

INFORME DEL PROYECTO

**Consultoría para la generación del diagnóstico de calidad del agua en los ríos Santiago y Zula y sus afluentes como parte de la “Estrategia Integral para la recuperación del Río Santiago”**

**Primera parte: Calidad del agua**

Agosto 10, 2022

**PRESENTADO A:**

**Fondo Noroeste, A.C. (FONNOR)**

Quito 1260, Colonia Italia Providencia

C.P. 44648, Guadalajara, Jalisco.

Tel. (33) 3642-2803.

Correo electrónico: [licitaciones@fonnor.org](mailto:licitaciones@fonnor.org)

**Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial (SEMADET)**

Av. Circunvalación Agustín Yáñez No. 2343 (esquina, Av. Niños Héroes) #2343,

Colonia: Moderna, Guadalajara, Jalisco, México.

Teléfonos: (33) 3030.8250, (33) 3030.8258

Correo electrónico: Sofía Hernández Morales <sofia.hernandez@jalisco.gob.mx>

**RECIBIDO:**

NOMBRE Y FIRMA \_\_\_\_\_

FECHA \_\_\_\_\_

**Copyright©**

Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco A. C. Av. Normalistas 800. Colonia Colinas de la Normal. C.P. 44270 Guadalajara, Jalisco, México.

**RESPONSABLE TÉCNICO:**

Dr. José de Anda Sánchez

CIATEJ - Zapopan

**AUTORES:**

Dr. José de Anda Sánchez

CIATEJ – Unidad de Tecnología Ambiental

Dr. Luis Alberto Olvera Vargas

Cátedra CONACYT. CIATEJ – Guadalajara

Dra. Ofelia Yadira Lugo Melchor

CIATEJ – Unidad de Servicios Analíticos

**COLABORADORES:**

Tec. Sandra Daniela Bravo

CIATEJ – Unidad de Servicios Analíticos

Dr. Ramiro Vallejo Rodríguez

CIATEJ – Unidad de Tecnología Ambiental

Dr. Misael Sebastián Gradilla Hernández

ITESM – Guadalajara

Mtro. Alberto Fernández del Castillo

ITESM – Guadalajara

Barrón

Mtro. Diego Díaz Vázquez

ITESM – Guadalajara

Como citar este documento:

de Anda-Sánchez, J.; Olvera-Vargas, L. A.; Lugo-Melchor, O. (2022). *Consultoría para la generación del diagnóstico de calidad del agua en los ríos Santiago y Zula y sus afluentes como parte de la “Estrategia Integral para la recuperación del Río Santiago”*. Fondo Noroeste, A.C. (FONNOR), Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial (SEMADET). Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, A. C. Guadalajara, Jalisco, México.

## RESUMEN EJECUTIVO

El proyecto *Consultoría para la generación del diagnóstico de calidad del agua en los ríos Santiago y Zula y sus afluentes como parte de la “Estrategia Integral para la recuperación del Río Santiago”* es un esfuerzo sin precedentes que considera el monitoreo de 25 corrientes tributarias y de la corriente principal localizadas en la cuenca alta del Río Santiago. En este trabajo se investigaron varios parámetros físicos, químicos, microbiológicos, toxicológicos, elementos trazas de metales pesados y de compuestos orgánicos sintéticos que comprometen los servicios ambientales del río. Gracias a ello se identificaron cuáles son los parámetros que representan mayor nivel de preocupación en cada una de las corrientes tributarias e igualmente se identificaron en cuáles de estas corrientes el nivel de contaminación representa un peligro potencial con un alto nivel de certeza para la protección de la vida acuática, así como sus riesgos potenciales para la salud de las personas y la conservación de la biodiversidad de la cuenca.

Entre los resultados más relevantes del estudio se muestra a través del índice de biodegradabilidad que el nivel de contaminación que hay en cada corriente monitoreada es tal que perdieron la capacidad de autodepuración mediante procesos naturales, un 36% de estas corrientes podrá degradarse mediante procesos combinados físicos, químicos y biológicos y el 64% de las corrientes fluviales monitoreadas no tienen posibilidad de biodegradarse y requiere procesos físicos y químicos para su tratamiento. Por otra parte, la relación de nitrógeno a fósforo revela que todas las corrientes fluviales con excepción de las del Río Calderón reciben una carga importante de nutrientes procedentes de la agricultura o de las descargas de aguas residuales crudas o con tratamiento limitado.

En algunas de las estaciones se detectó la presencia de patógenos por arriba de los límites recomendados para descargas de aguas residuales municipales lo cual es un indicador de que aguas residuales sin tratar son descargadas de forma directa en algunas de las diferentes corrientes fluviales que fueron monitoreadas. Las pruebas de toxicidad dieron positivas de forma aislada en el Arroyo El Ahogado y el de Las Pintas, aunque por ser valores positivos aislados no podrían considerarse como conclusivas de que la vida acuática este comprometida en estas corrientes. Trabajando con límites de detección acordes a las normas oficiales para la determinación de plaguicidas y compuestos orgánicos semivolátiles (COS), se identificó durante el estiaje presencia importante de algunos metales pesados altamente tóxicos como el cadmio (Cd) y de compuestos organoclorados como el Heptacloro y el Aldrín las cuales son sustancias consideradas en el convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs). Asimismo, se identificó la presencia de concentraciones importantes de tolueno en varias de las corrientes fluviales monitoreadas. No obstante que los compuestos organoclorados fueron prohibidos en México desde el año 1991 éstos aún se siguen detectando en cantidades importantes posiblemente debido a su alto nivel de

persistencia y movilidad en el medio ambiente. Los compuestos orgánicos sintéticos se comenzaron a detectar a partir del mes de diciembre del 2021 cuando el efecto de dilución derivado de las lluvias comienza a disminuir y los contaminantes se comienzan a concentrar en las corrientes fluviales debido al estiaje.

Una vez analizados los resultados del informe del Índice de Calidad del Agua específico para el Río Santiago-Guadalajara (ICA-RS), se considera indispensable revisar nuevamente el algoritmo que calcula el ICA-RS, debido a que éste debe ser adaptado a las condiciones particulares de las campañas de monitoreo realizadas en esta consultoría y considerar los parámetros que se definieron como de interés para determinar las condiciones actuales del río y sus afluentes.

Debido al impacto que tiene los compuestos emergentes en la salud humana y el medio ambiente, consideramos necesario desarrollar un proyecto de investigación para reducir los límites de detección en los equipos analíticos a nanogramos por litro para tener una mayor visibilidad de los compuestos orgánicos sintéticos tales como los plaguicidas, compuestos orgánicos semivolátiles, así como de antibióticos y hormonas que pueden estar presentes en las corrientes tributarias de la cuenca y en la corriente principal. Consideramos que hoy en día el Laboratorio de Servicios Analíticos del CIATEJ cuenta con equipamiento analítico de vanguardia, así como competencias y capacidades en el personal para lograr este objetivo.

*José de Anda Sánchez*

## **AGRADECIMIENTOS**

Este proyecto se pudo llevar a cabo gracias a los recursos económicos aportados por la Fundación Noroeste A. C. Para el desarrollo de los protocolos de monitoreo y análisis de las muestras de agua bajo las normas oficiales mexicanas reportadas en este informe se contó con la participación del Laboratorio de Servicios Analíticos y Metrológicos del CIATEJ, del Laboratorio de Calidad del Agua de la Comisión Estatal del Agua de Jalisco, y el Laboratorio de la Unidad de Tecnología Ambiental del CIATEJ. La organización de la base de datos de calidad del agua para la estimación del ICA-RS fue desarrollada por el equipo de trabajo del Laboratorio de Sustentabilidad y Cambio Climático del ITESM. Asimismo, se contó con el apoyo de la Secretaría de la Gestión Integral del Agua y de la Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial del Gobierno del Estado de Jalisco durante el proceso de gestión de recursos humanos y materiales que fueron necesarios para la ejecución de las actividades desarrolladas durante el desarrollo del proyecto.

CONFIDENCIAL

## CONTENIDO

1. ANTECEDENTES .....	9
2. ALCANCE DEL PROYECTO .....	11
3. ÁREA DE ESTUDIO .....	13
3.1. Uso del suelo .....	15
3.2. Principales actividades industriales .....	17
3.3. Índice de Desarrollo Humano .....	20
3.3.1. Principales resultados del IDH en Jalisco .....	21
3.3.2. Grado de marginación .....	23
3.4. Infraestructura de saneamiento .....	25
3.5. Selección de los puntos de monitoreo .....	26
3.6. Localización geográfica de las estaciones de monitoreo .....	27
3.7. SUBCUENCAS Y MICROCUENCAS MONITOREADAS .....	28
4. DIRECTIVAS NACIONALES E INTERNACIONALES .....	30
5. MÉTODOS ANALÍTICOS Y ANÁLISIS ESTADÍSTICO .....	31
6. RÉGIMEN DE FLUJO .....	32
7. CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS .....	36
7.1. Nitrógeno total .....	36
7.2. Nitrógeno amoniacal .....	38
7.3. Nitratos y nitritos .....	40
7.4. Nitrógeno orgánico .....	43
7.5. Fósforo total .....	45
7.6. Carbono orgánico total .....	47
7.7. Demanda química de oxígeno .....	49
7.8. Demanda bioquímica de oxígeno .....	51
7.9. Oxígeno disuelto .....	53
7.10. Sustancias activas al azul de metileno .....	55
7.11. Sólidos suspendidos totales y turbidez .....	57
7.12. Sulfuros .....	60
7.13. Cianuros .....	62
7.14. Fenoles .....	64
8. PATÓGENOS .....	65
8.1. Coliformes fecales .....	65

8.2.	Coliformes totales.....	67
8.3.	<i>Escherichia coli</i> .....	68
8.4.	Huevos de helmintos .....	70
9.	METALES PESADOS Y METALOIDES EN AGUA.....	71
9.1.	Aluminio.....	72
9.2.	Arsénico.....	74
9.3.	Bario .....	75
9.4.	Boro .....	77
9.5.	Cadmio .....	78
9.6.	Cobre .....	80
9.7.	Cromo .....	82
9.8.	Hierro.....	84
9.9.	Manganeso.....	86
9.10.	Níquel.....	87
9.11.	Plomo.....	89
9.12.	Zinc .....	90
10.	TOXICIDAD AGUDA .....	92
11.	COMPUESTOS ORGÁNICOS SINTÉTICOS .....	94
12.	ÍNDICE DE BIODEGRADABILIDAD .....	100
13.	RELACIÓN NT:PT Y USO DEL SUELO .....	102
14.	ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA.....	104
15.	CLASIFICACIÓN DE PELIGROS .....	107
15.1.	Parámetros fisicoquímicos.....	109
15.2.	Patógenos .....	110
15.3.	Metales pesados y metaloides.....	110
15.4.	Toxicidad .....	111
15.5.	Compuestos orgánicos sintéticos.....	112
16.	EVALUACIÓN Y PRIORIZACIÓN DE CAUCES.....	114
16.1.	Evaluación de cauces .....	114
16.2.	Priorización de cauces del río .....	118
17.	ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS .....	122
18.	REFERENCIAS .....	125
	ANEXO I. Descripción de los parámetros para analizar en muestras de agua. ....	135



ANEXO II. Descripción de los métodos analíticos utilizados para analizar las muestras de agua.....	141
Anexo III. Método de Aforo – Comisión Estatal del Agua de Jalisco .....	146
III. 1. Importancia de la velocidad media en aforo con molinete .....	146
III. 2. Molinetes .....	146
III. 3. Buenas prácticas .....	148
III. 4. Bibliografía .....	148

CONFIDENCIAL



## 1. ANTECEDENTES

La cuenca Santiago-Guadalajara se caracteriza por tener un fuerte desarrollo industrial extendiéndose desde Ocotlán hasta la Zona Metropolitana de Guadalajara y concentrado principalmente en esta última. La Zona Metropolitana de Guadalajara (ZMG) alcanzó en el año 2017 una población de 5 millones de habitantes, convirtiéndose en la segunda zona metropolitana más grande de México (IEEG, 2018). La principal corriente fluvial que bordea la ciudad es el Río Grande de Santiago o simplemente el Río Santiago que se origina en el Lago Chapala y desemboca en el Océano Pacífico con una longitud de 433 km y un flujo promedio de 320 m<sup>3</sup>/s. En particular, la sección del río conocida como Santiago-Guadalajara cuya cuenca de captación cuenta con una superficie aproximada de 10,016.78 km<sup>2</sup>, se caracteriza por tener un fuerte desarrollo agrícola, pecuario, e industrial que se extiende desde la cuenca tributaria del Río Zula la cual confluye en la ciudad de Ocotlán, ubicada cerca del lago Chapala, hasta la ZMG, centrándose en este último.

Las descargas de aguas residuales municipales e industriales, las descargas de aguas residuales de actividades agrícolas y pecuarias, las escorrentías de los drenes agrícolas, las infiltraciones de contaminantes al subsuelo, la infiltración de los lixiviados de vertederos municipales, la contaminación del aire debido a emisiones de gases de la industria, vehículos automotores y ladrilleras, el proceso de deforestación de importantes espacios bosques y selvas en favor de la agricultura, y la erosión de los suelos, han venido acelerado el proceso de degradación ambiental en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara (Rizo-Decelis y Andreo, 2016). A esta problemática se suma la limitación en la capacidad de tratamiento y operación de la infraestructura de saneamiento de las aguas residuales municipales, agropecuarias e industriales y a la sobreexplotación del recurso hídrico en las áreas rurales y urbanas (Martínez-González & Hernández, 2009; de Anda-Sánchez et al., 2012; McCulligh, 2013; Bollo-Manent et al., 2017).

De acuerdo con varios autores, las principales fuentes de contaminación puntual y difusa al Río Santiago-Guadalajara que están acelerando su proceso de degradación, proceden de (Martínez-González & Hernández, 2009; de Anda-Sánchez et al., 2012; McCulligh, 2013, 2019, 2020; Bollo-Manent et al., 2017):

- 1) Las descargas de las aguas residuales municipales sin tratamiento o con tratamiento deficiente;
- 2) Las descargas de aguas residuales industriales sin cumplimiento normativo;
- 3) Los lixiviados que resultan de las granjas de producción porcina y de la disposición inadecuada de residuos líquidos industriales en el suelo;

- 4) Los escurrimientos de las zonas agrícolas que arrastran el exceso de fertilizantes y agroquímicos hasta las partes bajas de la cuenca hasta llegar a las corrientes fluviales,
- 5) Los lixiviados no controlados de los tiraderos regulados o clandestinos a cielo abierto;
- 6) Los procesos erosivos del suelo inducidos por la deforestación, las malas prácticas agrícolas, y el pastoreo de ganado.

El mayor grado de deterioro ambiental en la cuenca se ha observado alrededor de los municipios de El Salto y Juanacatlán y en la cuenca del arroyo El Ahogado. Esto ha generado fuertes conflictos socioambientales, provocando la acción colectiva de organizaciones a nivel local, nacional e internacional para combatir el problema que afecta a toda la cuenca (McCulligh, 2013; McCulligh & Vega-Fregoso, 2019; Montes-Rubio et al., 2021; McCulligh et al., 2020). Como consecuencia, la población de la cuenca está perdiendo gradualmente uno de los ecosistemas más importantes de la región y una de las principales fuentes de suministro de agua potable para la ciudad de Guadalajara, volviéndose más vulnerable a la escasez derivada de la sobreexplotación de las aguas superficiales, aguas subterráneas y a los efectos de cambio climático.

El Gobierno del Estado de Jalisco desea impulsar una iniciativa que permita mejorar sustancialmente las condiciones ambientales de la cuenca del Río Santiago-Guadalajara a fin de reducir el impacto que esto está teniendo en la salud de la población, así como en las especies de flora y fauna que conforman el ecosistema del río. Para ello fue necesario desarrollar una estrategia integral de recuperación de este importante cuerpo de agua misma que se encuentra en operación desde el año 2018 (GJ, 2020). En 2019 la Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial de Jalisco (SEMADET) participó en la Convocatoria Agua de la Fundación Gonzalo Río Arronte para contar con recursos para el desarrollo del proyecto denominado “Diagnóstico de calidad del agua de los afluentes de los ríos Santiago y Zula”, con el que se generarían mayores datos para la toma de decisiones sobre una intervención territorial más eficiente. Derivado de lo anterior y para el fortalecimiento del proyecto y su adecuada ejecución, la Fundación Gonzalo Río Arronte acordó gestionarlo a través de FONNOR A.C.

## 2. ALCANCE DEL PROYECTO

El proyecto consiste en realizar análisis de parámetros seleccionados en muestras de agua tomadas en diferentes sitios del Río Santiago-Guadalajara. Las muestras se entregan por la Comisión Estatal del Agua (CEA) en las instalaciones del Laboratorio de Servicios Analíticos del CIATEJ. La toma de muestras se realiza por la CEA en 25 sitios seleccionados de muestreo que se localizan en los ríos Santiago y Zula, así como en sus afluentes principales. Los analitos para cuantificar en agua corresponden parámetros fisicoquímicos, ecotoxicológicos, metales pesados y metaloides, plaguicidas, compuestos orgánicos semivolátiles (COSV), antibióticos, y hormonas. El listado de los parámetros para el análisis químico de muestras de agua se muestra en el Anexo I de este documento. La frecuencia de monitoreo para la toma de muestras de agua es de una (1) vez por mes durante diez (10) meses (ver Tabla 2.1).

**Tabla 2.1.** Descripción del número de muestras para el análisis químico de agua en Río Santiago-Guadalajara.

Parámetro	Núm.	Campañas de muestreo	Estaciones	Núm. de análisis
Aforo de la corriente	1	10	25	250
Fisicoquímicos	32	10	25	8,000
Toxicidad	2	10	25	500
Patógenos	4	10	25	1,000
Metales pesados y metaloides	16	10	25	4,000
Plaguicidas	23	10	25	5,750
COV y COSV	5	10	25	1,250
Antibióticos	16	10	25	4,000
Hormonas	6	10	25	1,500
<b>Total</b>				<b>26,250</b>

La Unidad de Servicios Analíticos del CIATEJ recibirá las muestras y las procesará de acuerdo con las técnicas analíticas aprobadas en las **Normas Oficiales Mexicanas (NMX)** para la detección de compuestos emergentes en alimentos. Al final de cada campaña de monitoreo el CIATEJ entregará un informe con los resultados obtenidos de los análisis llevados a cabo en el laboratorio. Adicionalmente se incluirá:

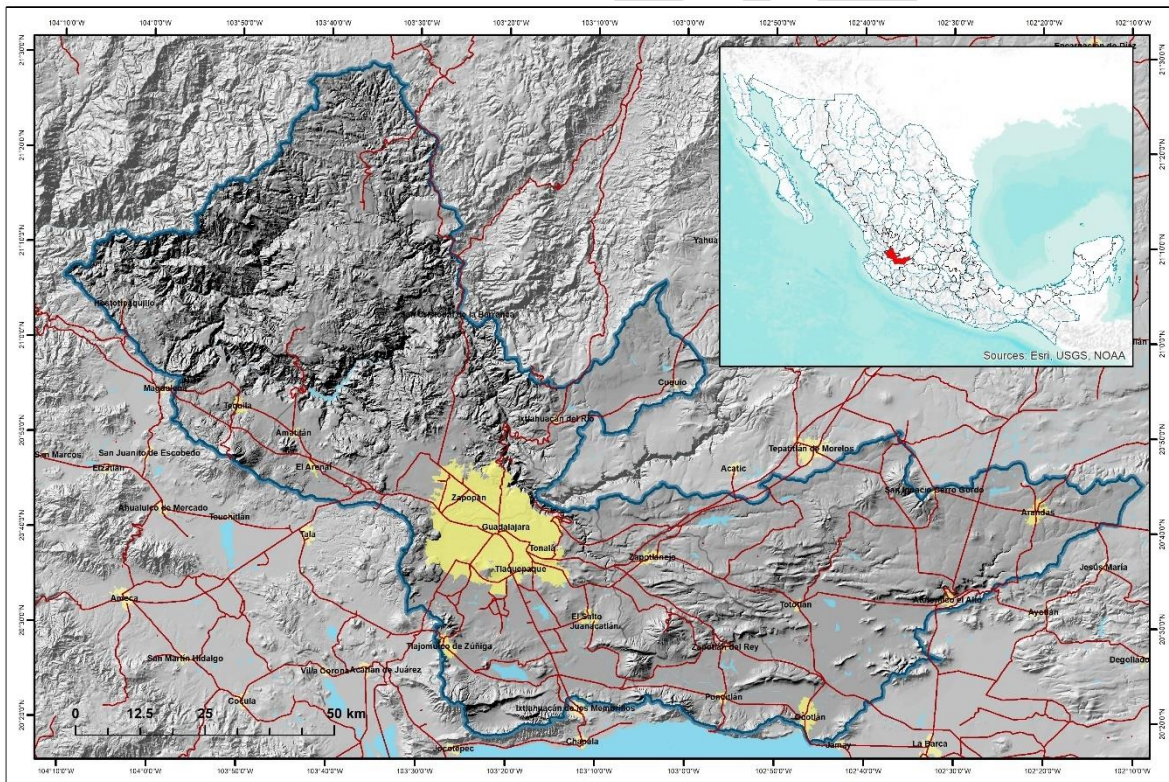
- 1) Una evaluación de la calidad del agua de los cauces monitoreados conforme al criterio de evaluación del Índice de Calidad del Agua del Río Santiago (ICA-RS);
- 2) El desarrollo de una metodología de clasificación de los cauces de acuerdo con su prioridad de atención;
- 3) Identificación de acciones prioritarias y específicas que abonen al saneamiento y/o reducción de la contaminación en los cauces y ríos Santiago y Zula.

Toda la información será integrada y transferida a los usuarios en un Sistema de Información Geográfica.

