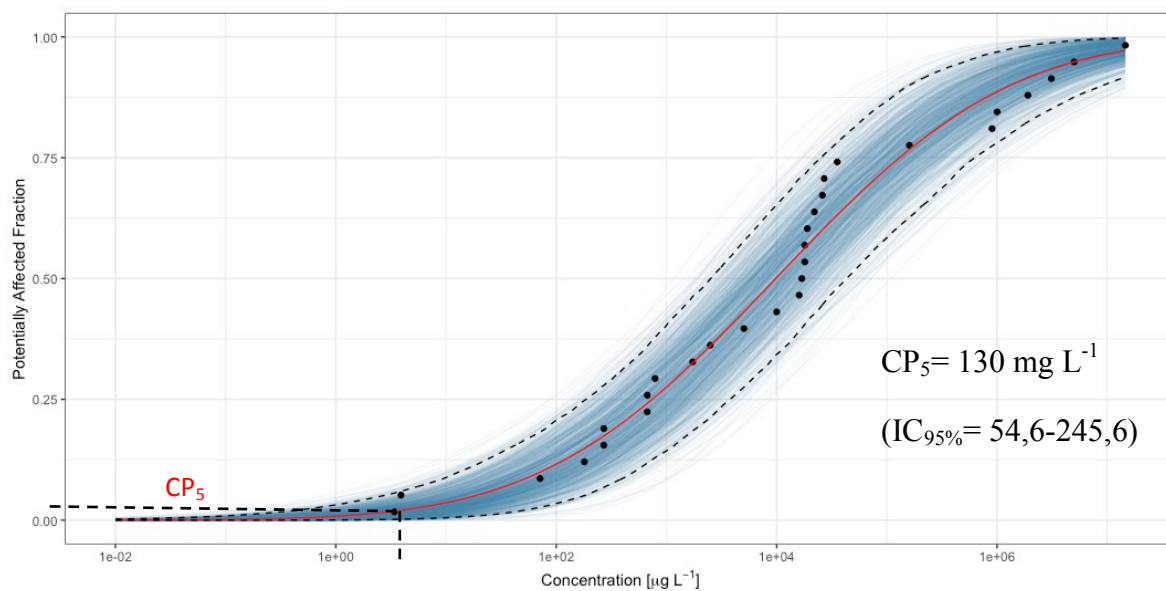
La fauna íctica presente en la cuenca del río Copiapó se muestran en la Tabla 2A.

**Tabla 2A.** Fauna íctica presente en el río Copiapó

Nombre Científico	Nombre Común	Estado de Conservación
<i>Trichomycterus aerolatus</i>	Bagre	Vulnerable
<i>Cheirodon pisciculus</i>	Pocha	Vulnerable
<i>Basilichthys microlepidotus</i>	Pejerrey	Peligro de extinción
<i>Onchorhynchus mykiss</i>	Trucha arcoíris	No listada
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa	No listada
<i>Gambusia affinis</i>	Gambusia	No listada

Extraído: DGA, 2011.

## Anexo B. Distribución de sensibilidad en especies acuáticas



**Figura 2A.** Representación gráfica de la estimación de la concentración peligrosa basada en la distribución de sensibilidad en especies acuáticas.

### C. Datos ecotoxicológicos para estimación de la concentración peligrosa.

**Tabla 3A.** Información ecotoxicológica utilizada para el análisis de sensibilidad en especies acuáticas (Algas o macrófitas, Invertebrados y Peces).

<b>Especies</b>	<b>Nivel trófico (Inicial)</b>	<b>Efecto agudo (CL<sub>50</sub> ó EC<sub>50</sub>, mg/L)</b>
<i>Anabaena</i> sp.	Alga (A)	216
<i>Selenastrum capricornutum</i>	Alga (A)	1.868
<i>Fontinalis antipyretica</i>	Alga (A)	100
<i>Fissidens crassipes</i>	Alga (A)	150
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Alga (A)	2.785
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Alga(A)	300
<i>Chlamydomonas moewusii</i>	Alga (A)	1.272
<i>Lemna minor</i>	Alga (A)	1.978
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Alga (A)	3.000
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Invertebrado (I)	3.150
<i>Corbicula fluminea</i>	Invertebrado (I)	1.500
<i>Culex</i> sp.	Invertebrado (I)	7.727
<i>Daphnia magna</i>	Invertebrado (I)	426
<i>Daphnia</i> sp.	Invertebrado (I)	537
<i>Hyallela</i> sp.	Invertebrado (I)	595
<i>Lymnaea</i> sp.	Invertebrado (I)	2.402
<i>Quironomidos</i>	Invertebrado (I)	4.173
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Peces (P)	5.000
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Peces (P)	5.742
<i>Pimephales promelas</i>	Peces (P)	7.960
<i>Lepomis macrochirus</i>	Peces (P)	11.831
<i>Gambusia affinis</i>	Peces (P)	6.761
<i>Morone saxatilis</i>	Peces (P)	250
<i>Poecilia reticulata</i>	Peces (P)	845