CONFIDENCIAL

### 3. ÁREA DE ESTUDIO

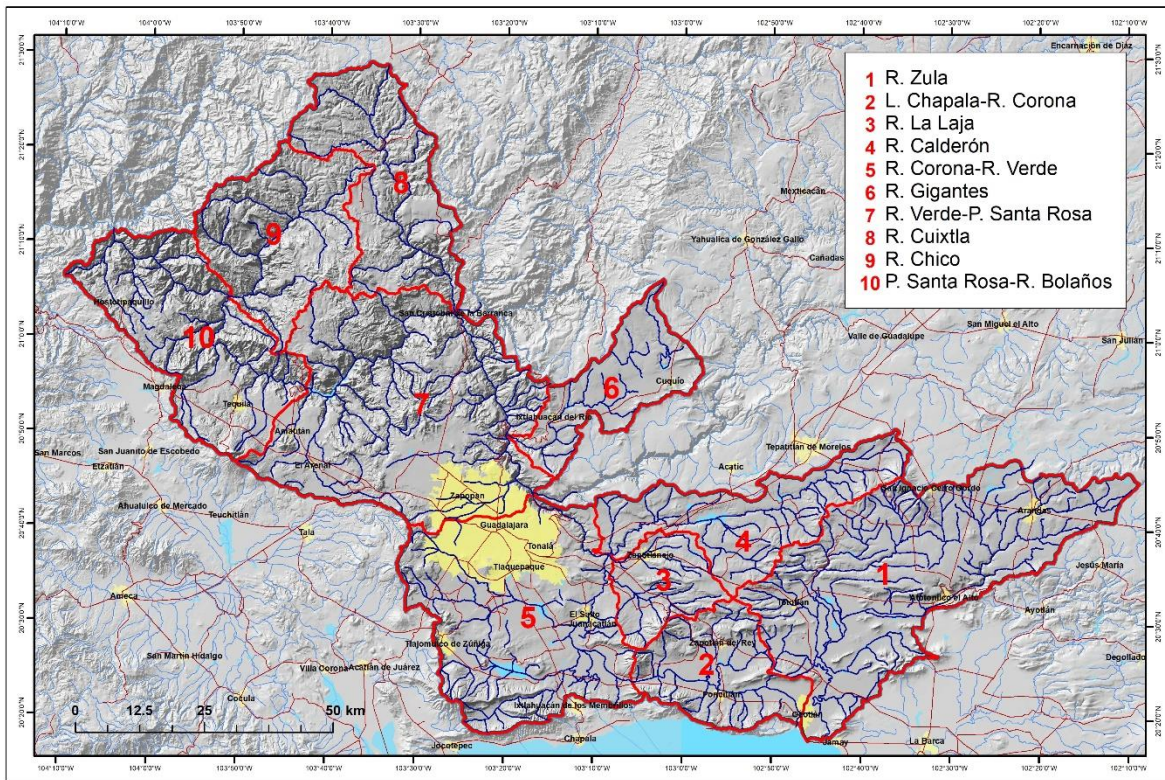
La Cuenca del Río Santiago-Guadalajara se ubica en la Meso Región Hidrológica Centro Occidente, en la Región Hidrológica R12 “Lerma-Santiago” (Figura 3.1). Perteneció al Consejo de Cuencas río Santiago, el cual es parte de la región hidrológico-administrativa de la CNA VIII Lerma-Santiago-Pacífico, la cual ocupa el 97% del estado de Jalisco. Coincide con el Comité Técnico de agua subterráneas de dicha región administrativa nombrado Irapuato-Valle de Santiago. Está integrada por 10 subcuencas tributarias del Río Grande de Santiago cuyas corrientes principales son los ríos Zula, Calderón, La Laja (Arroyo Grande), Corona (La Cañada), Los Sabinos, El Ahogado, Verde, Blanco, La Soledad, Cuixtla y Chico; e importantes cuerpos de agua naturales (Lago de Chapala, Lago de Cajititlán) y presas (Calderón, El Ahogado, La Colonia, El Tule, Dos Cauces, Santa Rosa, La Yesca, entre otros) (Tabla 3.1; Figura 3.2). En ella se encuentran delimitados 38 municipios, de los cuales tres pertenecen a Zacatecas y 35 al de Jalisco, y de estos últimos, 8 tienen el 100% de su superficie al interior de la cuenca (SEMADET, s/f; Bollo-Manent et al., 2017; CEA, 2019).



*Figura 3.1.* Mapa base de la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

**Tabla 3.2.** Localización de las estaciones de monitoreo de sedimentos de acuerdo con su ubicación en la subcuenca y microcuenca correspondiente de la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

Subcuenca del Río Santiago-Guadalajara	Microcuencas	Estación	Corriente fluvial monitoreada
Río Zula	Arandas	<b>E1</b>	Arroyo La Madrastra
	Alto Zula	<b>E2</b>	Arroyo El Teretán
	San José de Gracia	<b>E3</b>	Arroyo Los Morales
	Tototlán	<b>E6</b>	Arroyo Tierras Coloradas
	Bajo Zula	<b>E8</b>	Arroyo Chico
	Bajo Zula	<b>E7</b>	Río Zula
Lago de Chapala-Río Corona			<i>Ninguna</i>
Río La Laja	Puente de Calderón	<b>E9</b>	Arroyo Grande
	Puente de Calderón	<b>E10</b>	Río Zapotlanejo
Río Calderón	Calderón	<b>E5</b>	Río Calderón
	Calderón	<b>E4</b>	Río Calderón
Río Corona-Río Verde	Poncitlán (Presa Corona)	<b>E15</b>	Río Santiago
	El Salto-Juanacatlán	<b>E12</b>	Río Santiago
	El Salto-Juanacatlán	<b>E13</b>	Río Santiago
	El Salto-Juanacatlán	<b>E14</b>	Arroyo Las Pintas
	El Ahogado	<b>E11</b>	Arroyo El Ahogado
	El Ahogado	<b>E18</b>	Arroyo El Ahogado
	El Ahogado	<b>E19</b>	Arroyo Las Pintas
	El Ahogado	<b>E20</b>	Arroyo El Ahogado
Río Gigantes	Ixtlahuacán del Río	<b>E16</b>	Río Santiago
Río Verde-Presa Santa Rosa	Valle de Tesistán	<b>E22</b>	Río Blanco
	La Soledad	<b>E17</b>	Río La Soledad
	Presa Santa Rosa	<b>E21</b>	Río Arenal
Río Cuixtla	García de la Cadena	<b>E23</b>	Río La Calera
Río Chico			<i>Ninguna</i>
Presa Santa Rosa-Río Bolaños	Tequila	<b>E24</b>	Río Amatitán
	Los Sabinos	<b>E25</b>	Río Los Sabinos



**Figura 3.2.** Delimitación de las subcuencas y sus redes hidrográficas de la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 3.1. Uso del suelo

El uso del suelo predominante en la cuenca es el agrícola, ocupando 454,619 hectáreas (45.05 %) (Figura 3.4). Destaca por mucho la agricultura de temporal con el 36.49 % de la superficie, le sigue muy lejos la agricultura de riego con 8.37 %, y finalmente la agricultura de humedad con 0.19 % (Bollo-Manent et al., 2017; INEGI, 2018).

La mayor área de agricultura de temporal se encuentra al este de la cuenca, desde los límites de la ciudad de Guadalajara hasta Arandas, aunque también es muy importante el área ocupada en los alrededores de Tequila. En cuando a la agricultura de riego, la mayor parte se ubica en la parte sureste de la cuenca, al norte del lago de Chapala (Bollo-Manent et al., 2017; INEGI, 2018).

El segundo lugar por superficie ocupada lo tienen los bosques (primarios y secundarios), que incluyen bosque de pino-encino, bosque de encino y bosque de encino-pino, que en conjunto ocupan el 20.09 %. El bosque con mayor presencia en la cuenca es el de encino (13.71 %), seguido por el de encino-pino (4.76 %) y el de menor presencia es el de pino-encino (1.62 %) (Bollo-Manent et al., 2017; INEGI, 2018).

Es en la parte norte de la cuenca donde la presencia de los bosques es mayor y más continua, inclusive los bosques de pino-encino son el límite norte de la misma. Los bosques de encino tienen una mayor distribución, pero también su mayor superficie está en el norte como pequeños y aislados manchones en la parte agrícola del sureste de la cuenca. Los bosques de encino-pino se ubican rodeando los bosques de pino-encino en el norte y centro de la cuenca (Bollo-Manent et al., 2017).

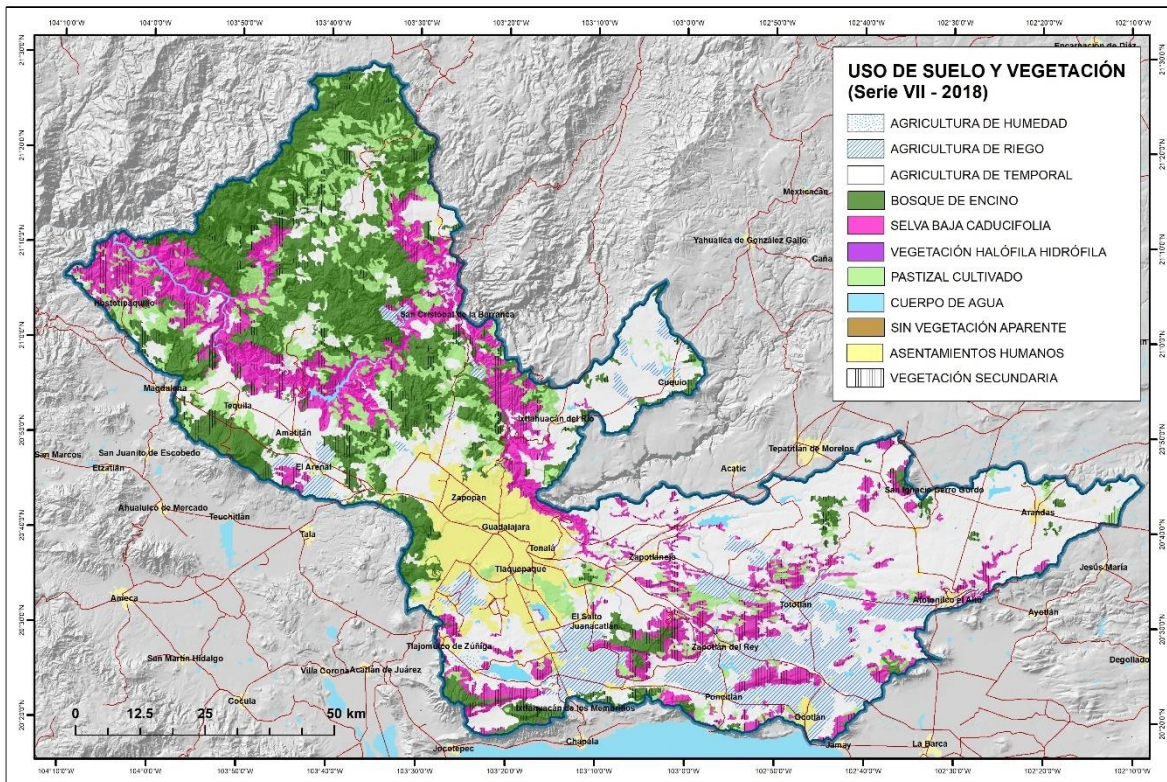
El tercer lugar lo ocupa en superficie la selva baja caducifolia (14.86 %), pero cabe destacar que la mayor parte de la selva es secundaria (9.96 %). La selva caducifolia es la que se encuentra más ampliamente distribuida pues va desde el norte de la cuenca, donde atraviesa de oeste a este en una franja muy delgada, y de ahí baja a la parte central y sur, donde es rodeada prácticamente por la zona agrícola (Bollo-Manent et al., 2017; INEGI, 2018).

El cuarto lugar por superficie ocupada lo tienen los pastizales (10.6 %), donde el inducido tiene predominancia con 10.5 % y el resto (0.1 %) es natural, con vegetación secundaria arbustiva. Los pastizales se distribuyen como parches a lo largo de la cuenca, los más grandes ubicados en el norte y rodeados de bosques y selvas –lo cual constituye una seria amenaza de deforestación–, y los más pequeños se localizan en la zona agrícola (Bollo-Manent et al., 2017; INEGI, 2018).

Debido a la pequeña área ocupada por la vegetación halófila hidrófila (otros tipos de vegetación) (0.01 %), sin vegetación aparente (0.02 %) y los cuerpos de agua (0.91 %), estas dos clases de uso/cobertura, no son consideradas en el análisis (Bollo-Manent et al., 2017; INEGI, 2018).

El quinto lugar está ocupado por el uso del suelo urbano (7.62 %). Pese a ser el uso de suelo con menor superficie, es uno de los de mayor impacto. En la parte central de la cuenca se encuentra el principal asentamiento humano, la ciudad de Guadalajara y su Zona Metropolitana (Bollo-Manent et al., 2017; INEGI, 2018). La Figura 3.4 muestra que la concentración de las actividades industriales se concentra en las concentraciones urbanas de Arandas, Atotonilco el Alto, Totolán, Ocotlán, Poncitlán, Zapotlanejo, Zona Metropolitana de Guadalajara, El Arenal, Amatitán y Tequila.





**Figura 3.4.** Usos de suelo y vegetación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

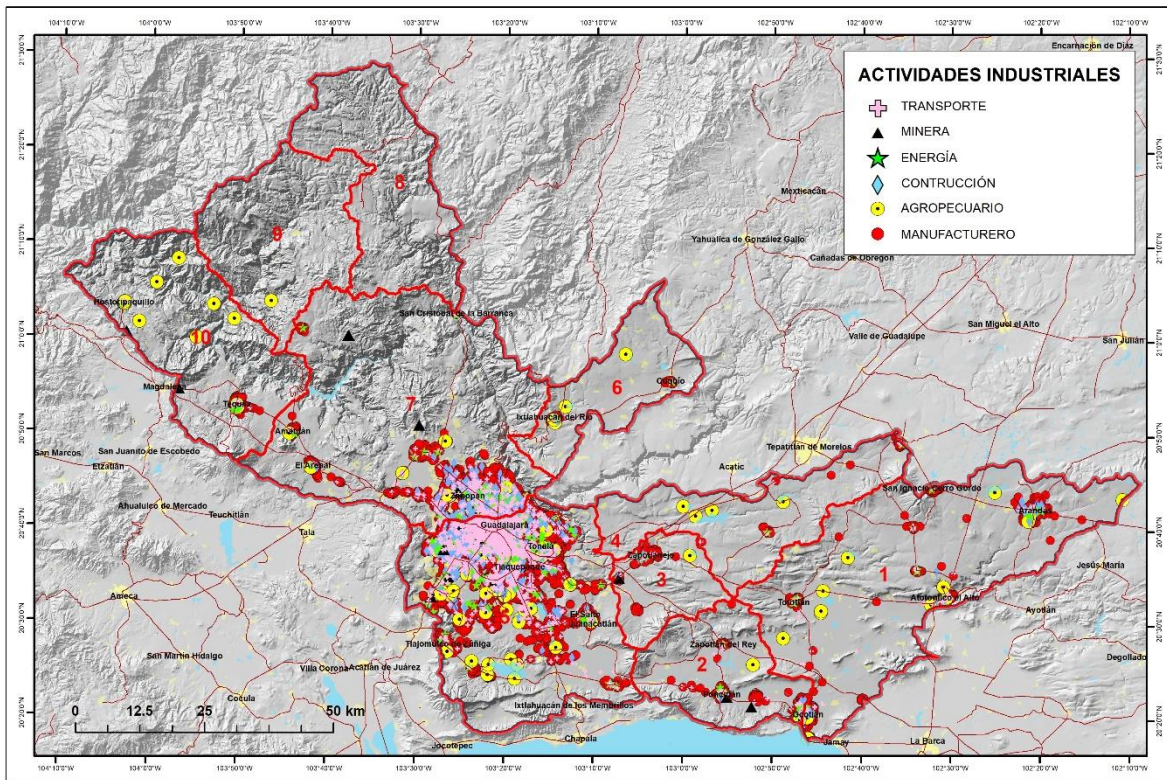
### 3.2. Principales actividades industriales

La última actualización realizada en 2021 del Directorio Estadístico Nacional de Unidades Económicas (DENUE) de INEGI, reporta en el área de la cuenca Santiago-Guadalajara un total de 27,858 empresas, equivalente al 13.1 % de toda la actividad empresarial del estado de Jalisco. De esas más de 27,000 empresas, el 85.8 % se encuentran dentro de la Zona Metropolitana de Guadalajara (ver Figura 3.5) (INEGI-DENUE, 2021).

El DENUE clasifica las actividades económicas según su tipo de sector (primario, secundario y terciario), para este estudio y para el área de interés se consideraron las siguientes: empresas dedicadas a la agricultura, cría y explotación de animales, aprovechamiento forestal, pesca y caza (107 empresas) equivalentes al 0.38 % del total de las empresas industriales en la cuenca Santiago-Guadalajara; empresas de minería (21 empresas) corresponde al 0.07% del total; industrias dedicadas a la generación, distribución y transmisión de energía eléctrica, suministro de agua y de gas por ductos al consumidor final (189 empresas) representa el 0.67 %; construcción (1,560 empresas) representa el 5.59 % del total; industria manufacturera (24,058 empresas) que corresponde al 86.3 % de la industria de la cuenca de estudio; y la industria dedicada al transporte, correo y almacenamiento (1,923 empresas) equivalente al 6.9 %.

Del total de las empresas que se encuentran en la cuenca, el 2.6 % de estas son consideradas empresas grandes, es decir, con más de 250 personas laborando en el establecimiento, el 23.3 % corresponde a medianas empresas y el 74 % son empresas pequeñas, es decir, con menos de 50 personas laborando en el establecimiento. El mayor número de empresas en la rama de industria manufacturera está relacionado con la industria alimentaria (22.9 % del total de empresas en cuenca) en donde se procesan y elaboran alimentos para animales, molienda de granos y semillas, matanza y procesamiento de ganado, aves y otros animales comestibles, entre otros. La industria textil representa el 5.2 % del total de las empresas instaladas en la cuenca de estudio, mientras que la industria que procesa plásticos y hule equivale al 3%. La industria química representa solo el 2.1 % de las empresas instaladas en la cuenca, pero la mayoría de ellas son empresas grandes, en donde se procesan resinas, hules sintéticos, fertilizantes, pesticidas, pinturas, adhesivos, entre otros productos químicos.

La Figura 3.5 muestra el grado de concentración que tienen las principales actividades industriales en la cuenca en donde destacan en la subcuenca del Río Zula las ciudades de Arandas, Atotonilco El Alto, hasta llegar al área metropolitana de Ocotlán; en la subcuenca del Lago de Chapala-Río Corona está el corredor industrial que va desde Poncitlán hasta el corredor industrial de El Salto y Juanacatlán; en la subcuenca del Río La Laja destaca la ciudad de Zapotlanejo; y abarcando la mayor parte del territorio de la subcuenca del Río Corona-Verde esta la ZMG. De forma insipiente se puede observar que las ciudades de Arenal, Amatitán, y Tequila localizadas en la subcuenca del Río Verde-Presa Santa Rosa al oeste de la cuenca se han ido desarrollando gracias al impulso del sector tequilero en esta región el cual impulsa tanto las actividades agrícolas como las agroindustriales.

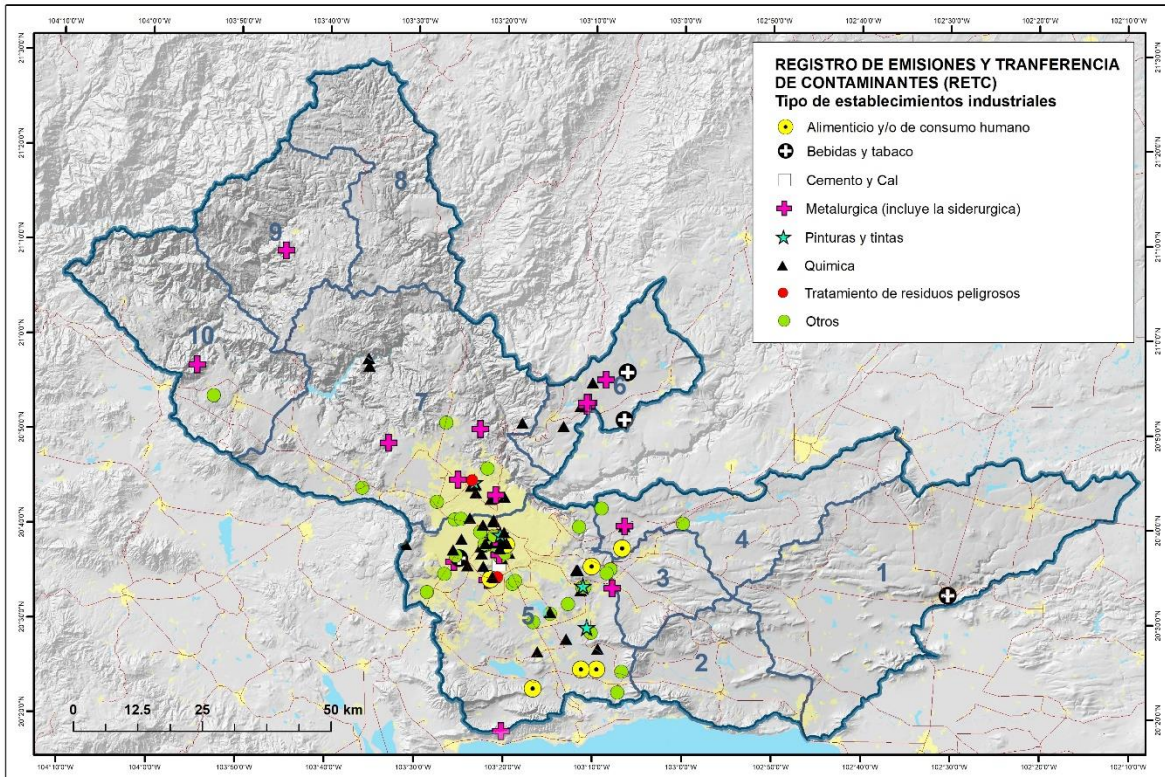


**Figura 3.5.** Localización de los principales sectores industriales en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

Por otro lado, la Secretaría de Medio ambiente y Recursos Naturales, tiene un Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes (RETC) la cual es considerado un instrumento de política ambiental que difunde anualmente la información sobre las emisiones y transferencias de las Sustancias RETC, listadas en la NOM-165-SEMARNAT-2013, que son generadas por los establecimientos sujetos a reporte conforme al marco legal vigente. A través del RETC se informa a las comunidades qué Sustancia RETC y en qué cantidad es emitida al aire, al agua o al suelo o transferida en los residuos peligrosos y en las descargas de agua al alcantarillado, por las actividades económicas sujetas a reporte ubicadas en su entorno.

En la cuenca Santiago-Guadalajara, el último reporte de 2019 indica que existen 121 empresas dentro de estos registros, las cuáles se localizan distribuidas en casi toda el área de estudio, aunque mayormente concentradas en la ZMG (Figura 3.6). Estas empresas están sujetas a reportes de competencia federal y se consideran RETC a través del artículo 9 del reglamento de la LGEEPA, si cumple tres condiciones: 1) establecimientos industriales considerados como Fuentes Fijas de Jurisdicción Federal en el artículo 111 bis de la LGEEPA y los subsectores establecidos en el artículo 17 bis del Reglamento de la LGEEPA en materia de Prevención y Control de la Contaminación (química, hidrocarburos, pinturas y tintas,

automotriz, celulosa y papel, metalurgia, vidrio, generación de energía eléctrica, asbesto, cementera y cal, tratamiento de residuos peligrosos); 2) establecimientos que generen 10 toneladas o más al año de residuos peligrosos (grandes generadores); 3) establecimientos que descarguen aguas residuales en cuerpos receptores que sean aguas nacionales. En la Figura 3.6 se puede observar en la cuenca que la mayor concentración de estas actividades se da en el corredor de El Salto, Zapotlanejo, y en la ZMG.



**Figura 3.6.** Localización de las principales actividades industriales contaminantes por sector industrial en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 3.3. Índice de Desarrollo Humano

El desarrollo humano se define como un proceso encaminado a la expansión de las oportunidades de los seres humanos, a fin de que alcancen su máximo potencial, de acuerdo a sus preferencias, necesidades o intereses (IIEG, 2019; UNDP, 2022). En este proceso, la expansión de oportunidades de las personas es el fin primordial y el medio principal de desarrollo; por lo que el desarrollo humano es, a la vez, un proceso y un desarrollo. El IDH sintetiza el avance de los países, estados y municipios en tres dimensiones básicas para el desarrollo de las personas (IIEG, 2019).

- Salud. Mide el gozo de una vida larga y saludable, por medio de la esperanza de vida al nacer (EVN). A nivel municipal se utiliza la Tasa de mortalidad infantil como una aproximación a la EVN.
- Educación. Cuantifica el acceso a una educación de calidad, con dos indicadores: los años promedio de escolaridad (para mayores de 24 años) y los años esperados de escolaridad (para las personas entre 6 y 24 años).
- Ingreso. Estima la obtención de recursos para gozar de una vida digna mediante el ingreso per cápita (Ingreso total per cápita de cada municipio (ITPC), ajustado al Ingreso nacional bruto (INB) y la Paridad del poder de compra (PPC), expresada en dólares de los Estados Unidos de América).

El IDH estima valores que van de 0 a 1, donde un valor más cercano a uno indica mayor desarrollo humano, tanto para el índice general como para sus subíndices o componentes de salud, ingreso y educación. Así, mayor desarrollo humano significa mayor libertad, cuya expansión implica procesos que posibilitan la libertad de acción y de elección, y que expanden las oportunidades reales que las personas gozan (IIEG, 2019).

Los valores de las categorías del IDHM son: bajo (menor a 0.550), medio (de 0.550 a 0.699), alto (de 0.700 a 0.799) y muy alto (0.800 y más). Estas categorías las definió el Informe global 2014, a partir de cuartiles de todos los países considerados. Desde ese Informe, estos valores fueron los referentes para los Informes de 2015, 2016 y la Actualización Estadística de 2018 (IIEG, 2019).

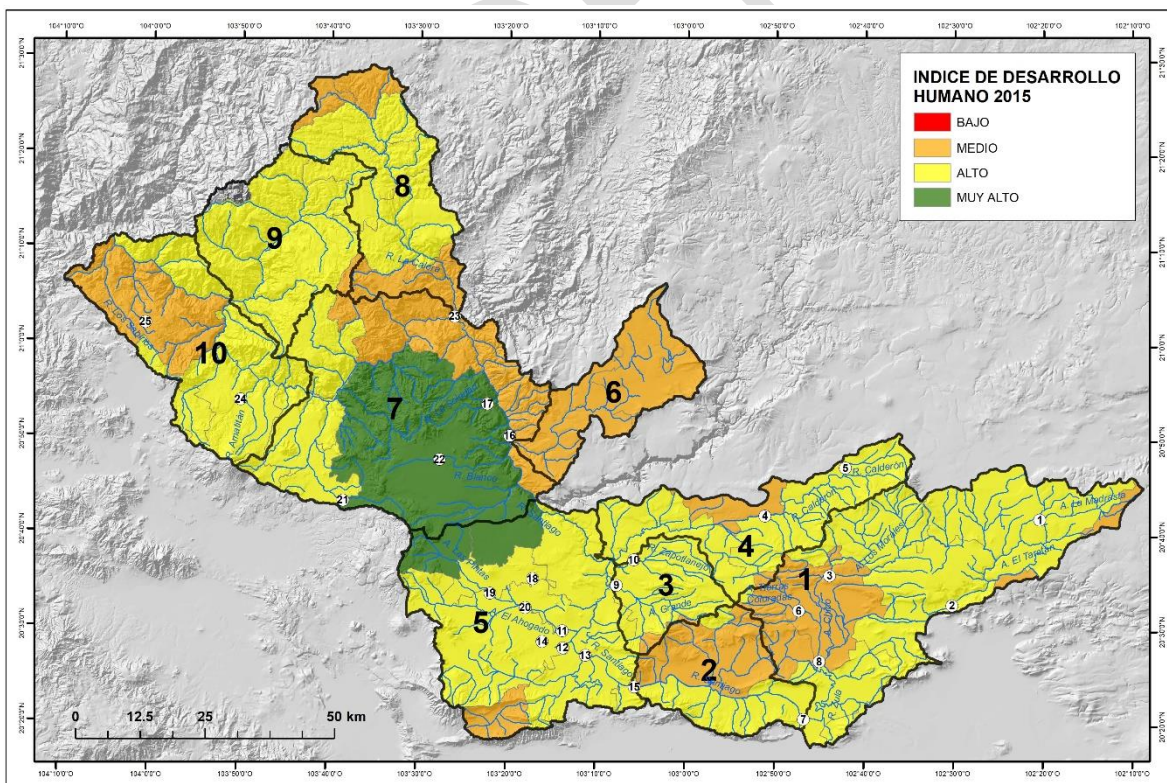
Es importante señalar que, en México, el IDH Municipal se adapta la metodología de los índices e indicadores de desarrollo humano; actualización estadística de 2018, y como base, cuenta con información estadística comparable de 2010 y 2015. Las estimaciones de este IDH no son comparables con los ejercicios correspondientes a los años 2000, 2005 y 2010, publicados por el PNUD México (IIEG, 2019).

### **3.3.1. Principales resultados del IDH en Jalisco**

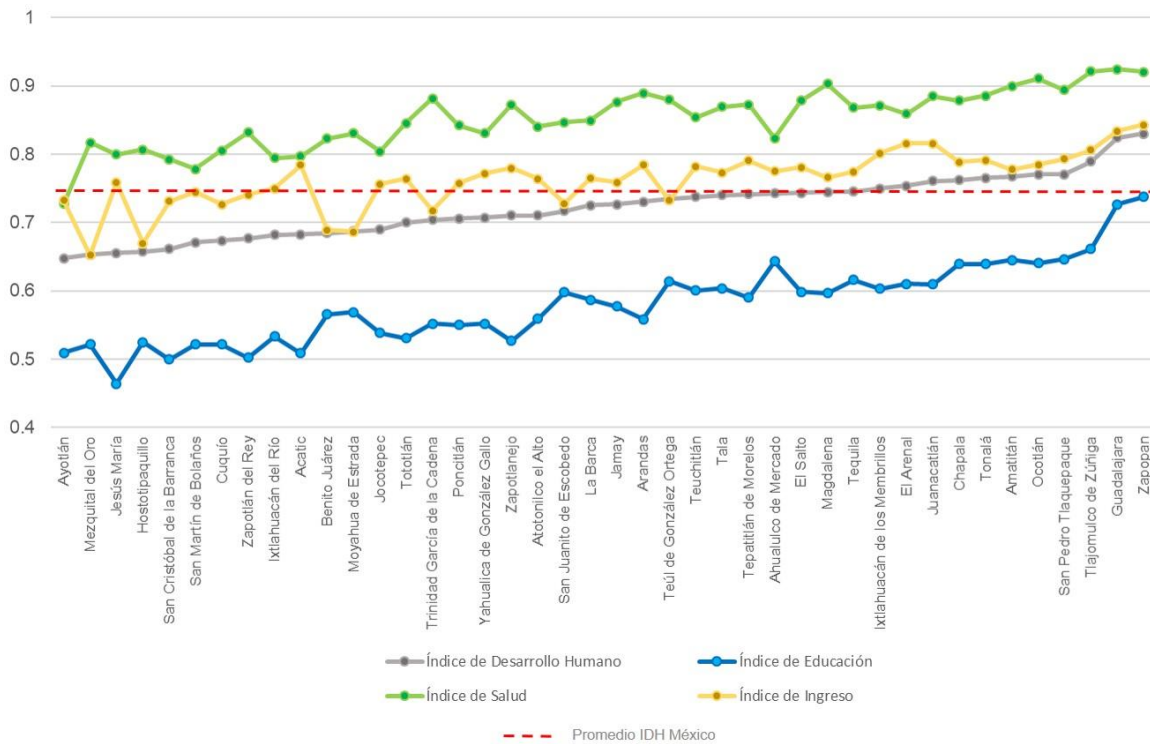
De acuerdo al Informe de Desarrollo Humano Municipal 2010-2015. Transformando México desde lo local, el promedio del IDH en los municipios de Jalisco es de 0.773, clasificado como alto, y se ubica en el sitio 14 del país. Asimismo, el promedio municipal del Índice de Salud (IS) es el más alto en la entidad, con 0.887, le sigue el Índice de Ingreso (II) con 0.800 y, el Índice de Educación (IE) con 0.652. El PNUD calcula que en la Zona Metropolitana de Guadalajara (ZMG) el IDH en 2015 fue Muy Alto, de 0.802; mientras que el Índice de Salud fue de 0.911, el de Ingreso de 0.819 y el de Educación de 0.692. Esta información resulta de vital importancia, dado que las 74 ZM más importantes en el país, concentran el 63% de los mexicanos y enfrentan ventajas y retos ambientales, sociales e institucionales diferenciados con el resto del país. Señala el informe, que, entre sus ventajas

más evidentes, destaca la concentración de capital físico y humano, que hace relativamente menos complicada la provisión de bienes y servicios públicos y que puede generar mayor competitividad. A lo largo de 5 años, el desarrollo humano en la ZMG se incrementó en un 1.4% (un promedio de crecimiento del 0.28% anual), al pasar de 0.791 en 2010 a 0.802 en 2015, registrando un ritmo de crecimiento acumulado por debajo del promedio de las 74 ZM del país de 2.18% (IIEG, 2019).

Por su parte, durante el mismo periodo, el índice de educación en la ZMG creció 5.3%, mientras que los componentes de salud e ingreso registraron pérdidas de 0.5% y 0.4%, respectivamente (IIEG, 2019). En lo que se refiere a la cuenca del Río Santiago-Guadalajara sobre el desarrollo humano en 2015, los municipios de la ZMG y los cercanos a esta tienen un IDH muy alto al igual que los municipios de mayor desarrollo poblacional como los son los municipios de Ocotlán y Chapala (Figura 3.7 y Figura 3.8). Asimismo, debido al auge de la industria del tequila los municipios de Tequila, El Arenal, y Amatitán representan nuevos polos de desarrollo económico en la región, de tal forma que su IDH se encuentra por arriba de la media nacional. El resto de los municipios de la cuenca tienen un IDH de medio o alto representando en conjunto el 71.4% del total y cuyo IDH se encuentra por debajo de la media nacional.



**Figura 3.7.** Índice de desarrollo humano en la cuenca Santiago-Guadalajara.



**Figura 3.8.** Índice de desarrollo humano en los municipios que conforman la cuenca Santiago-Guadalajara.

### 3.3.2. Grado de marginación

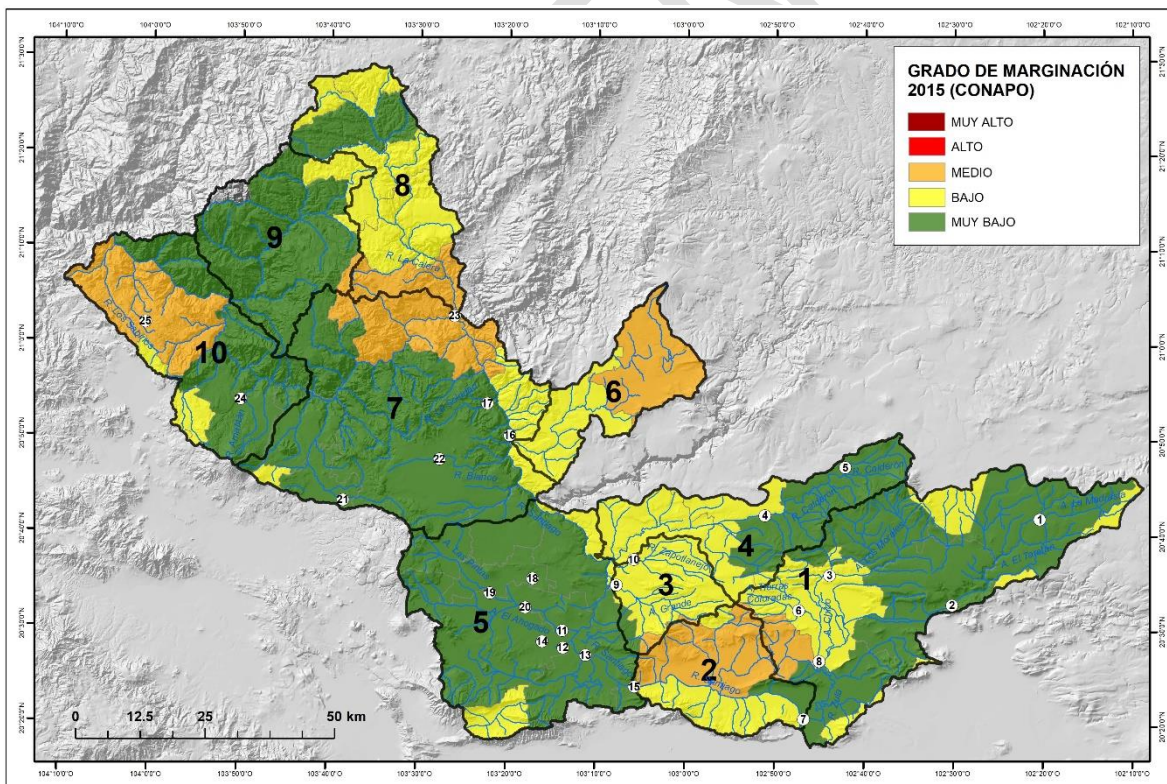
El índice de marginación por entidad federativa y municipio se ha calculado desde 1990 y es utilizado en un número importante de reglas de operación de programas de política pública. Para el cálculo del Índice de Marginación 2020 se empleó información captada por el Censo de Población y Vivienda de 2020, publicada por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Cabe destacar que las mediciones anteriores del índice de marginación no son comparables con el ejercicio 2020, debido a cambios metodológicos (IIEG, 2021).

De acuerdo con los resultados del índice 2020, publicados por el CONAPO, organismo encargado de calcularlo, en ese año Jalisco presentó un grado de marginación muy bajo y ocupó por ello el lugar 28 entre las entidades federativas; listado que encabezan Guerrero, Chiapas y Oaxaca, con niveles muy altos de marginación (IIEG, 2021).

La marginación se asocia a la carencia de oportunidades sociales y a la ausencia de capacidades para adquirirlas o generarlas, pero también a privaciones e inaccesibilidad a bienes y servicios fundamentales para el bienestar (CONAPO, 2020). Señala el Consejo Nacional de Población (CONAPO), que la marginación es un fenómeno multidimensional y estructural originado, en última instancia, por el modelo de producción económica expresado

en la desigual distribución del progreso, en la estructura productiva y en la exclusión de diversos grupos sociales, tanto del proceso como de los beneficios del desarrollo (IIEG, 2021). Conforme al análisis de los resultados del Índice de Marginación 2020, Jalisco presentó niveles más bajos que el promedio nacional en todos indicadores de marginación (IIEG, 2021). En particular en la cuenca del Río Santiago se puede observar en la Figura 3.9 que en la mayor parte del territorio se tiene un nivel bajo y muy bajo de marginación.

Con un nivel medio de marginación fueron identificadas las comunidades asentadas en la pequeña porción marcada en color naranja en la parte sur-oeste de la subcuenca del Río Zula (1), la mayor parte del subcuenca Lago de Chapala-Río Corona (2) en donde se localizan asentamientos importantes como Poncitlán, Presa Corona, San Miguel Zapotitlán, San Jacinto, Atequiza, y Atotonilquillo; la parte norte de la subcuenca del Río Gigantes (6), la parte norte de la subcuenca del Río Verde-Presa Santa Rosa (7) y la sur del Río Cuixtla (8) en donde se localiza la población de San Cristóbal de la Barranca, así como la parte oeste de la subcuenca Presa de Santa Rosa-Río Bolaños en donde destaca la población de Hostotipaquillo.



**Figura 3.9.** Grado de marginación de la población asentada en la cuenca Santiago-Guadalajara.



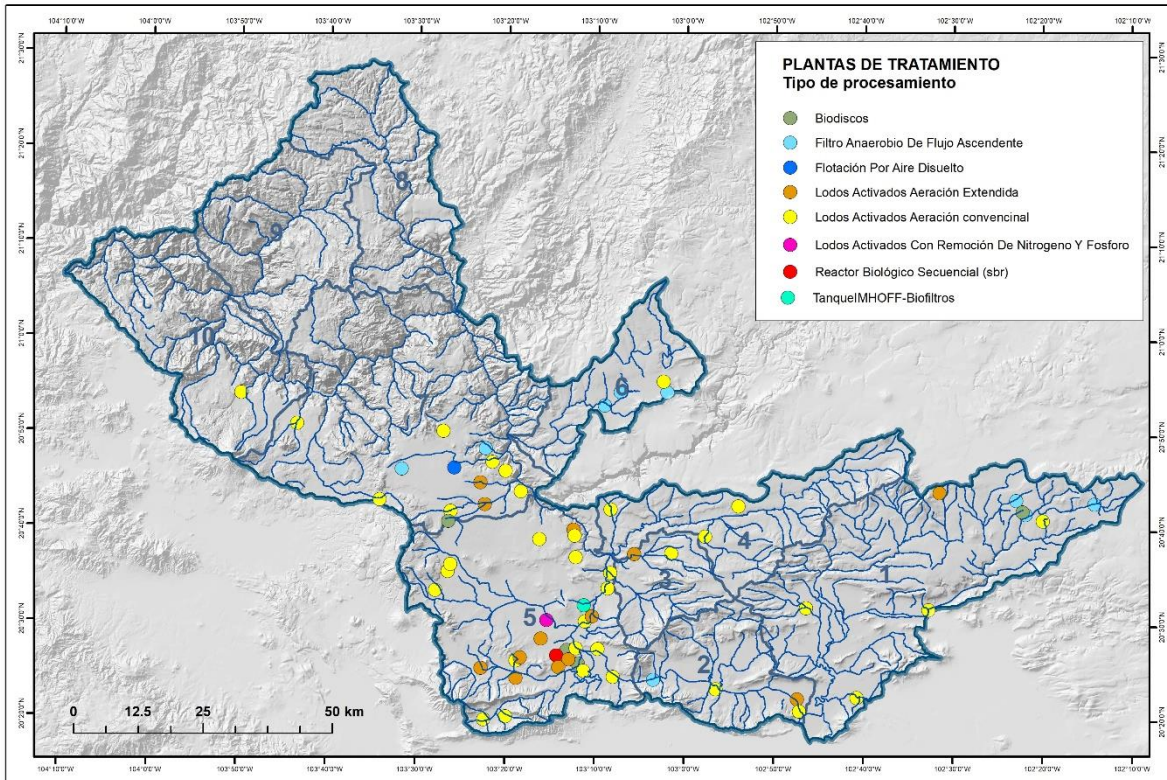
### 3.4. Infraestructura de saneamiento

En la cuenca del Río Santiago-Guadalajara existen un total de 65 plantas de tratamiento de aguas residuales municipales (PTAR) (Figura 3.10). La capacidad instalada de tratamiento de estas plantas es de  $12,791 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$  (CEA, 2022). Sin embargo, del total de PTAR instaladas 19 de éstas están fuera de operación, las cuales contaban con una capacidad instalada de  $256 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ . Esto reduce la capacidad instalada real a  $12,535 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ . Destacan en esta capacidad instalada las PTAR de Agua Prieta con  $8,500 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$  y El Ahogado con  $2,250 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$  que representan el 85.8% de la capacidad total instalada para toda la cuenca.

No obstante que la PTAR de Agua Prieta cuenta con la capacidad instalada de  $8,500 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ , se cuenta con información que su capacidad de operación real es del orden de  $4,000 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$  debido a que aún no se han concluido las obras del Túnel Interceptor de Oriente (de Anda-Sánchez, 2019). Bajo el supuesto de que las demás PTAR se encuentran operando al 100% de su capacidad instalada, la capacidad real de operación de las PTAR en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara sería de  $8,535 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ .

El consumo de agua en la ZMG es de aproximadamente 212 litros por habitante por día (INFORMADOR.MX, 2021). Considerando una población en la cuenca de 5.5 millones de habitantes en el año 2020 en sus principales áreas metropolitanas, se puede hacer una estimación de la cobertura de saneamiento considerando que el 80% del agua que se consume en los hogares se transforma en agua residual (IIEG, 2020).

Realizando los cálculos correspondientes, la cantidad total de agua consumida en los hogares es de  $13,495.4 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ . Si el 80% del agua consumida se transforma en aguas residuales, se estarían generando  $10,796.3 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ . Esto significaría que la cobertura del saneamiento en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara es 79.1%. Sin embargo, este análisis regional sería insuficiente para determinar si esta cobertura realmente está resolviendo los problemas de saneamiento que se tienen en cada una de las subcuencas del río e incluso en cada microcuenca mayormente afectada por problemas de contaminación.



**Figura 3.10.** Localización de las principales actividades industriales contaminantes por sector industrial en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 3.5. Selección de los puntos de monitoreo

El primer paso del proyecto consistió en la selección y verificación de los puntos de monitoreo. La selección de los afluentes y la ubicación de los puntos a monitorear se hizo considerando criterios organizados de 4 categorías:

1. Accesibilidad
2. Hidrológicos
3. Sociales
4. Socioeconómicos

Los puntos propuestos fueron verificados en campo y se realizó una ficha de cada uno, con lo que posteriormente en reunión del equipo técnico se eligieron los 25 puntos definitivos para el monitoreo (CEA, 2021). El documento en extenso que sustenta la selección de puntos de monitoreo se adjunta por separado con la entrega del presente informe.

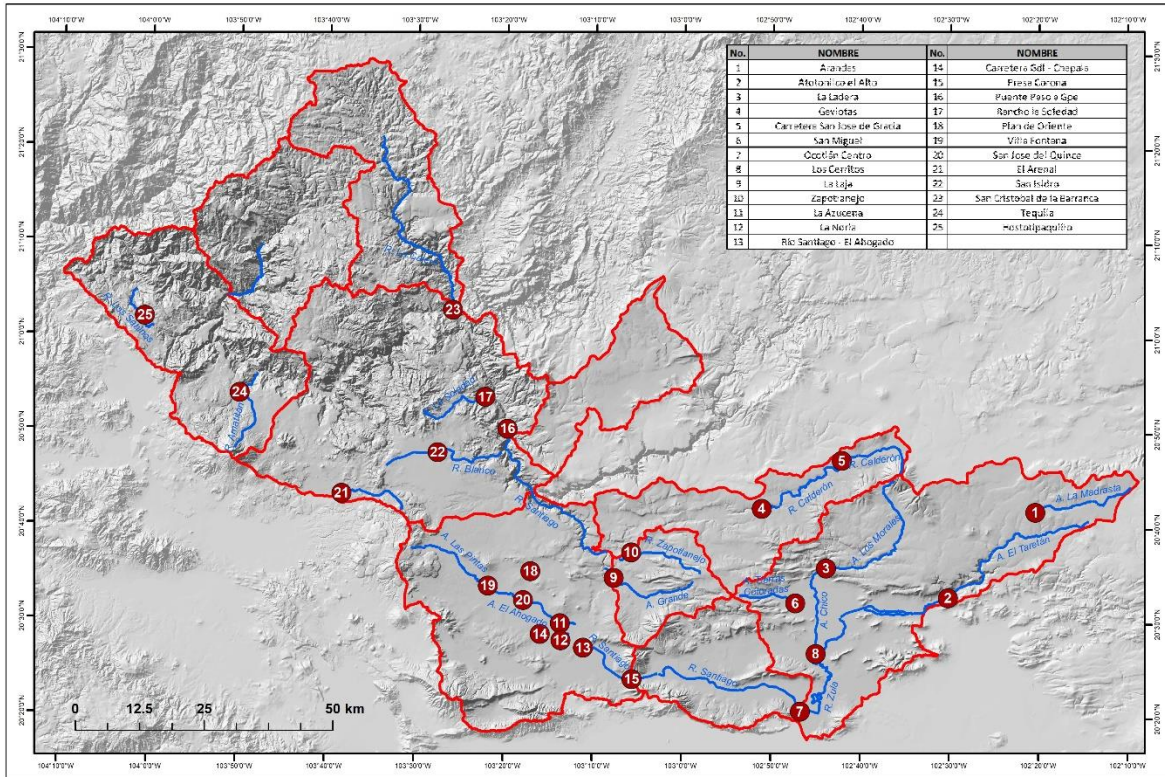
### 3.6. Localización geográfica de las estaciones de monitoreo

La localización geográfica de las estaciones seleccionadas para el monitoreo de los diferentes parámetros de calidad del agua, sedimentos y lirio acuático se describen en la Tabla 3.2 y en la Figura 3.11. En esta tabla se describe el número y nombre de la estación, el nombre de la microcuenca y el cuerpo de agua que fue monitoreado. Cabe señalar que en el mes de octubre se tomaron muestras de las estaciones 26 y 27 las cuales no estaban especificadas en el plan original dado que las estaciones próximas no contaban con un caudal de agua representativo para realizar el monitoreo programado en el plan de trabajo. Estas estaciones no fueron monitoreadas posteriormente por lo que no se cuenta con una serie de tiempo de datos de calidad del agua que pueda ser analizada estadísticamente. Por lo tanto, estas estaciones no fueron consideradas en el análisis de datos.

**Tabla 3.2.** Descripción de la localización geográfica de las estaciones de monitoreo en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

No.	Nombre	X	Y
1	Arandas	-102.33959	20.69607
2	Atotonilco el Alto	-102.50246	20.54540
3	La Ladera	-102.73044	20.59711
4	Gaviotas	-102.85156	20.70156
5	Carretera San José de Gracia	-102.70205	20.78619
6	San Miguel	-102.78823	20.53503
7	Ocotlán Centro	-102.77800	20.34467
8	Los Cerritos	-102.74937	20.44643
9	La Laja	-103.12778	20.57804
10	Zapotlanejo	-103.09545	20.62301
11	La Azucena	-103.22780	20.49743
12	La Noria	-103.22635	20.46763
13	Río Santiago antes de El Ahogado	-103.18452	20.45462
14	Carretera Gdl - Chapala	-103.26535	20.47816
15	Presa Corona	-103.09304	20.40014
16	Puente Paso a Gpe	-103.32881	20.83900
17	Rancho la Soledad	-103.37082	20.89438
18	Plan de Oriente	-103.28403	20.58856
19	Villa Fontana	-103.36321	20.56268
20	San José del Quince	-103.29677	20.53781
21	El Arenal	-103.63856	20.72332
22	San Isidro	-103.45939	20.79633
23	San Cristóbal de la Barranca	-103.43309	21.04759
24	Tequila	-103.83174	20.89847

25	Hostotipaquillo	-104.01113	21.03211
26	Lago de Chapala-Río Santiago	-102.78308	20.33764
27	Río Zula	-102.72864	20.39751



**Figura 3.11.** Localización de las estaciones de monitoreo seleccionadas en cada una de las corrientes fluviales de la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 3.7. SUBCUENCAS Y MICROCUENCAS MONITOREADAS

En esta sección se proporciona información breve de algunas características que tienen las subcuencas y microcuencas que están comprometidas en el presente estudio. Esta es la información que se pudo localizar en algunas de las fuentes bibliográficas consultadas haciendo énfasis en aquellas que pueden estar más comprometidas con los temas de calidad del agua.

La subcuenca Zula del estado de Jalisco nace en Arandas, en la confluencia de varios arroyos, manantiales y nacimientos de agua, tiene una longitud aproximada de 70 a 80 kilómetros. El río Zula se localiza en el estado de Jalisco y pertenece a dos regiones administrativas: la región de Los Altos y la Ciénega. La subcuenca recorre los municipios de Arandas, Atotonilco el alto, Tototlán, y Ocotlán donde se une a la Cuenca Lerma-Chapala-Santiago. Las cuencas interiores o subcuencas tienen diferentes dinámicas, que a primera

vista no se reconoce su importancia para los usuarios, de manera que al enfocar con mayor detenimiento surge la relación entre usuarios y ríos. De manera que a lo largo del recorrido el Río Zula recibe nombres diferentes relacionados con los cauces, arroyos y manantiales que se le unen, como río colorado, río los Sabinos, Río Zula (Hernández-García, 2007). En relación al agua de la subcuenca del Río Zula ésta recibe las descargas de aguas residuales de las industrias tequileras, manufactureras, producción agrícola y pecuaria, las se derivan hacia el Río Zula generando que a lo largo del cauce los habitantes de “aguas abajo” soporten las consecuencias de la contaminación y su medio ambiente (Hernández-García, 2007).

La microcuenca El Ahogado se localiza en la parte sureste del estado de Jalisco ( $20^{\circ} 38' N$  y  $103^{\circ} 15' W$ ), donde se extiende junto al río Santiago (a una altura media de 1,550 msnm) con una extensión de  $520 \text{ km}^2$ . Esta microcuenca se ha convertido en una zona crítica que, al experimentar un importante proceso de asentamientos de manufactura, ha generado corredores de comercio y servicios industriales, aunado al considerable aumento de la población (de Anda-Sánchez et al., 2013; Caro-Becerra, 2014).

El Río La Laja se ubica en la parte central de la cuenca Santiago-Guadalajara aproximadamente a 15 km al sureste de la Zona Metropolitana de Guadalajara y es un importante tributario del Río Grande de Santiago. El mismo se ubica regionalmente en la cuenca del río grande de Santiago y forma el río de la Laja una subcuenca exorreica con una superficie de aproximada de  $175 \text{ km}^2$  (Martínez-Rodríguez, 2002). Las principales fuentes de contaminación a este cuerpo de agua lo constituyen la industria tequilera, los establecimientos de producción porcícola, las pequeñas industrias productoras de lácteos, y las descargas municipales sin tratar o con tratamiento deficitario (Martínez-Rodríguez, 2002).

El Río La Soledad está en la microcuenca La Soledad, tiene una extensión de  $73.7 \text{ km}^2$  y se localiza en la parte centro-este de la subcuenca Río Verde-Presa Santa Rosa. Los escurrimientos de su cuenca de captación escurren directamente hacia el Río Santiago-Guadalajara. Cabe destacar que esta corriente fluvial ya ha sido materia de pronunciamientos de las comunidades asentadas en la cuenca de este río sobre la contaminación del agua derivado de las descargas de aguas residuales de los nuevos desarrollos urbanos de la zona y de lixiviados generados por el tiradero de “Copalita” que, aunque fue clausurado en 1994, puede ser que aún haya lixiviados contenidos en lagunas mal acondicionadas que derramen al río (LABCSA, 2022). La presencia de nitratos y nitritos en aguas subterráneas generados como resultado de procesos de lixiviación de rellenos sanitarios es un tema que se ha documentado en la literatura (Zhiyong et al., 2016).

La microcuenca del Río Blanco tiene una superficie aproximada de  $160 \text{ km}^2$ , y pertenece a la subcuenca Valle de Tesistán dentro del municipio de Zapopan. El río recibe

en el orden de 400 litros por segundo de aguas residuales crudas provenientes de múltiples localidades ubicadas en los poblados de Nextipac, Tesistán, Santa Lucía, Jardines de Nuevo México, poblado de Río Blanco, Cañadas de San Isidro y San Isidro, hasta la desembocadura en el río Santiago (González-Pérez & López-Lara, 2018).

#### **4. DIRECTIVAS NACIONALES E INTERNACIONALES**

En la Ley Federal de Derechos, se consideran cuerpos receptores tipo “C” el Río Santiago y sus afluentes directos e indirectos hasta el sitio de Arcediano, en los municipios de Ocotlán, Poncitlán, Zapotlán del Rey, Chapala, Guadalajara, Ixtlahuacán de los Membrillos, Ixtlahuacán del Río, Juanacatlán, El Salto, Tlajomulco de Zúñiga, Tlaquepaque, Tonalá, Zapopan y Zapotlanejo; Río Zula o Los Sabinos y sus afluentes directos e indirectos en los municipios de Arandas, Atotonilco El Alto, Tototlán y Ocotlán, y Laguna de Cajititlán en el municipio de Tlajomulco de Zúñiga (LFD, 2021). Se hace la aclaración que un cuerpo receptor tipo “C” es aquel que tiene por objetivo de uso la protección de la vida acuática (LFD, 2021).

Con la finalidad de evaluar las condiciones de calidad del agua del río se hace referencia a la Ley Federal de Derechos (LFD) la cual reporta los límites establecidos según el uso al cual está destinada la fuente de agua (LFD, 2021).

USO 1: Fuente de abastecimiento para uso público urbano.

USO 2: Riego Agrícola.

USO 3: Protección a la vida acuática: Agua dulce, incluye humedales.

USO 4: Protección a la vida acuática: Aguas costeras y estuarios.

En el Anexo I de este documento se muestran los límites establecidos por la LFD para los parámetros comprometidos en las campañas de monitoreo. Cabe señalar que la LFD no establece límites para toxicidad ni tampoco señala concentraciones máximas permisibles en agua para antibióticos y hormonas (LFD, 2021). Para el caso específico del Río Santiago-Guadalajara y corrientes tributarias aplican solamente los usos 1, 2 y 3 antes mencionados.

Con la finalidad de contar con algún valor de referencia, en aquellos parámetros en donde no se declaran valores límites en la LFD (2021) se usaron los establecidos por otras normativas nacionales o internacionales como las establecidas por la Agencia de Protección al Medio Ambiente de los Estados Unidos de América (USEPA, 2022), las del Ministerio de Medio Ambiente de Canadá, o las directivas establecidas en Australia y Nueva Zelanda para la calidad del agua dulce y marina.

## 5. MÉTODOS ANALÍTICOS Y ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Los métodos analíticos utilizados para la determinación de cada uno de los parámetros seleccionados para muestras de agua se describen en el Anexo II del presente documento. En todos los casos se siguieron las normativas nacionales para los cuales el Laboratorio Unidad de Servicios Analíticos y Metrológicos del CIATEJ cuenta con acreditación. Los límites de detección aplicados son los aprobados por las **Normas Oficiales Mexicanas (NMX)** para la detección de compuestos emergentes en alimentos.

En el análisis estadístico de la base de datos de calidad del agua se detectaron varios valores atípicos en los diferentes parámetros analizados. Se revisó cada caso en particular con el apoyo de las gráficas de caja-bigotes (*Boxplot* por su denominación en inglés) las cuales fueron elaboradas en el programa Excel, y se retiraron aquellos valores atípicos que notablemente estaban fuera del rango de valores observados en el resto del conjunto de datos. Otros valores atípicos con menor grado de notoriedad se decidió dejarlos en la representación gráfica ya que estos no alteran la interpretación de los resultados obtenidos. De esta forma, el análisis de datos mediante las gráficas de caja-bigotes fue el método utilizado para la identificación y depuración de datos atípicos con mayor grado de desviación y para la representación gráfica de los parámetros analizados.

## 6. RÉGIMEN DE FLUJO

El tamaño y la formación geológica de una cuenca determina el régimen de descarga del río. La descarga y sus fluctuaciones anuales, así como a largo plazo, están influenciadas principalmente por las características de la cuenca de drenaje. Los factores climáticos, meteorológicos, topográficos e hidrológicos juegan un papel importante en la generación de caudales fluviales (Chapman, 1996).

El factor principal que provoca grandes fluctuaciones en el caudal de un río y sus afluentes es el clima, que determina la distribución de las precipitaciones a lo largo del año. Además del clima algunas de las causas por las cuales se presenta dicha variabilidad son la composición y estructura del subsuelo. Se pueden observar grandes diferencias entre rocas porosas, arcillas, suelos pantanosos y rocas fisuradas. Asimismo, la vegetación también influye en la generación de caudales fluviales porque determina en gran medida la cantidad de escorrentía superficial. Las fluctuaciones en la descarga pueden ser amortiguadas por la cubierta vegetal. En áreas con poca o ninguna vegetación, la lluvia da como resultado una escorrentía superficial inmediata (Chapman, 1996).

El método de Aforo usado para las mediciones del flujo en cada estación de monitoreo fue desarrollado por la Comisión Estatal del Agua de Jalisco y se encuentra reportado en el Anexo III del presente documento.

La variabilidad y la falta de uniformidad resultante de la descarga son extremas para algunos de los afluentes monitoreados en el río Santiago. La Figura 6.1 muestra las variaciones en los caudales observados en cada una de las vertientes monitoreadas durante el periodo de estudio. Se consideró como valor atípico el dato del caudal calculado en el mes de julio del 2021 para la estación E17 localizada en el Río La Soledad el cual fue de  $165.214 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  dado que está muy por arriba del promedio del flujo observado en el resto de los datos de esta misma estación. En la Tabla 6.1 se muestran el valor promedio del caudal de cada corriente fluvial monitoreadas, así como el valor de su desviación estándar.

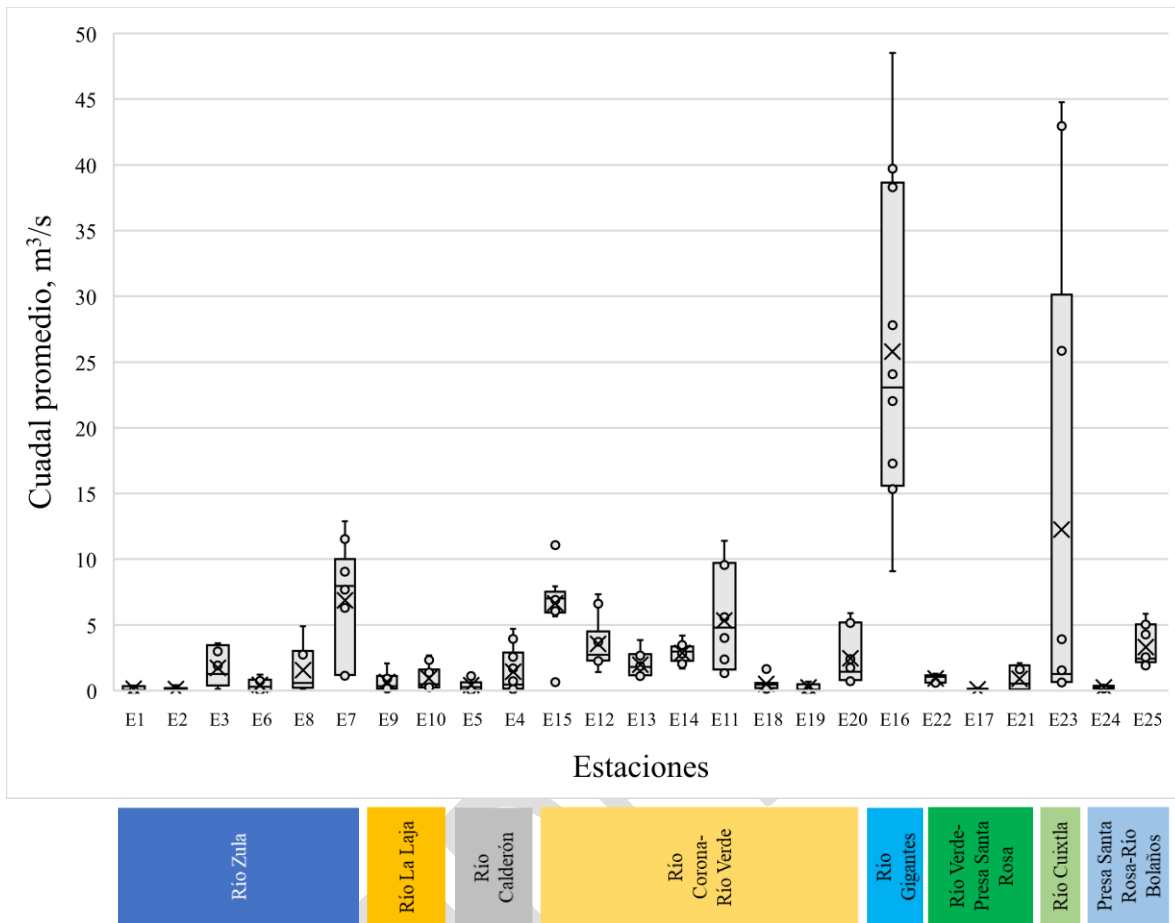
Considerando el orden de las estaciones de acuerdo con la subcuenca correspondiente se construyó la Figura 6.1 la cual muestra la gráfica de caja y bigotes resultante en el análisis estadístico del caudal de cada una de las corrientes estudiadas. Destacan por su caudal  $>5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  los aforos del Río Zula en la estación E7 ( $6.866 \pm 4.354 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ), la del Río Santiago en la estación E15 ( $6.641 \pm 2.572 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) de Poncitlán, la del Arroyo El Ahogado en la estación E11 ( $5.339 \pm 3.865 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ), la del Río Santiago en la estación E16 ( $25.783 \pm 12.701 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) de Ixtlahuacán del Río, y en el Río Calera en la estación E23 ( $12.252 \pm 18.369 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) (ver Figura 6.1 y Tabla 6.1).



A lo largo del documento se estableció que en las representaciones gráficas el orden de las estaciones se mencione conforme estas van surgiendo a lo largo del recorrido del río a lo largo de la cuenca, es decir desde la estación E1 en el Alto Zula hasta su confluencia con el Río Santiago en la estación E7; y desde la estación E7 hasta la confluencia con la estación del Río La Calera E23, y finalmente hasta la estación del Río Amatitán E24 y Río Los Sabinos E25 en la subcuenca del Presa Santa Rosa-Río Bolaños. La Tabla 6.2 muestra las estaciones ubicadas en cada una de las subcuencas seleccionadas en el programa de monitoreo en donde se asocia un código de colores para facilitar su identificación en las gráficas correspondientes.

**Tabla 6.2.** Subcuencas seleccionadas del Río Santiago-Guadalajara y las estaciones de monitoreo asociadas a cada subcuenca.

Código de color	Subcuenca	Estaciones
	Río Zula	E1, E2, E3, E6, E8, E7
	Lago de Chapala-Río Corona	<i>Ninguna</i>
	Río La Laja	E9, E10
	Río Calderón	E5, E4
	Río Corona-Río Verde	E15, E12, E13, E14, E11, E18, E19, E20
	Río Gigantes	E16
	Río Verde-Presa Santa Rosa	E22, E17, E21
	Río Cuixtla	E23
	Río Chico	<i>Ninguna</i>
	Presa de Santa Rosa-Río Bolaños	E24, E25



**Figura 6.1.** Caudal promedio ( $Q_{prom}$ ) en el periodo en los afluentes monitoreados por corriente fluvial en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

Es relevante considerar la carga de contaminación que pueden tener cada uno de los afluentes directos al Río Santiago como criterio de priorización de los cauces, lo cual será discutido más adelante en la sección correspondiente de este documento. Para fines prácticos se definió la siguiente clasificación de flujos:

- 1) Muy Bajo:  $[Q_{prom}] < 0.50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ,
- 2) Bajo:  $0.50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \geq [Q_{prom}] < 1.0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ,
- 3) Intermedio:  $1.0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \geq [Q_{prom}] < 3.0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ,
- 4) Alto:  $3.0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \geq [Q_{prom}] < 5.0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .
- 5) Muy Alto:  $[Q_{prom}] \geq 5.0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ,

Se asignaron los valores 1, 2, 3, 4, y 5 a cada caudal de acuerdo a como se muestra en la Tabla 6.1.

**Tabla 6.1.** Caudales promedio ( $Q_{prom}$ ) medido en cada una de las estaciones de monitoreo en el periodo de estudio y clasificación de cauces de acuerdo al flujo.

Est	Nombre	Microcuenca	Cuerpo de agua	$Q_{prom}$ (m <sup>3</sup> /s)	Desv. Est. (m <sup>3</sup> /s)	Muy bajo 1	Bajo 2	Inter-medio 3	Alto 4	Muy Alto 5
E1	Arandas	Arandas	Arroyo La Madrastra	0.154	±0.166	X				
E2	Atotonilco el Alto	Alto Zula	Arroyo El Taretán	0.125	±0.126	X				
E3	La Ladera	San José de Gracia	Arroyo Los Morales	1.737	±1.512			X		
E4	Gaviotas	Calderón	Río Calderón	1.433	±1.734			X		
E5	Carretera San Jose de Gracia	Calderón	Río Calderón	0.402	±0.454	X				
E6	San Miguel	Tototlán	Arroyo Tierras Coloradas	0.426	±0.472	X				
E7	Ocotlán Centro	Bajo Zula	Río Zula	6.866	±4.354					X
E8	Los Cerritos	Bajo Zula	Arroyo Chico	1.564	±1.729			X		
E9	La Laja	Puente de Calderón	Arroyo Grande	0.661	±0.677		X			
E10	Zapotlanejo	Puente de Calderón	Río Zapotlanejo	0.915	±0.911		X			
E11	La Azucena	El Ahogado	Arroyo El Ahogado	5.339	±3.865					X
E12	La Noria	El Salto-Juanacatlán	Río Santiago	3.545	±1.938				X	
E13	Río Santiago antes de El Ahogado	El Salto-Juanacatlán	Río Santiago	1.967	±0.957		X			
E14	Carretera GDL-Chapala	El Salto-Juanacatlán	Arroyo Las Pintas	2.863	±0.759		X			
E15	Presa Corona	Poncitlán	Río Santiago	6.641	±2.572					X
E16	Puente paso a Guadalupe	Ixtlahuacán del Río	Río Santiago	25.783	±12.701					X
E17	Rancho La Soledad	La Soledad	Río La Soledad	0.104	±0.061	X				
E18	Plan de Oriente	El Ahogado	Arroyo El Ahogado	0.506	±0.438		X			
E19	Villa Fontana	El Ahogado	Arroyo Las Pintas	0.232	±0.275	X				
E20	San Jose del Quince	El Ahogado	Arroyo el Ahogado	2.462	±2.145			X		
E21	El Arenal	Presa Santa Rosa	Río Arenal	0.906	±0.906		X			
E22	San Isidro	Valle de Tesistán	Río Blanco	0.928	0.274		X			
E23	San Cristóbal de la Barranca	García de la Cadena	Río La Calera	12.252	±18.369					X
E24	La Mata	Tequila	Río Amatitán	0.248	±0.105	X				
E25	Los Sabinos	Del sabino-Atequiza	Río Los Sabinos	3.321	±1.550				X	

## 7. CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS

La temperatura, la turbidez y los sólidos suspendidos totales (SST), entre otros parámetros, en los ríos pueden verse muy afectados por actividades humanas como la agricultura, la deforestación y el uso de agua para procesos industriales. Por ejemplo, en zonas del río en donde se presentan altas tasas de erosión (p. ej., pendientes empinadas, fuertes lluvias, rocas altamente erosionables) en donde la concentración de los SST naturales es relativamente alta, la agricultura intensiva contribuye aún más al aporte de sedimentos incrementándose la concentración de los SST (Chapman, 1996).

En muchas partes del mundo no existen regulaciones para proteger la calidad del agua y la integridad ambiental de los ríos, y en aquellas partes del mundo donde existen reglas, a menudo no se aplican de manera efectiva o consistente. Como tal, muchos ríos sufren de forma aguda una variedad de contaminantes que presentan riesgos para la vida vegetal y animal, el medio ambiente y la salud humana (Hydro International, 2022). Los ríos son parte integral tanto de la sociedad humana como del medio ambiente en general, y la contaminación de esos ríos puede causar una variedad de efectos adversos para la vida vegetal, animal y humana. El ecosistema fluvial acumula y transporta la contaminación, concentrando contaminantes orgánicos e inorgánicos de manera que dañan la flora, la fauna y la salud humana, además de transportarlos, en última instancia, al mar (Hydro International, 2022). Además del impacto ambiental, un aspecto que no debe pasarse por alto es el económico; los ríos son tanto una forma de vida como un sustento para un gran número de personas, proporcionando ingresos a través de la pesca y la acuicultura, y un río contaminado habrá agotado las reservas de peces, crustáceos y otras especies acuáticas de las que dependen algunas economías (Hydro International, 2022).

En este capítulo se revisarán los resultados cualitativos y cuantitativos de algunos de los parámetros físicoquímicos que mayormente influyen en los procesos de eutrofización y contaminación en las corrientes fluviales. Se analizan los resultados considerando los valores umbrales que establece las directivas nacionales e internacionales para la protección de la vida acuática y para cada parámetro se evalúa el nivel de contaminación y riesgo que representa el exceder los valores establecidos en dichos umbrales.

### 7.1. Nitrógeno total

El nitrógeno es esencial para los organismos vivos como componente importante de las proteínas, incluido el material genético. Las plantas y los microorganismos convierten el nitrógeno inorgánico en formas orgánicas. En el medio ambiente, el nitrógeno inorgánico se presenta en una variedad de estados de oxidación como nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) y nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), el ion amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) y nitrógeno molecular ( $\text{N}_2$ ). Sufre transformaciones biológicas y no biológicas en el medio ambiente como parte del ciclo del nitrógeno. Los principales procesos

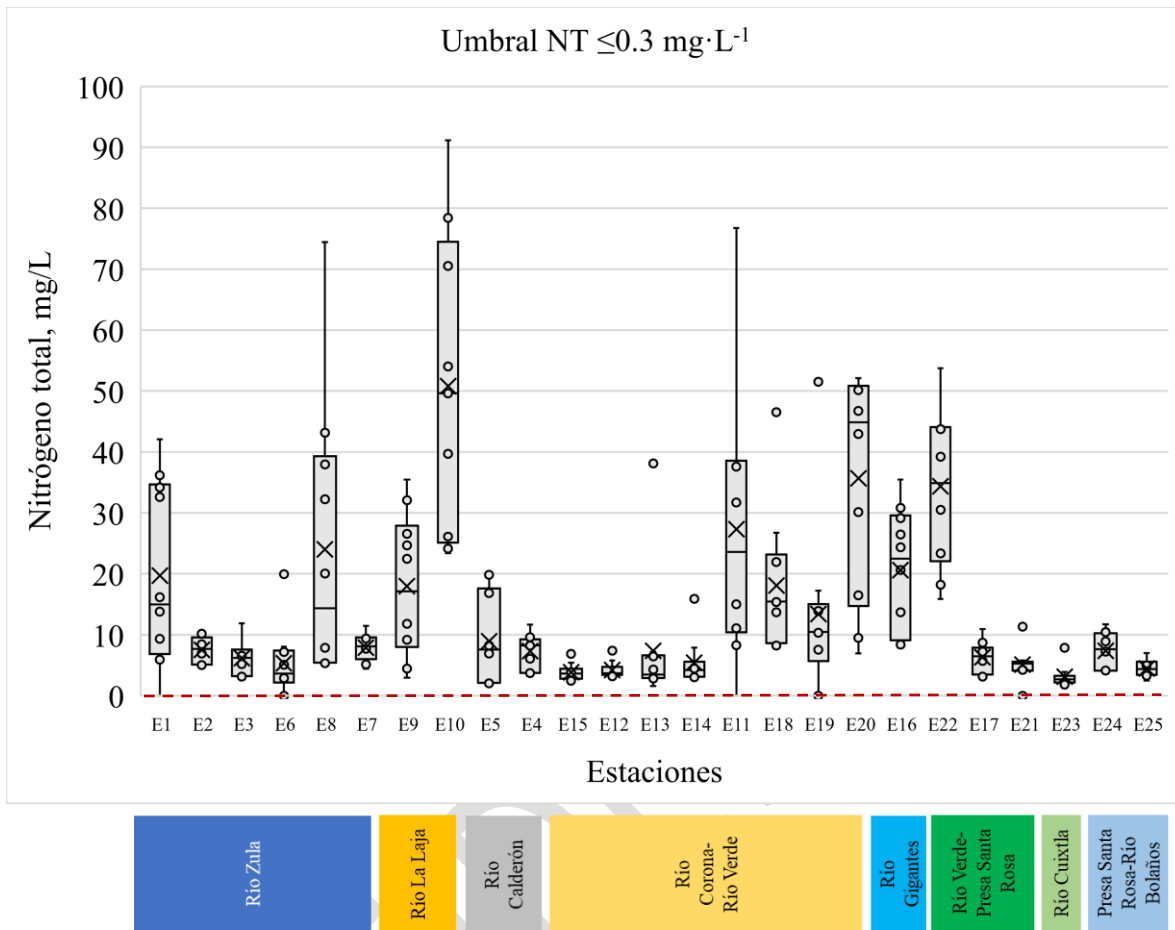
no biológicos implican transformaciones de fase como volatilización, sorción y sedimentación. Las transformaciones biológicas consisten en: a) asimilación de formas inorgánicas (amoníaco y nitrato) por plantas y microorganismos para formar nitrógeno orgánico, p. aminoácidos, b) reducción de gas nitrógeno a amoníaco y nitrógeno orgánico por microorganismos, c) conversiones heterótrofas complejas de un organismo a otro, d) oxidación de amoníaco a nitrato y nitrito (nitrificación), e) amonificación de nitrógeno orgánico a producir amoníaco durante la descomposición de la materia orgánica, y f) reducción bacteriana de nitrato a óxido nitroso ( $N_2O$ ) y nitrógeno molecular ( $N_2$ ) en condiciones anóxicas (desnitrificación) (Chapman, 1996).

La LFD no establece límites para la concentración de nitrógeno total en cuerpos de agua dulce. Para identificar los cuerpos de agua superficial en riesgo y protegerlos de la eutrofización, la USEPA desarrolló pautas que establecen que las concentraciones de NT no deben exceder los  $0.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  en arroyos y ríos o  $0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  en lagos y embalses (Xu et al., 2014).

En el análisis de la base de datos de calidad del agua para la construcción de la Figura 7.1 se consideraron como valores atípicos: los valores observados en la estación E1 ( $93.78 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) de febrero del 2022, observado en la estación E10 ( $237.82 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) el mes de enero del 2022, y el observado en la estación E11 ( $106.29 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) el mes de diciembre del 2021.

De acuerdo con la Figura 7.1 el valor establecido por la USEPA (2022) como criterio para protección de la vida acuática para el NT en arroyos y ríos se excede en todas las estaciones monitoreadas en el área de estudio. Sin embargo, son especialmente relevantes las elevadas concentraciones de NT observadas en algunos cuerpos de agua. Si consideramos únicamente las estaciones que exceden el valor de NT de  $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  – lo cual supera más de 30 veces el valor límite establecido por la USEPA – encontramos que exceden este valor las siguientes estaciones localizadas en las corrientes tributarias:

- a) La E1 (Arroyo La Madrastra) y la E8 (Arroyo Chico) en la subcuenca del Río Zula.
- b) La E9 (Arroyo Grande) y la E10 (Río Zapotlanejo) localizadas en la microcuenca de Puente de Calderón en la subcuenca del Río La Laja;
- c) Las E11 (Arroyo El Ahogado), E18 (Arroyo El Ahogado), E19 (Arroyo Las Pintas), y E20 (Arroyo El Ahogado) localizadas en la microcuenca de El Ahogado localizada dentro de la subcuenca del R. Corona-Verde; y
- d) La E9 (Arroyo Grande) y E10 (Río Zapotlanejo) de la subcuenca del Río La Laja.
- e) La E22 (Río Blanco) localizada en la microcuenca del Valle de Tesistán que forma parte de la subcuenca Río Verde-Presa de Santa Rosa.
- f) La E16 (Río Santiago) en Ixtlahuacán del Río.



**Figura 7.1.** Concentración promedio en el periodo de nitrógeno total (NT) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

## 7.2. Nitrógeno amoniacal

El amoníaco se encuentra naturalmente en los cuerpos de agua como resultado de la descomposición de la materia orgánica e inorgánica nitrogenada en el suelo y el agua, la excreción por la biota, la reducción del gas nitrógeno en el agua por parte de los microorganismos y el intercambio de gases con la atmósfera. También se descarga en cuerpos de agua mediante algunos procesos industriales (por ejemplo, la producción de pulpa y papel a base de amoníaco) y también como componente de los desechos municipales o comunitarios. A ciertos niveles de pH, las altas concentraciones de amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) son tóxicas para la vida acuática y, por lo tanto, perjudiciales para el equilibrio ecológico de los cuerpos de agua. En solución acuosa, el amoníaco no ionizado existe en equilibrio con el ion amonio. El amoníaco total es la suma de estas dos formas. El amoníaco también forma complejos con varios iones metálicos y puede adsorberse en partículas coloidales, sedimentos en suspensión y sedimentos de lecho. También puede intercambiarse entre los sedimentos y el agua suprayacente. La concentración de amoníaco no ionizado depende de la temperatura,

el pH y la concentración total de amoníaco. Pueden ocurrir pérdidas sustanciales de amoníaco a través de la volatilización con el aumento del pH (Chapman, 1996).

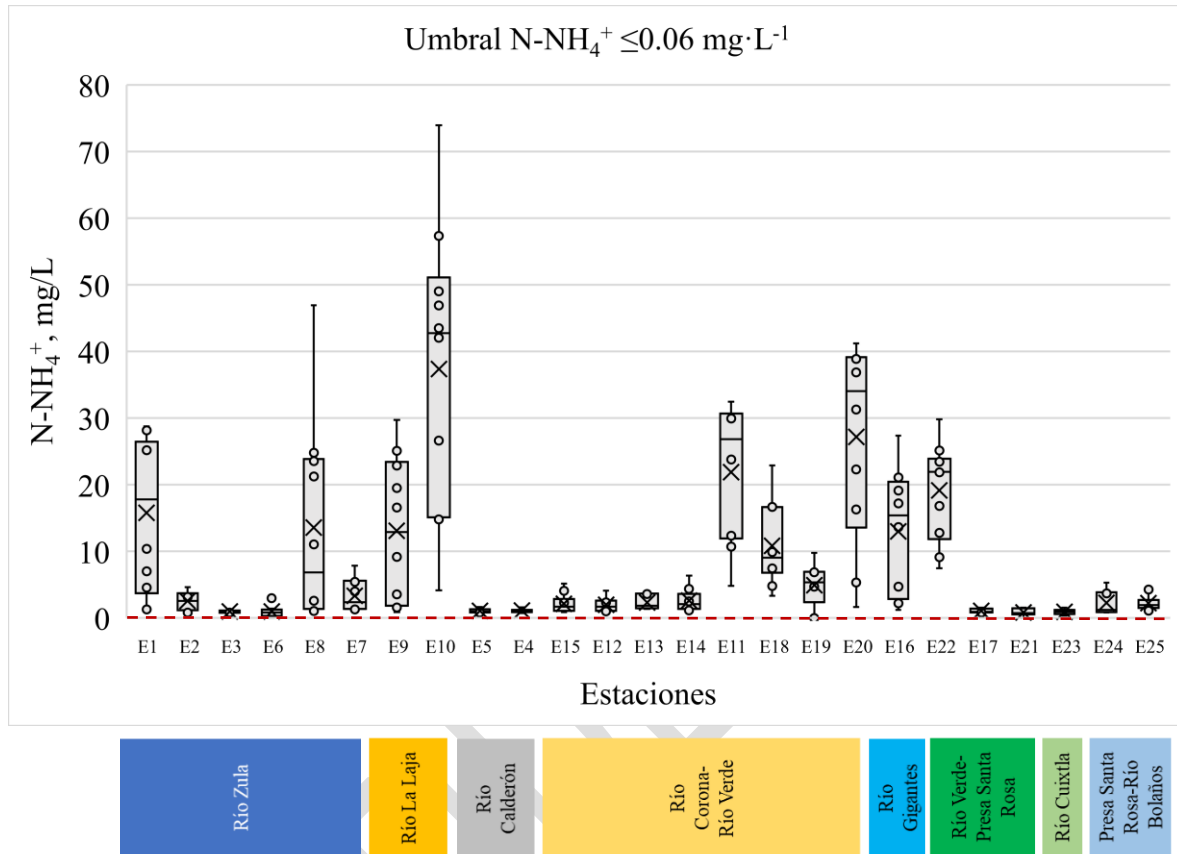
Las aguas no contaminadas contienen pequeñas cantidades de amoníaco y compuestos amoniacales, normalmente  $<0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ N}$ . Las concentraciones totales de amoníaco medidas en las aguas superficiales suelen ser inferiores a  $0.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ N}$ , pero pueden llegar a 2 a 3  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ N}$ . Concentraciones más altas podrían ser un indicio de contaminación orgánica, como la procedente de aguas residuales domésticas, residuos industriales y escorrentía de fertilizantes en las zonas agrícolas. El amoníaco es, por lo tanto, un indicador útil de la contaminación orgánica. Las fluctuaciones estacionales naturales también ocurren como resultado de la muerte y descomposición de los organismos acuáticos, particularmente el fitoplancton y las bacterias en aguas ricas en nutrientes. También se pueden encontrar altas concentraciones de amoníaco en las aguas del fondo de los lagos que se han vuelto anóxicos (Chapman, 1996).

En el caso del nitrógeno amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ) la LFD señala un límite de  $0.06 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  como criterio para la protección de la vida acuática se observa un comportamiento similar al del nitrógeno total (NT). La concentración de  $\text{N-NH}_4^+$  en el periodo está excedida en varios órdenes de magnitud con respecto al valor límite establecido por la LFD en todas las estaciones monitoreadas. Sin embargo, se presentan desviaciones de más de 100 veces sobre el valor límite establecido por la LFD en las estaciones de las siguientes corrientes tributarias (ver Figura 7.2):

- a) La E1 de la subcuenca del Río Zula,
- b) La E8 (Arroyo Chico) en la parte baja del Río Zula,
- c) Las E9 y E10 de la subcuenca del Río La Laja, y
- d) Las E11, E18, E19, y E20 de la microcuenca de El Ahogado localizada dentro de la subcuenca del Río Corona-Verde;
- e) Las E22 del Río Blanco y E16 del Río Santiago en Ixtlahuacán del Río ambas localizadas dentro de la subcuenca del Río Verde-Presa de Santa Rosa.

En el análisis de la base de datos de concentración de  $\text{N-NH}_4^+$  en el periodo, se consideró que el dato de enero del 2022 ( $39.45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) es un valor atípico. En el caso de la estación E16, aunque no se trata de una corriente tributaria, se consideró conveniente hacer notar el efecto de las descargas de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Agua Prieta las cuales elevan la concentración del  $\text{N-NH}_4^+$  en este punto. Por otra parte, la estación E22 muestra una fuerte contaminación en las aguas del Río Blanco que como se indicó anteriormente recibe las aguas residuales de los asentamientos urbanos localizados en la microcuenca del Valle de Tesistán en el municipio de Zapopan (González-Pérez & López-Lara, 2018) (Figura 7.2). Las aguas de Río Blanco descargan justo antes del punto donde se

monitorea la estación E16 razón por la cual influyen igualmente en las condiciones de calidad del agua del Río Santiago en este punto.



**Figura 7.2.** Concentración promedio en el periodo de nitrógeno amoniacal ( $N-NH_4^+$ ) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 7.3. Nitratos y nitritos

El ion nitrato ( $NO_3^-$ ) es la forma común de nitrógeno combinado que se encuentra en las aguas naturales. Puede reducirse bioquímicamente a nitrito ( $NO_2^-$ ) mediante procesos de desnitrificación, generalmente en condiciones anaeróbicas. El ion nitrito se oxida rápidamente a nitrato. Las fuentes naturales de nitrato en las aguas superficiales incluyen las rocas ígneas, el drenaje de la tierra y los desechos de plantas y animales. El nitrato es un nutriente esencial para las plantas acuáticas y las fluctuaciones estacionales pueden ser causadas por el crecimiento y la descomposición de las plantas. Las concentraciones naturales, que rara vez superan los  $0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  de  $N-NO_3^-$ , pueden verse aumentadas por las aguas residuales municipales e industriales, incluidos los lixiviados de los vertederos y los rellenos sanitarios. En áreas rurales y suburbanas, el uso de fertilizantes de nitrato inorgánico puede ser una fuente importante (Chapman, 1996).



Cuando están influenciadas por las actividades humanas, las aguas superficiales pueden tener concentraciones de nitrato de hasta  $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$ , pero a menudo menos de  $1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$ . Las concentraciones superiores a  $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  de  $\text{N-NO}_3^-$  suelen indicar contaminación por desechos humanos o animales, o escorrentía de fertilizantes. En casos de contaminación extrema, las concentraciones pueden alcanzar los  $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$ . El límite máximo recomendado por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para el  $\text{NO}_3^-$  en el agua potable es de  $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (o  $11.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  como  $\text{N-NO}_3^-$ ), y las aguas con concentraciones más altas pueden representar un riesgo significativo para la salud. En los lagos, las concentraciones de nitrato superiores a  $0.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$  tienden a estimular el crecimiento de algas e indican posibles condiciones eutróficas (Chapman, 1996).

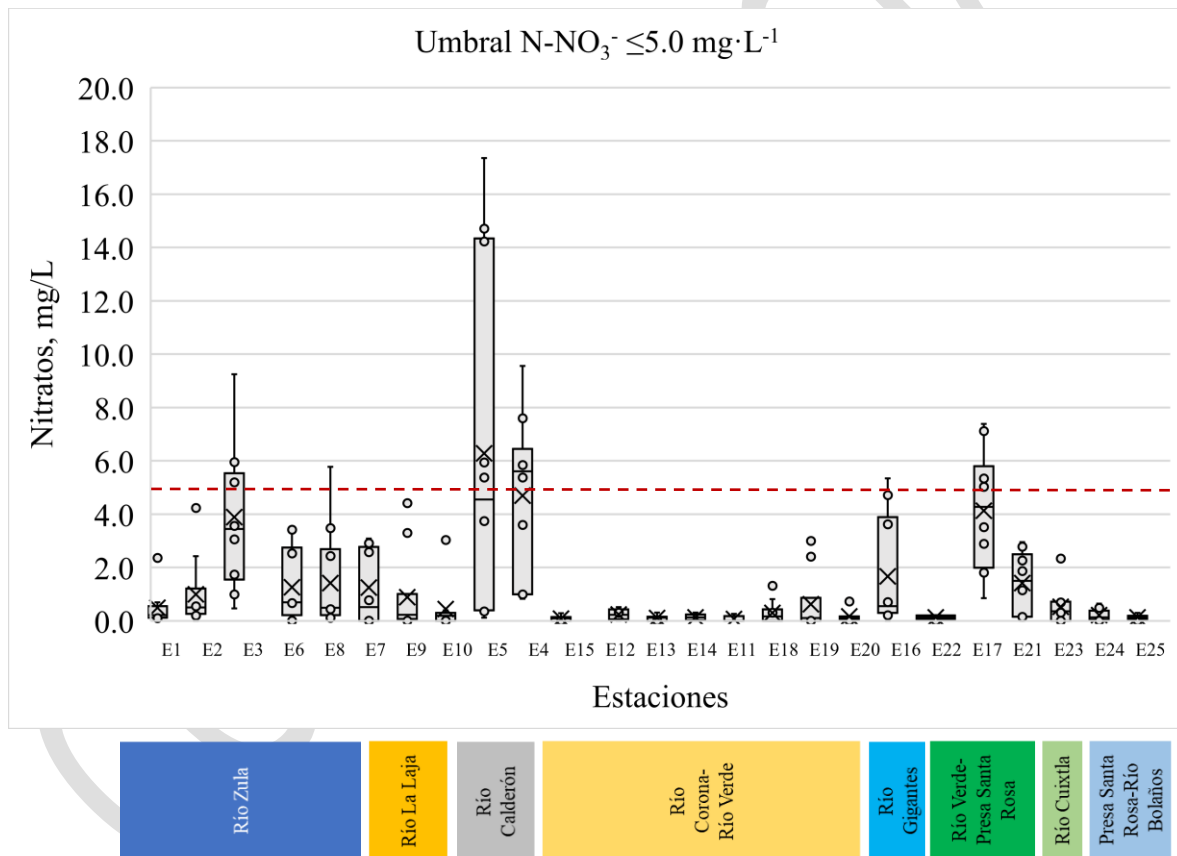
El nitrato se encuentra de forma natural en las aguas subterráneas como resultado de la lixiviación del suelo, pero en áreas de alta aplicación de fertilizantes nitrogenados puede alcanzar concentraciones muy altas ( $\sim 500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$ ). En algunas zonas, los fuertes aumentos de las concentraciones de nitratos en las aguas subterráneas durante los últimos 20 o 30 años se han relacionado con el aumento de las aplicaciones de fertilizantes. Sin embargo, el aumento de la aplicación de fertilizantes no es la única fuente de lixiviación de nitratos a las aguas subterráneas. La lixiviación de nitratos de pastizales no fertilizados o vegetación natural normalmente es mínima, aunque los suelos en tales áreas contienen suficiente materia orgánica para ser una gran fuente potencial de nitratos (debido a la actividad de las bacterias nitrificantes en el suelo). Al limpiar y arar para el cultivo, la mayor aireación del suelo que se produce mejora la acción de las bacterias nitrificantes y la producción de nitrato del suelo (Chapman, 1996).

La determinación de nitrato más nitrito en aguas superficiales da una indicación general del estado nutricional y el nivel de contaminación orgánica. En consecuencia, estas especies se incluyen en la mayoría de los estudios básicos de la calidad del agua y en los programas de seguimiento multipropósito o de fondo, y se incluyen específicamente en los programas de seguimiento del impacto de los insumos industriales orgánicos o relevantes. Como resultado del riesgo potencial para la salud de los altos niveles de nitrato, también se mide en las fuentes de agua potable. Sin embargo, como se elimina poco nitrato durante los procesos normales para el tratamiento del agua potable, el agua potable tratada también debe analizarse cuando las concentraciones de nitrato son altas en la fuente de agua (Chapman, 1996).

La LFD de derechos establece los valores límites de concentración de nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) en  $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  como  $\text{N-NO}_3^-$  y para nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) en  $0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  como  $\text{N-NO}_2^-$ , en ambos casos estos valores se corresponden al uso de agua como fuente de abastecimiento para uso público y no establece valores límite para el uso agrícola o para la protección de la vida acuática. Por otra parte, la USEPA establece límites de ambos analitos dependiendo de la región del país en la cual se realicen las mediciones (USEPA, 2022).

Para la construcción de la Figura 7.3A se identificaron tres valores atípicos los cuales fueron retirados del conjunto de datos usador para la elaboración de la gráfica. Estos valores fueron el de septiembre de 2021 para la estación E1 (10.90 mg·L<sup>-1</sup>), el de diciembre de la estación E14 (13.98 mg·L<sup>-1</sup>), y el de octubre del 2021 de la estación E24 (5.39 mg·L<sup>-1</sup>).

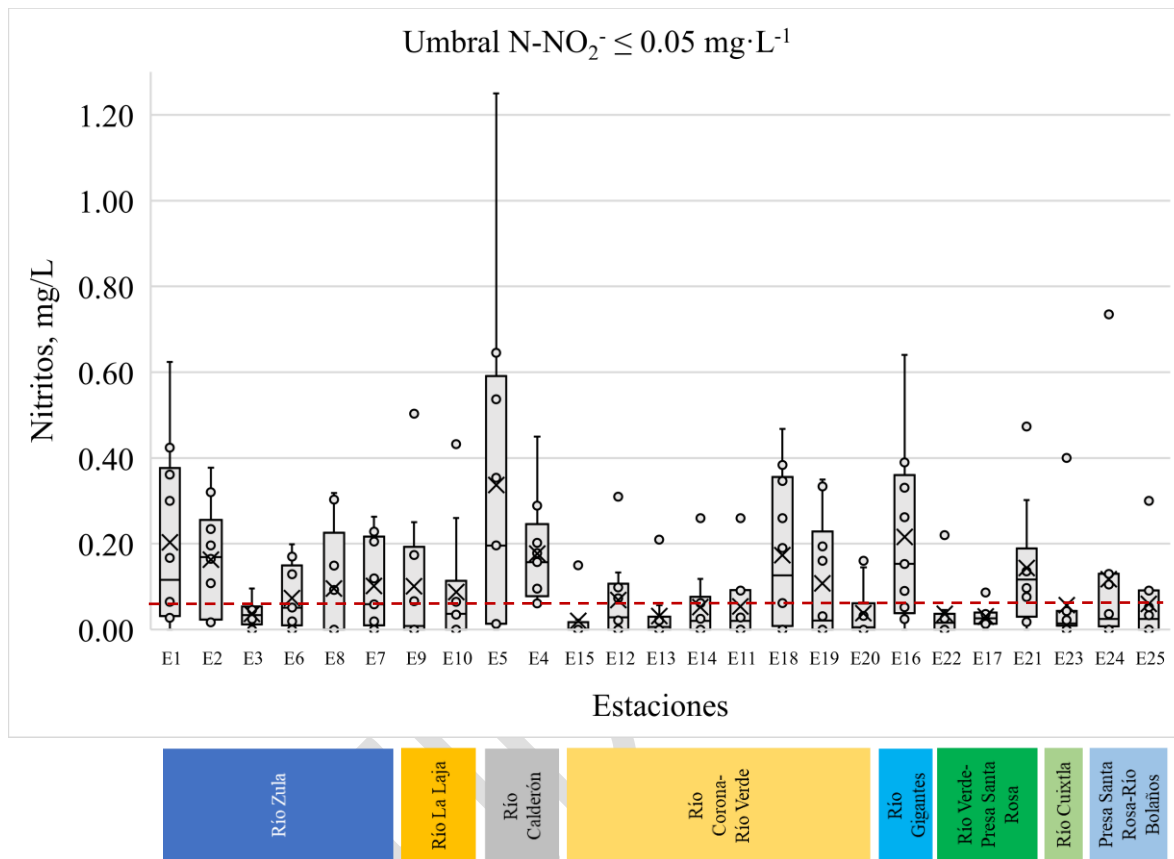
Considerando los valores límites establecidos por la LFD para el primer uso en la Figura 7.3A se muestra que únicamente las estaciones E4 y E5 del Río Calderón, ambas localizadas aguas arriba de la Presa Calderón presentaron valores por arriba del valor límite establecido por la LFD. Sin embargo, la estación E3 (Arroyo Los Morales) en la microcuenca de San José de Gracia localizada dentro de la subcuenca del Río Zula, y la estación 17 (Río La Soledad) localizado al norte del municipio de Zapopan, igualmente presentan valores muy cercanos a los establecidos por la LFD (Figura 7.3A).



**Figura 7.3A.** Concentración promedio en el periodo de nitratos (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

Para la construcción de la Figura 7B se consideraron como valores atípicos todos aquellos en donde la concentración medida de N-NO<sub>2</sub> fue ≥ 2.0 mg·L<sup>-1</sup>. En la Figura 7.3B se muestra que en todas las estaciones monitoreadas las concentraciones de nitritos exceden el valor establecido por la LFD de 0.05 mg·L<sup>-1</sup> como N-NO<sub>2</sub> para el uso del agua como fuente

de abastecimiento para uso público. Este resultado es indicativo de un riesgo latente de contaminación por nitritos de los acuíferos localizados dentro de los límites de la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.



**Figura 7.3B.** Concentración promedio en el periodo de nitritos ( $N-NO_2^-$ ) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

#### 7.4. Nitrógeno orgánico

El nitrógeno orgánico consiste principalmente en sustancias proteicas (p. ej., aminoácidos, ácidos nucleicos y orina) y el producto de sus transformaciones bioquímicas (p. ej., ácidos húmicos y ácidos fúlvicos). El nitrógeno orgánico está naturalmente sujeto a las fluctuaciones estacionales de la comunidad biológica porque se forma principalmente en el agua por el fitoplancton y las bacterias, y se recicla dentro de la cadena alimentaria. El aumento de las concentraciones de nitrógeno orgánico podría indicar la contaminación de un cuerpo de agua (Chapman, 1996). El amoníaco y el nitrógeno orgánico pueden ingresar al agua a través de los efluentes de aguas residuales y la escorrentía de la tierra donde se ha aplicado o almacenado estiércol (USGS, 2018). El nitrógeno orgánico generalmente se determina usando el método Kjeldahl que da el nitrógeno amoniacal total más el nitrógeno

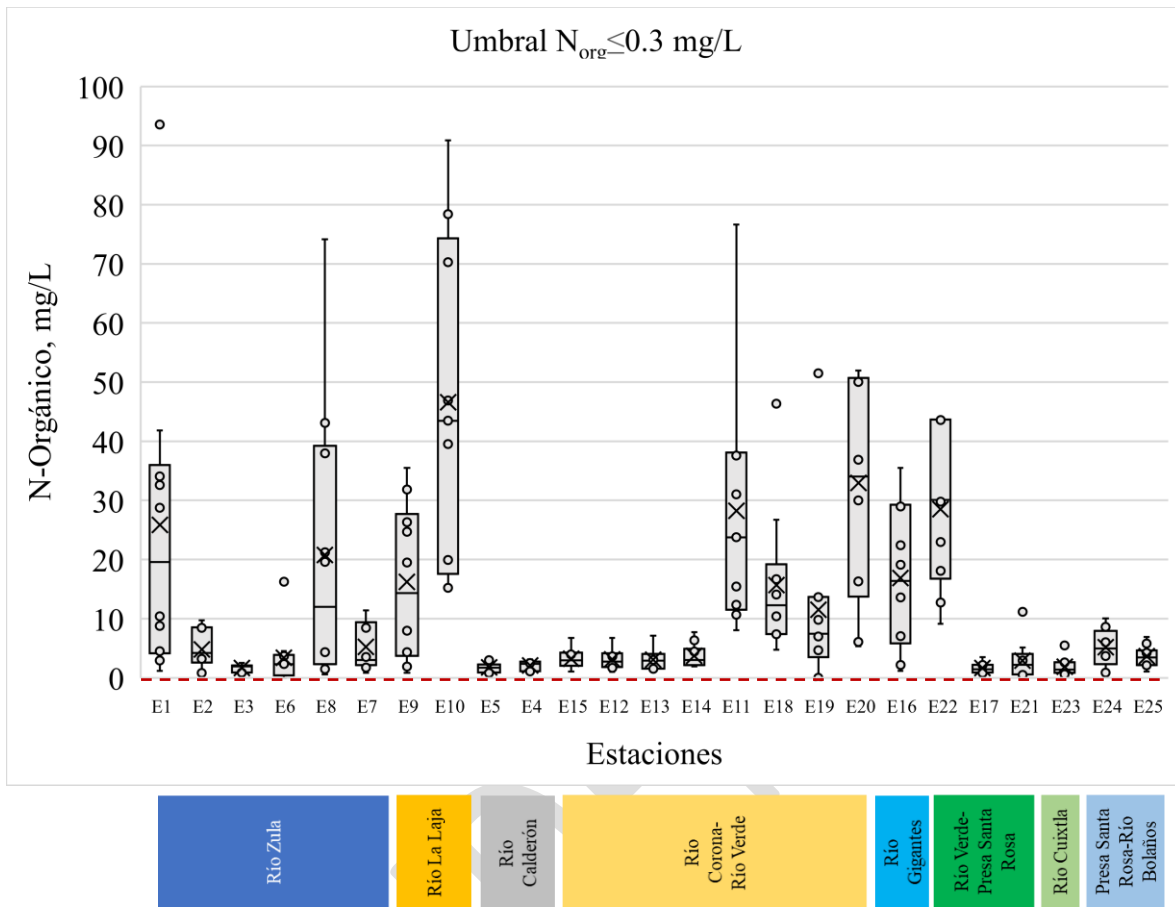
orgánico total (N-Kjeldahl). La diferencia entre el nitrógeno total y las formas inorgánicas da el contenido de nitrógeno orgánico total (Chapman, 1996).

No obstante que la LFD no establece límites específicos en cuanto a los niveles permisibles de nitrógeno orgánico en cuerpos de agua, podemos inferir en dónde se observaron problemas de contaminación considerando que la USEPA establece que las concentraciones de NT no deben exceder los  $0.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  en arroyos y ríos. Adicionalmente, de acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT-2021 las concentraciones de NT en las descargas de las aguas residuales a cuerpos de agua nacionales no deben exceder de  $30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  como promedio diario en descargas directas a ríos, arroyos, canales, y drenes (DOF, 2022). Esta concentración excede en 100 veces la establecida por la USEPA como criterio para las concentraciones propias medidas directamente en las aguas de arroyos y ríos.

En el análisis de la base de datos de calidad del agua, se decidió considerar como valores atípicos los reportados en la base de datos para enero del 2022 en la estación E10 ( $237.82 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) y para la medición de diciembre del 2021 en la estación E11 ( $106.07 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ).

De acuerdo con el criterio de la USEPA, el valor estipulado se excede en todas las concentraciones medias calculadas para el nitrógeno orgánico en todas las estaciones (Figura 7.4). Si seleccionamos aquellas estaciones que exceden 33 veces el valor establecido por la USEPA para N orgánico medidos en arroyos y ríos encontramos que las siguientes estaciones serían las mayormente comprometidas por exceder el valor de  $10.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ :

- a) La E1 de la subcuenca del Río Zula;
- b) La E8 (Arroyo Chico) en la parte baja del Río Zula;
- c) La E9 (Arroyo Grande) y E10 (Río Zapotlanejo) de la subcuenca del Río La Laja;
- d) Las E11, E18, E19 y E20 localizadas en el Arroyo El Ahogado;
- e) La E16 localizada sobre el Río Santiago en la microcuenca de Ixtlahuacán del Río;
- f) La estación 22 localizada en Río Blanco en la microcuenca del Valle de Tesistán y en la subcuenca Río Verde-Presa Santa Rosa.



**Figura 7.4.** Concentración promedio en el periodo de nitrógeno orgánico ( $N_{org}$ ) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 7.5. Fósforo total

El fósforo es un nutriente esencial para los organismos vivos y existe en los cuerpos de agua tanto en forma disuelta como en forma de partículas. Generalmente es el nutriente limitante para el crecimiento de algas y, por lo tanto, controla la productividad primaria de un cuerpo de agua. Los aumentos artificiales en las concentraciones debido a las actividades humanas son la causa principal de la eutrofización (Chapman, 1996). En las aguas naturales y en las aguas residuales, el fósforo se presenta principalmente como ortofosfatos y polifosfatos disueltos y fosfatos ligados orgánicamente. Los cambios entre estas formas ocurren continuamente debido a la descomposición y síntesis de formas ligadas orgánicamente y formas inorgánicas oxidadas (Chapman, 1996).

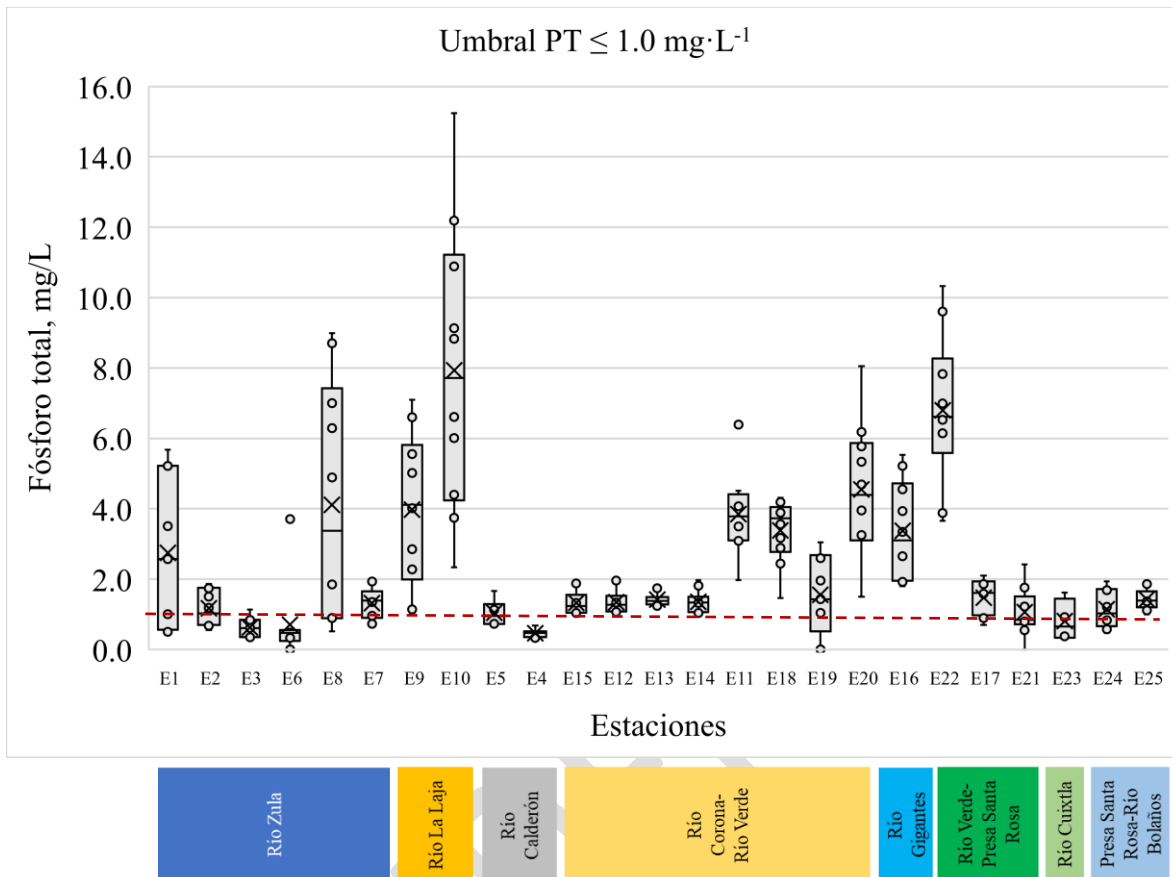
Las fuentes naturales de fósforo son principalmente la meteorización de las rocas que contienen fósforo y la descomposición de la materia orgánica. Las aguas residuales domésticas (particularmente las que contienen detergentes), los efluentes industriales y la escorrentía de fertilizantes contribuyen a niveles elevados en las aguas superficiales. El

fósforo asociado con los componentes orgánicos y minerales de los sedimentos en los cuerpos de agua también puede ser movilizado por bacterias y liberado a la columna de agua (Chapman, 1996).

El fósforo rara vez se encuentra en altas concentraciones en aguas dulces, ya que las plantas lo absorben activamente. Como resultado, puede haber considerables fluctuaciones estacionales en las concentraciones en las aguas superficiales. En la mayoría de las aguas superficiales naturales, el fósforo oscila entre 0.005 y 0.020 mg·L<sup>-1</sup> de P-PO<sub>4</sub>. Se pueden encontrar concentraciones tan bajas como 0.001 mg·L<sup>-1</sup> de P-PO<sub>4</sub> en algunas aguas prístinas y tan altas como 200 mg·L<sup>-1</sup> P-PO<sub>4</sub> en algunas aguas salinas cerradas. Los niveles medios de las aguas subterráneas son de alrededor de 0.02 mg·L<sup>-1</sup> P-PO<sub>4</sub> (Chapman, 1996). Altas concentraciones de fosfatos pueden indicar la presencia de contaminación y son en gran parte responsables de las condiciones eutróficas. La gestión de un lago o embalse, en particular para el suministro de agua potable, requiere un conocimiento de los niveles de fosfato para poder ayudar a interpretar las tasas de crecimiento de algas (Chapman, 1996).

El Lago de Chapala es el cuerpo de agua que da origen al Río Grande de Santiago, de acuerdo con de Anda et al. (2000), el fósforo es uno de los nutrientes que se encuentran en abundancia en este lago dado que las concentraciones de fósforo total alcanzaron en el periodo 1991-1997 un valor promedio de 0.62 ± 0.50 mg·L<sup>-1</sup> y en particular en la estación localizada en la desembocadura al Río Santiago fue de 1.23 ± 1.45 mg·L<sup>-1</sup> en este mismo periodo. Estas concentraciones en general exceden en varios órdenes de magnitud los valores establecidos como referencia por la LFD de 0.1 mg·L<sup>-1</sup> para fuentes de abastecimiento para uso público y de 0.05 mg·L<sup>-1</sup> para la protección de la vida acuática (Figura 7.5). Por lo que se considera para el análisis de este nutriente en las estaciones monitoreadas un criterio de concentración de 1.0 mg·L<sup>-1</sup> el cual es 20 veces mayor que el establecido por la LFD para la protección de la vida acuática. De esta forma las corrientes tributarias que se identifican con mayor nivel de contaminación por este nutriente son:

- a) Las estaciones E1, E2, E 7, y E8 del Río Zula;
- b) Las estaciones E9 y E10 del Arroyo Grande y Río Zapotlanejo en la subcuenca del Río La Laja;
- c) Las estaciones E11, E12, E13, E14, E15, E18, E19, E20, y E25 del Arroyo El Ahogado y del Río Los Sabinos localizados en la subcuenca del Río Corona-Verde.
- d) Las estaciones E17 y E22 del Río La Soledad y Río Blanco localizados en la subcuenca del Río Verde-Presa Santa Rosa.



**Figura 7.5.** Concentración promedio en el periodo de fósforo total (PT) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 7.6. Carbono orgánico total

El carbono orgánico en las aguas dulces surge de la materia viva (directamente de la fotosíntesis de las plantas o indirectamente de la materia orgánica terrestre) y también como componente de muchos materiales de desecho y efluentes. En consecuencia, la materia orgánica total en el agua puede ser una indicación útil del grado de contaminación, particularmente cuando las concentraciones pueden compararse aguas arriba y aguas abajo de fuentes potenciales de contaminación, como aguas residuales o descargas industriales o áreas urbanas (Chapman, 1996).

En aguas superficiales, las concentraciones de carbono orgánico total (COT) son generalmente de menos de  $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , y en aguas subterráneas menos de  $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , a menos que el agua reciba desechos municipales o industriales, o esté muy coloreada debido a la materia orgánica natural, como en los pantanos. En tales situaciones, las concentraciones de COT pueden exceder los  $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (las concentraciones de COT en las aguas residuales municipales oscilan entre 10 y  $>100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , según el nivel de tratamiento de las aguas

residuales). El carbono orgánico total consiste en material disuelto y particulado y, por tanto, se ve afectado por las fluctuaciones de los sólidos en suspensión, que pueden ser bastante pronunciadas en los ríos. El carbono orgánico disuelto y en partículas (COD y COP respectivamente) se puede determinar por separado después de filtrar la muestra a través de un filtro de fibra de vidrio (diámetro de poro de aproximadamente  $0.7 \mu\text{m}$ ), y esto se recomienda para estudios de ríos. En la mayoría de las aguas superficiales, los niveles de COD exceden los niveles de COP y están en el rango de 1 a  $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . Durante las inundaciones de los ríos, y durante todo el año en muchos ríos turbios, el COP es la forma más abundante (Chapman, 1996).

Como referencia, la NOM-001-SEMARNAT-2021 tiene por límite para el COT de  $180 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  como valor promedio diario para las descargas de aguas residuales en ríos, arroyos, canales, y drenes (DOF, 2022). La LFD establece límites para el COT únicamente para las fuentes de abastecimiento para uso público en  $1.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (LFD, 2021). Los criterios canadienses establecen de calidad del agua para el COT son  $2.0 \text{ mg/L}$  para el agua tratada y  $4.0 \text{ mg/L}$  para el agua de origen. Los criterios no deben excederse en ningún momento en los sistemas de agua potable que utilizan cloración para la desinfección (BC, 1998). En la literatura gris se menciona que un valor aceptable para COT en ríos es de  $7.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  aunque puede haber variaciones desde  $1.0$  hasta  $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (Veolia, 2022).

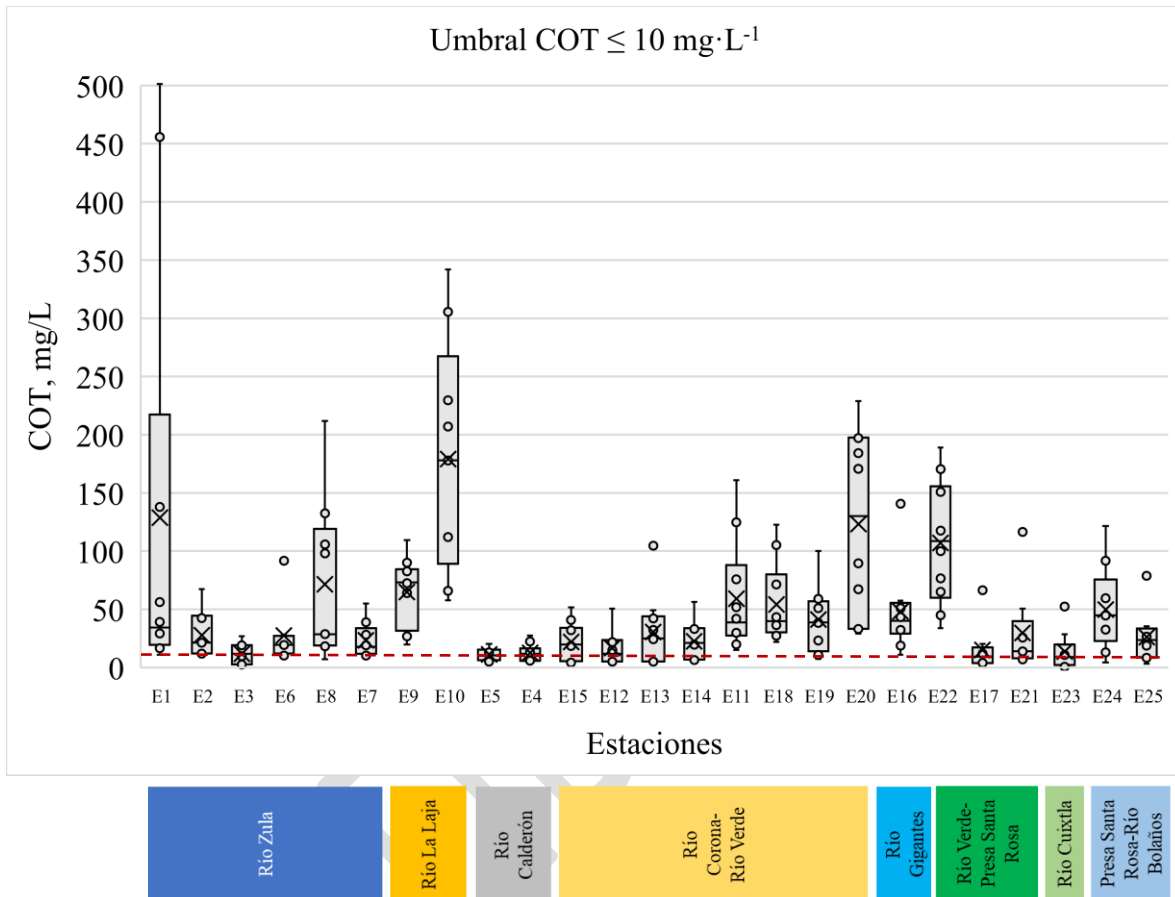
En el análisis de la base de datos se detectaron algunos valores atípicos en el mes de abril del 2022 en la estación E2 ( $200.93 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), en el mes de marzo del 2022 en la estación E8 ( $445.68 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), en el mes de enero del 2022 en la estación E10 ( $1,684.87 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), y en el mes de julio del 2021 en la estación E24 ( $283.20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ).

Considerando el rango bajo de concentración de  $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  de COT en el cual se puede suponer que el agua se encuentra contaminada con aguas residuales encontramos que prácticamente todos los arroyos y ríos tributarios monitoreados reciben aguas residuales sin tratar o con tratamiento limitado por exceder este valor límite (Figura 7.6). Si revisamos aquellos cuerpos de agua que cuenten con más de  $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  de COT como concentración promedio en el periodo, podemos observar que todos los cuerpos de agua monitoreados presentan algún grado de contaminación. Destacan como cuerpos de agua muy contaminados los siguientes:

- a) La E1 y E8 en la subcuenca del Río Zula;
- b) Las estaciones E9 (Arroyo Grande) y E10 (Río Zapotlanejo) localizadas en la subcuenca del Río La Laja;
- c) Las estaciones E11, E18, E19, y E20 del Arroyo El Ahogado localizada en la subcuenca Río Corona-Verde.



- d) Las estaciones E22 (Río Blanco), E16 (Río Santiago-Ixtlahuacán del Río), E21 (Río Arenal), y E24 (Río Amatitán) localizados en la subcuenca del Río Verde-Presa Santa Rosa.



**Figura 7.6.** Concentración promedio en el periodo de Carbono Orgánico Total (COT) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 7.7. Demanda química de oxígeno

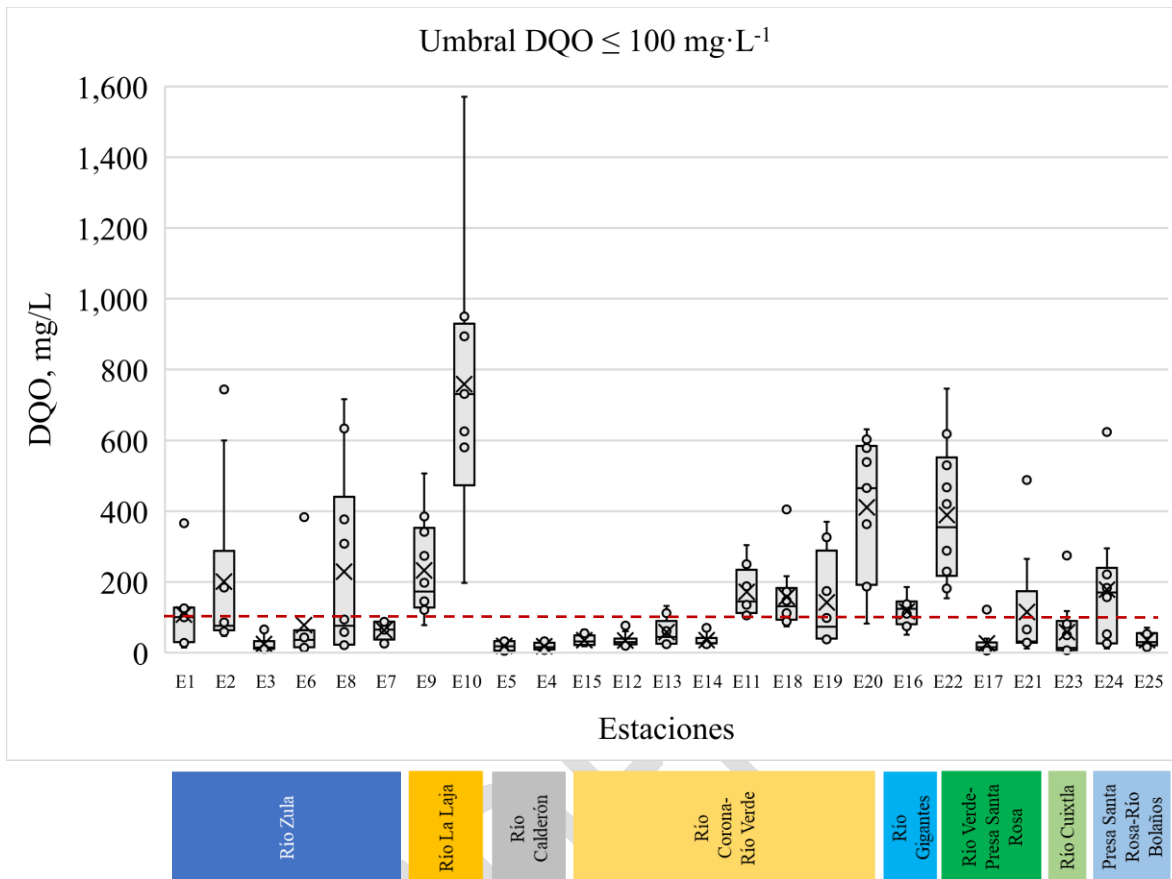
La demanda química de oxígeno (DQO) es una medida del equivalente de oxígeno de la materia orgánica en una muestra de agua que es susceptible de oxidación por un oxidante químico fuerte, como el dicromato. La DQO es ampliamente utilizada como medida de la susceptibilidad a la oxidación de los materiales orgánicos e inorgánicos presentes en los cuerpos de agua y en los efluentes de las plantas industriales y de alcantarillado. La prueba de DQO no es específica, ya que no identifica el material oxidable ni diferencia entre el material orgánico e inorgánico presente. De manera similar, no indica el carbono orgánico total presente ya que algunos compuestos orgánicos no se oxidan por el método del dicromato mientras que algunos compuestos inorgánicos sí se oxidan. No obstante, la DQO es una variable útil, que se mide rápidamente, para muchos desechos industriales y ha estado en uso

durante varias décadas (Chapman, 1996). Las concentraciones de DQO observadas en aguas superficiales van desde 20 mg·L<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> o menos en aguas no contaminadas hasta más de 200 mg·L<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> en aguas receptoras de efluentes.

En la revisión de la base de datos de calidad del agua se detectaron varios valores atípicos, de los cuales se decidió retirar algunos que mostraron un mayor nivel de desviación con respecto al valor promedio calculado. Las muestras en donde se encontraron estos valores atípicos son: la de febrero del 2022 de la estación E1 (2,415.58 mg·L<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>), la de enero del 2022 de la estación E10 (2,140.12 mg·L<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>), la de diciembre del 2021 de la estación E11 (1,491.70 mg·L<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>), la de marzo de la estación E11 (754.30 mg·L<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>), y la de abril del 2022 (859.68 mg·L<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>).

Las aguas residuales industriales pueden tener valores de DQO que oscilan entre 100 mg·L<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> y 60,000 mg·L<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> (Chapman, 1996). Como referencia, la NOM-001-SEMARNAT-2021 tiene por límite para la DQO de 180 mg·L<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> como valor promedio diario para las descargas directas de aguas residuales en ríos, arroyos, canales, y drenes (DOF, 2022). Para propósitos de evaluación se considera el valor mínimo de 100 mg·L<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> en donde se considera que ya existe contaminación industrial (Figura 7.7). Por otra parte si consideramos el límite establecido por la NOM-001-SEMARNAT-2021 de 180 mg·L<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>, este valor está rebasado en varias de las estaciones monitoreadas:

- a) Las E2 y E8 del Río Zula;
- b) Las E9 y E10 del Arroyo Grande y Río Zapotlanejo localizados en la subcuenca del Río La Laja;
- c) Las E11, E18, y E20 del Arroyo El Ahogado localizada en la subcuenca Río Corona-Verde;
- d) La E22 que se corresponden con el Río Blanco localizado en la microcuenca de Valle de Tesistán, y la E24 del Río Amatitlán localizados en la subcuenca del Río Verde-Presa Santa Rosa.



**Figura 7.7.** Concentración promedio en el periodo de Demanda Química de Oxígeno (DQO) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 7.8. Demanda bioquímica de oxígeno

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) es una medida aproximada de la cantidad de materia orgánica bioquímicamente degradable presente en una muestra de agua. Se define por la cantidad de oxígeno requerida por los microorganismos aeróbicos presentes en la muestra para oxidar la materia orgánica a una forma inorgánica estable. El método está sujeto a varios factores que lo complican, como la demanda de oxígeno resultante de la respiración de las algas en la muestra y la posible oxidación del amoníaco (si también están presentes bacterias nitrificantes). La presencia de sustancias tóxicas en una muestra puede afectar la actividad microbiana y provocar una reducción de la DBO medida. Las condiciones en una botella de DBO generalmente difieren de las de un río o lago. Por lo tanto, la interpretación de los resultados de DBO y sus implicaciones debe hacerse con mucho cuidado y por personal experimentado (Chapman, 1996).

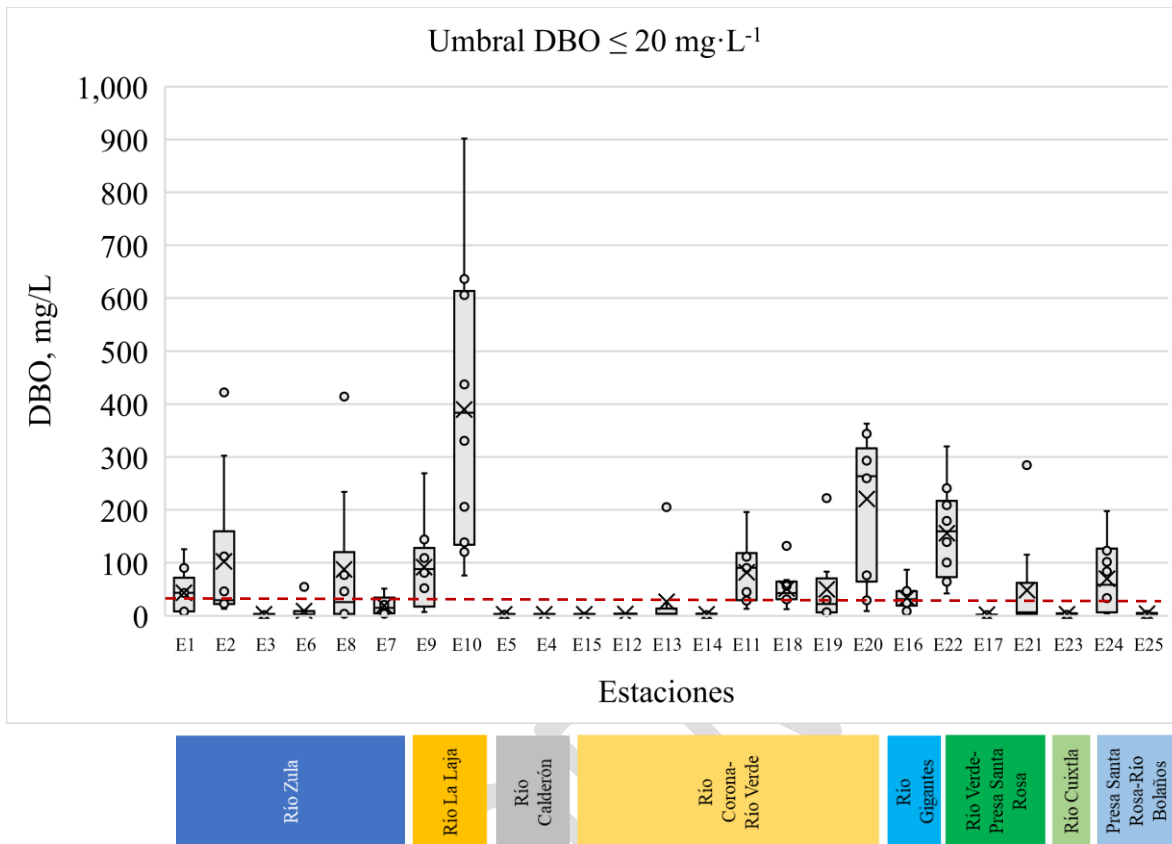
Las mediciones de DBO suelen ser más bajas que las mediciones de DQO. Las aguas no contaminadas suelen tener valores de DBO de  $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ O}_2$  o menos, mientras que las que

reciben aguas residuales pueden tener valores de hasta  $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ O}_2$  o más, especialmente cerca del punto de descarga de aguas residuales. Las aguas residuales sin tratar tienen una DBO de aproximadamente  $600 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ O}_2$ , mientras que los efluentes de aguas residuales tratadas tienen valores de DBO que oscilan entre 20 y  $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ O}_2$  dependiendo del nivel de tratamiento aplicado. Los residuos industriales pueden tener valores de DBO de hasta  $25,000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ O}_2$  (Chapman, 1996). Como referencia, la NOM-001-SEMARNAT-1996 tiene por límite para la DBO de  $60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ O}_2$  como valor promedio diario para las descargas directas de aguas residuales a cuerpos de agua nacionales como criterio para la protección de la vida acuática en ríos, arroyos, canales, y drenes (DOF, 1997).

Del análisis de la base de datos se identificaron los siguientes valores como atípicos: la de febrero del 2021 en la estación E1 ( $1,179.01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ O}_2$ ) y la de diciembre del 2021 en la estación E11 ( $531.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ O}_2$ ). Las cuales coinciden con los mismos valores atípicos encontrados en estas estaciones en los datos de la DQO.

Para propósitos de evaluación consideraremos el criterio de  $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ O}_2$  como límite a partir del cual se puede considerar un agua contaminada con aguas residuales (Figura 7.8). Si consideramos el valor límite de la DBO establecido por la NOM-001-SEMARNAT-1996 de  $60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ O}_2$  que sería el valor más alto esperado en las descargas de aguas residuales tratadas, encontramos que las siguientes corrientes tributarias serían las más comprometidas:

- a) Las E2 y E8 localizadas en la cuenca alta del río Zula.
- b) Las E9 y E10 del Arroyo Grande y Río Zapotlanejo localizados en la subcuenca del Río La Laja;
- c) Las E11 y E20 del Arroyo El Ahogado localizada en la subcuenca Río Corona-Verde.
- d) La E22 que se corresponden con el Río Blanco localizado en la microcuenca de Valle de Tesistán y en la subcuenca del Río Verde-Presa Santa Rosa.
- e) La E24 del Río Amatitán, localizada en la microcuenca de Tequila y en la subcuenca del Río Verde-Presa Santa Rosa.



**Figura 7.8.** Concentración promedio en el periodo de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 7.9. Oxígeno disuelto

El oxígeno es esencial para todas las formas de vida acuática, incluidos los organismos responsables de los procesos de autodepuración en las aguas naturales. El contenido de oxígeno de las aguas naturales varía con la temperatura, la salinidad, la turbulencia, la actividad fotosintética de algas y plantas y la presión atmosférica. La solubilidad del oxígeno disminuye a medida que aumenta la temperatura y la salinidad. En aguas dulces, el oxígeno disuelto (OD) al nivel del mar oscila entre  $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  a  $0^\circ\text{C}$  y  $8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  a  $25^\circ\text{C}$ . Las concentraciones en aguas no contaminadas suelen ser cercanas, pero inferiores a  $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . El oxígeno disuelto también se puede expresar en términos de porcentaje de saturación, y los consumidores pueden detectar niveles inferiores al 80 por ciento de saturación en el agua potable como resultado de un mal olor y sabor (Chapman, 1996).

Las variaciones en el OD pueden ocurrir estacionalmente, o incluso durante períodos de 24 horas, en relación con la temperatura y la actividad biológica (es decir, la fotosíntesis y la respiración). La respiración biológica, incluida la relacionada con los procesos de descomposición, reduce las concentraciones de OD. En aguas tranquilas, pueden ocurrir

focos de concentraciones altas y bajas de oxígeno disuelto dependiendo de la velocidad de los procesos biológicos. Los vertidos de residuos con un alto contenido de materia orgánica y nutrientes pueden provocar una disminución de las concentraciones de OD como resultado del aumento de la actividad microbiana (respiración) que se produce durante la degradación de la materia orgánica. En casos severos de concentraciones reducidas de oxígeno (ya sea natural o artificial), pueden ocurrir condiciones anaeróbicas (es decir,  $0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  de oxígeno), particularmente cerca de la interfaz sedimento-agua como resultado de la descomposición del material sedimentado.

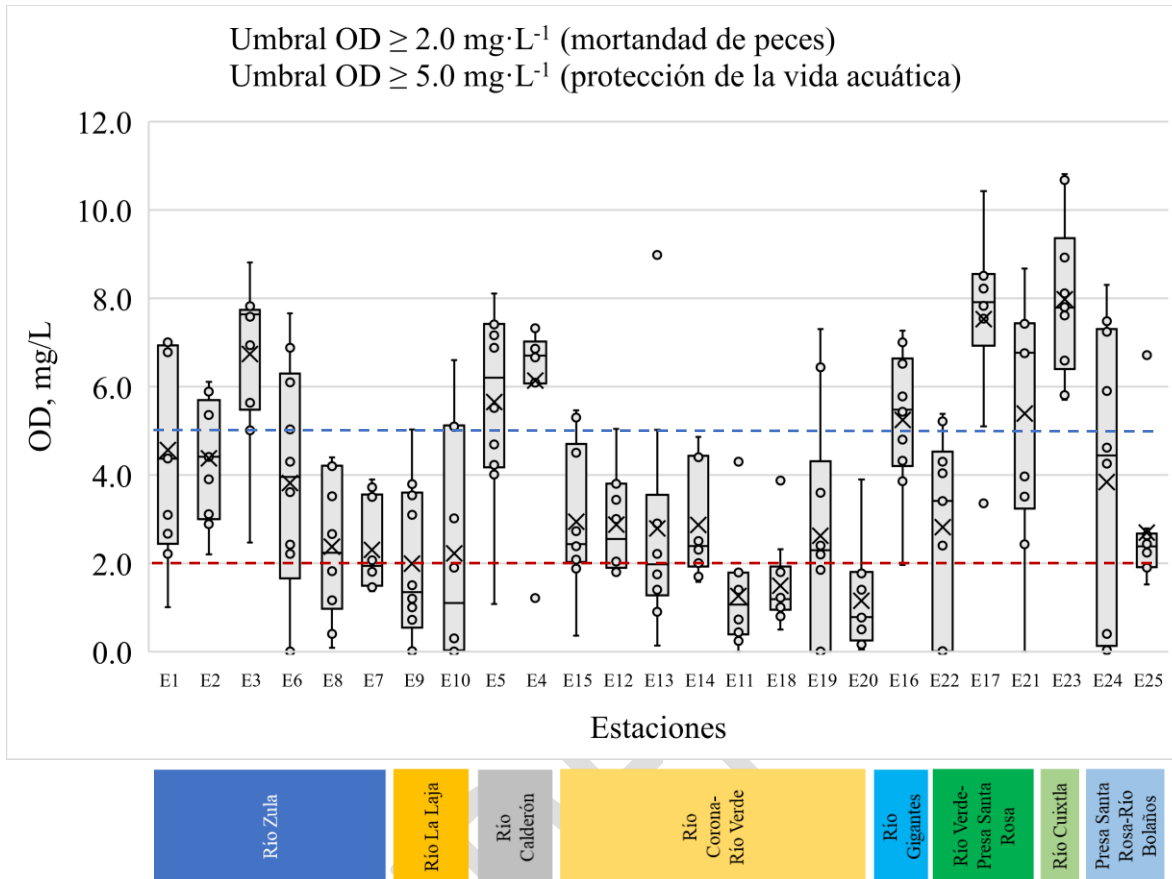
La determinación de las concentraciones de OD es una parte fundamental de la evaluación de la calidad del agua, ya que el oxígeno está involucrado o influye en casi todos los procesos químicos y biológicos dentro de los cuerpos de agua. Las concentraciones por debajo de  $5.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  pueden afectar negativamente el funcionamiento y la supervivencia de las comunidades biológicas y por debajo de  $2.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  pueden provocar la muerte de la mayoría de los peces. La medida de DO puede utilizarse para indicar el grado de contaminación por materia orgánica, la destrucción de sustancias orgánicas y el nivel de autodepuración del agua. Su determinación también se utiliza en la medida de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) (Chapman, 1996).

En el análisis de datos de OD se identificaron los siguientes valores como atípicos: el de diciembre del 2021 en la estación E1 ( $14.17 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), y el de diciembre del 2021 en la estación E2 ( $18.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ).

La LFD (2021) establece como valor mínimo de OD de  $4.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para fuentes de abastecimiento para uso público, y de  $5.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para protección de la vida acuática. Las corrientes tributarias al Río Santiago en donde se observaron concentraciones promedio de OD por debajo de los  $2.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  son las siguientes (Figura 7.9):

- a) Las E11, E18, y E20 del Arroyo El Ahogado, localizada en la microcuenca de El Ahogado.
- b) La E9 y muy próxima la E10 localizadas en la subcuenca del Río La Laja.

De acuerdo con la literatura, en estas estaciones seguramente no encontraremos peces que puedan sobrevivir debido a las bajas concentraciones de OD. En el resto de las estaciones se observaron concentraciones por arriba de los  $2.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  y por debajo de los  $5.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  lo cual compromete la supervivencia de las comunidades biológicas.



**Figura 7.9.** Concentración promedio en el periodo de Oxígeno Disuelto (OD) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 7.10. Sustancias activas al azul de metileno

Los tensioactivos se encuentran entre el principal grupo de contaminantes ambientales debido a su creciente uso y toxicidad potencial. Los tensioactivos aniónicos (AS) se encuentran comúnmente en productos de uso diario, como detergentes o agentes de lavado, y los alquilbencenosulfonatos lineales son actualmente los AS sintéticos más populares. Después de ingresar a las plantas de tratamiento de aguas residuales, dichos compuestos se degradan parcialmente en condiciones aeróbicas y se adsorben parcialmente en el lodo activado. En última instancia, ingresan al agua o al suelo y actúan como un factor importante que influye en el entorno natural. Por lo tanto, es necesario controlar el contenido de tensioactivo en los detergentes y las muestras de agua superficial. Los métodos rápidos, económicos y relativamente simples son de máxima prioridad para fines de seguimiento (Wyrwas & Zgoła-Grześkowiak, 2014).

Los tensioactivos entran en las aguas limpias y residuales principalmente por descarga de residuos acuosos del lavado doméstico e industrial de ropa y otras operaciones de

limpieza. Un compuesto tensoactivo combina en una sola molécula un grupo hidrófobo con uno hidrófilo. Dichas moléculas tienden a congregarse en las interfases entre el medio acuoso y las otras fases del sistema, como aire, líquidos oleosos y partículas, impartiendo por tanto propiedades tales como formación de espuma, emulsificación y suspensión de partículas (SCFI, 2001).

La mayoría de los tensoactivos de las aguas residuales domésticas se combinan con cantidades proporcionales de las partículas adsorbidas. En las aguas la concentración de tensoactivos suele ser inferior a  $0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  excepto en las proximidades de una desembocadura u otra fuente de entrada puntual. Un alto contenido de detergentes en agua puede provocar formación de espuma, toxicidad para la vida acuática y crecimiento desmesurado de la flora acuática por el aporte de fosfatos (SCFI, 2001).

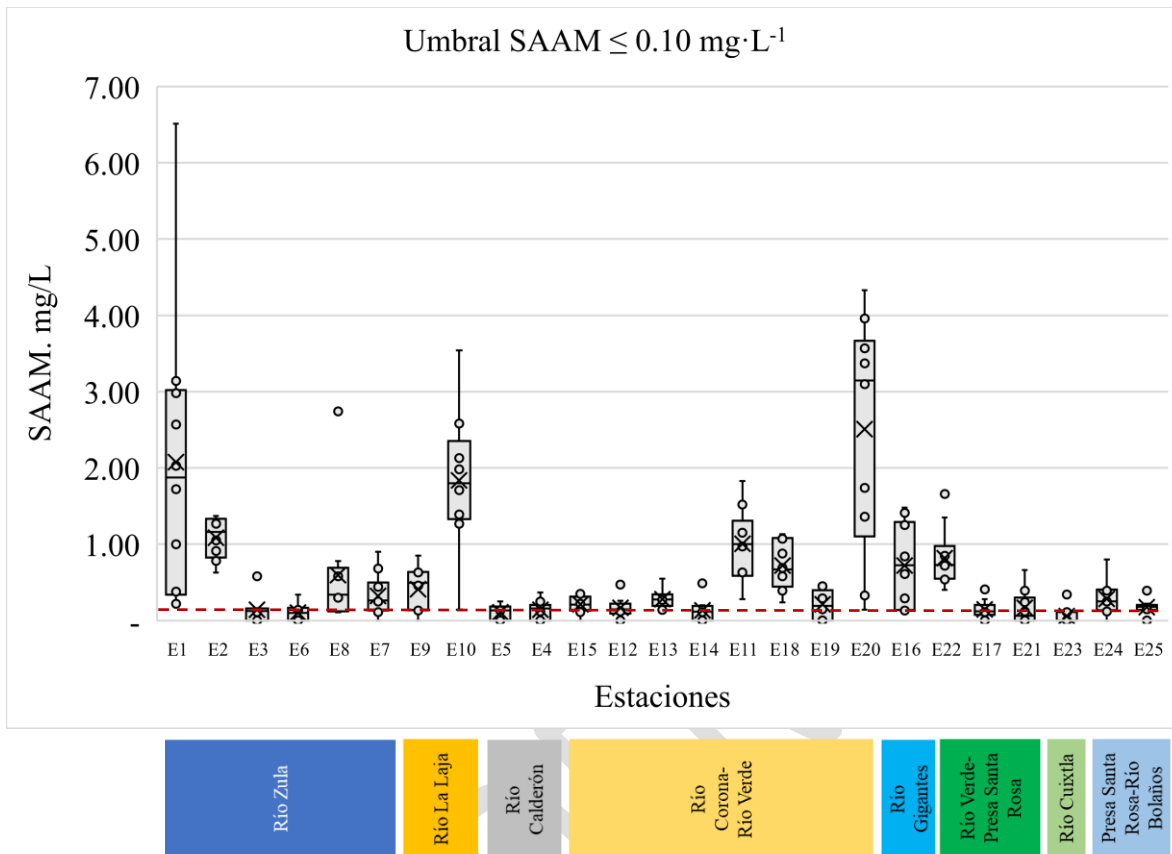
En la revisión de la base de datos de calidad del agua, se identificó un valor atípico el 10 de abril del 2022 en la estación E10 ( $15.96 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Aunque hay otros valores atípicos en la base de datos, estos no están muy alejados de que sean posibles, razón por la cual se dejaron en la base de datos para su análisis estadístico.

La LFD (2021) establece un límite máximo para las sustancias activas al azul de metileno (SAAM) en fuentes de abastecimiento para uso público de  $0.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  y para la protección de la vida acuática en aguas dulces de  $0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . En todas las estaciones monitoreadas los valores de las SAAM superaron el valor de  $0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , lo cual es indicativo que a lo largo de toda la cuenca del Río Santiago-Guadalajara se descargan aguas residuales municipales crudas o con tratamiento parcial el cual es insuficiente para reducir la presencia de estos compuestos a los límites establecidos en la LFD para la protección de la vida acuática. Evidencias de la presencia de estos compuestos en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara se encuentran ampliamente documentados en las fuentes periodísticas (Verdebandera, 2013).

Con la finalidad de identificar las corrientes tributarias más comprometidas en términos de contaminación por SAAM, se seleccionó el límite superior establecido en la LFD (2021) de  $0.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (Figura 7.10). De esta forma se identificaron las siguientes:

- a) Las E1, E2 y E8 que se corresponden a corrientes tributarias del Río Zula;
- b) Las E9 y E10 del Arroyo Grande y Río Zapotlanejo localizados en la subcuenca del Río La Laja;
- c) Las E11, E18, y E20 del Arroyo El Ahogado localizada en la subcuenca Río Corona-Verde;
- d) La E16 en el Río Santiago en la microcuenca de Ixtlahuacán del Río.
- e) La E22 del Río Blanco en la microcuenca de Valle de Tesistán.





**Figura 7.10.** Concentración promedio en el periodo de Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 7.11. Sólidos suspendidos totales y turbidez

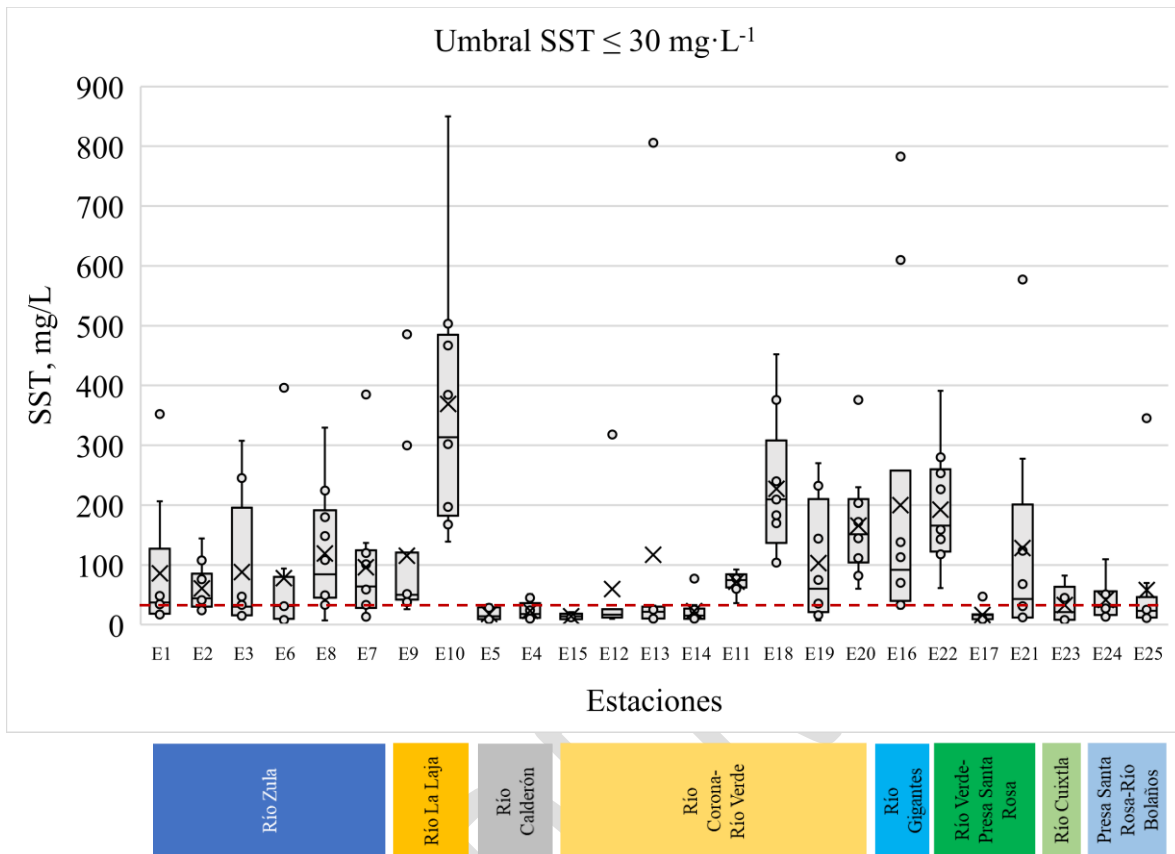
El término "residuo" se aplica a las sustancias que quedan después de la evaporación de una muestra de agua y su posterior secado en un horno a una temperatura determinada. Equivale aproximadamente al contenido total de materia disuelta y suspendida en el agua ya que la mitad del bicarbonato (el anión dominante en la mayoría de las aguas) se transforma en CO<sub>2</sub> durante este proceso. El término "sólidos" se usa ampliamente para la mayoría de los compuestos que están presentes en las aguas naturales y permanecen en estado sólido después de la evaporación (algunos compuestos orgánicos permanecerán en estado líquido después de que el agua se haya evaporado). Los sólidos suspendidos totales (SST) y los sólidos disueltos totales (SDT) corresponden a residuos no filtrables y filtrables, respectivamente. Los "sólidos fijos" y los "sólidos volátiles" corresponden al remanente después del secado en horno ya la pérdida después del secado en horno a una temperatura dada, respectivamente. Las dos últimas determinaciones se realizan ahora con menos frecuencia (Chapman, 1996).

El tipo y concentración de materia en suspensión controla la turbidez y transparencia del agua. La materia suspendida consiste en limo, arcilla, partículas finas de materia orgánica e inorgánica, compuestos orgánicos solubles, plancton y otros organismos microscópicos. Tales partículas varían en tamaño desde aproximadamente 10 nm de diámetro hasta 0.1 mm de diámetro, aunque generalmente se acepta que la materia suspendida es la fracción que no pasará a través de un filtro de poro de 0.45  $\mu\text{m}$  de diámetro (Chapman, 1996). La turbidez resulta de la dispersión y absorción de la luz incidente por las partículas, y la transparencia es el límite de visibilidad en el agua. Ambos pueden variar estacionalmente según la actividad biológica en la columna de agua y la escorrentía superficial que transporta partículas del suelo. Las fuertes lluvias también pueden resultar en variaciones horarias en la turbidez. En una determinada estación fluvial, la turbidez a menudo se puede relacionar con los sólidos suspendidos totales (SST), especialmente cuando hay grandes fluctuaciones en la materia en suspensión. Por lo tanto, luego de una calibración adecuada, la turbidez se usa a veces como una medida indirecta continua para TSS (Chapman, 1996).

Para facilitar el análisis del comportamiento de los datos de SST en la base de datos, se consideraron valores atípicos aquellos en donde  $[\text{SST}] > 1000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .

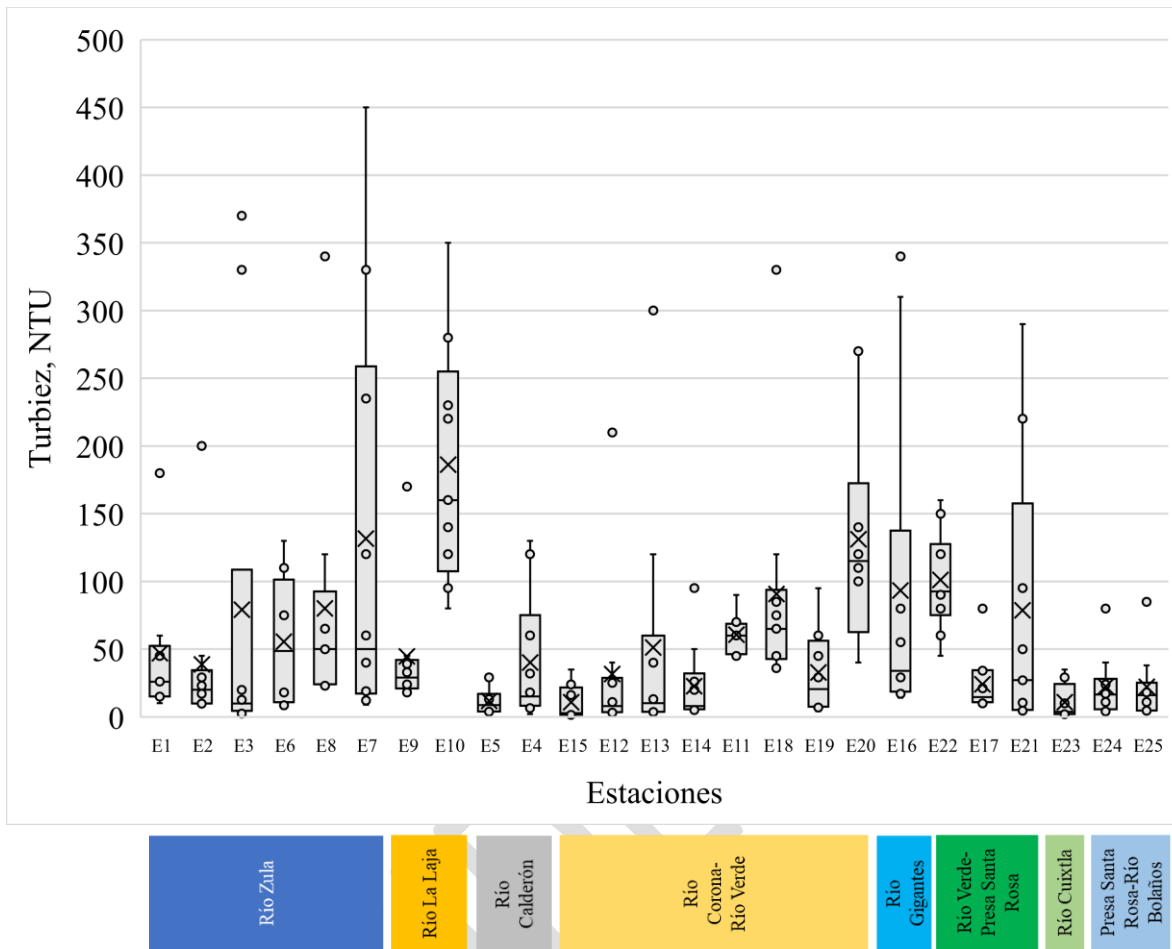
La LFD (2021) establece un límite de  $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para los SST en fuentes de abastecimiento de agua para uso público, de  $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para riego agrícola, y  $30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para protección de la vida acuática. La mayoría de las estaciones se encuentran por arriba del límite establecido para la protección de la vida acuática, por lo que se tomó el valor de  $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  como límite máximo para identificar aquellas corrientes fluviales que presentan mayores desviaciones sobre este parámetro, las cuales se mencionan a continuación (Figura 7.11A).

- a) Las E1, E2, E3, E6, E7 y E8 correspondientes a la subcuenca del Río Zula.
- b) Las E11, E18, E19, y E20 del Arroyo El Ahogado y el Arroyo Las Pintas localizada en la microcuenca de El Ahogado y dentro de la subcuenca Río Corona-Verde;
- c) Las E9 y E10 del Arroyo Grande y Río Zapotlanejo localizados en la subcuenca del Río La Laja;
- d) La E16 sobre el Río Santiago en la microcuenca del Ixtlahuacán del Río;
- e) La E22 en el Río Blanco;
- f) La E21 en el Río Arenal.



**Figura 7.11A.** Concentración promedio en el periodo de Sólidos Suspending Totales (SST) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

No obstante que la LFD (2021) no establece valores límite para la turbiedad, cabe señalar que hay una correspondencia directa de los valores de concentración de SST con los observados de turbidez identificando igualmente en las mismas estaciones antes mencionadas los valores más altos de turbidez (Figura 7.11B). Para facilitar el análisis del comportamiento de la turbidez se consideraron valores atípicos aquellos  $>500 \text{ NTU}$ .



**Figura 7.11B.** Valores de turbidez en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

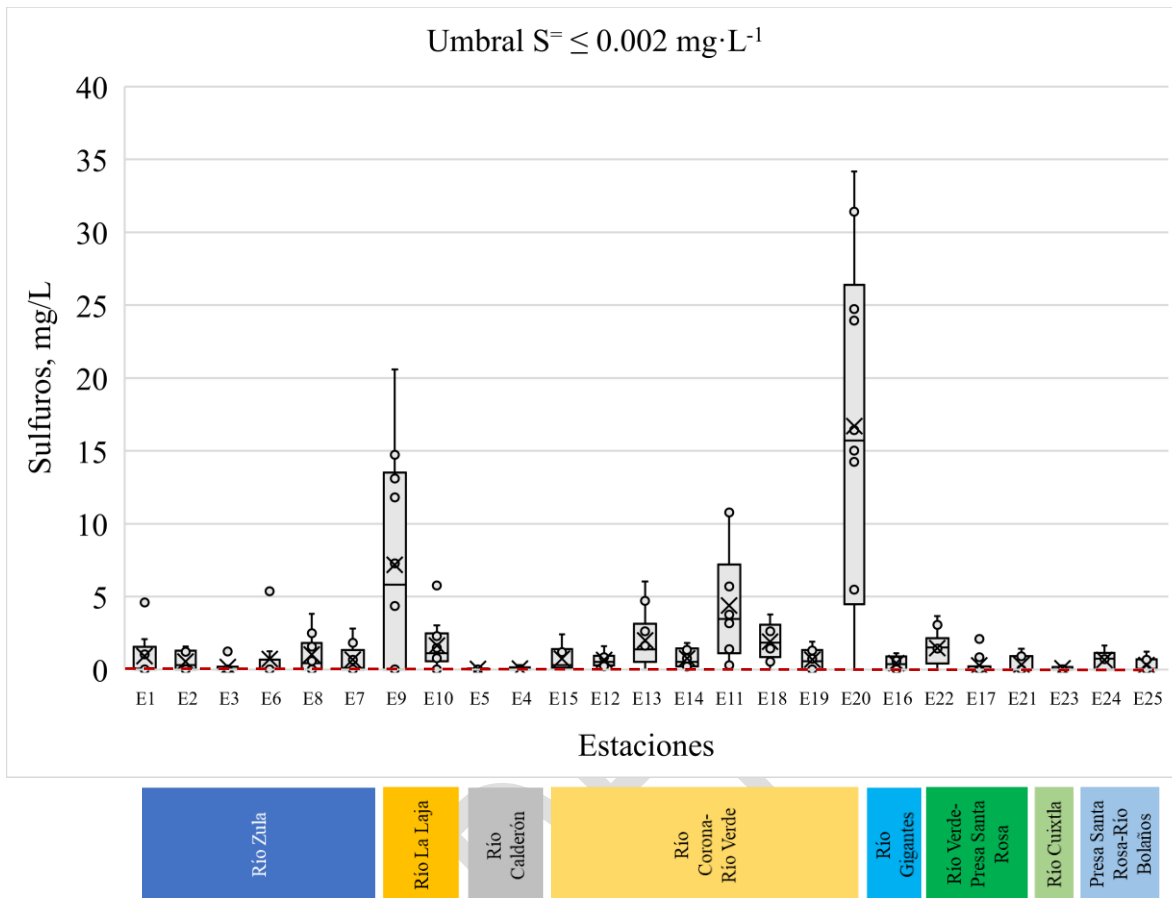
## 7.12. Sulfuros

El sulfuro de hidrógeno es un gas venenoso con un olor característico a huevos podridos y es soluble en agua a  $4,000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  a  $20^\circ\text{C}$ . Se encuentra comúnmente como un producto de degradación anaeróbica de productos químicos que contienen azufre, como en sedimentos naturales, y se encuentra en desechos industriales y lixiviados de vertederos. El sulfuro de hidrógeno es un subproducto producido rápidamente por los organismos, pero no es acumulativo. Por lo tanto, es poco probable que las concentraciones en los tejidos de los organismos acuáticos alcancen niveles que afecten la salud si los consumen los seres humanos. La disponibilidad reducida de oxígeno en ambientes acuáticos y sedimentarios naturales que conduce a la anoxia, a menudo se correlaciona con una mayor producción de sulfuro. Algunas actividades antropogénicas que posiblemente conducen a la anoxia en ambientes naturales son la descarga directa de efluentes ricos en materia orgánica (por ejemplo, aguas residuales) y el enriquecimiento de nutrientes (N y/o P de fertilizantes,

escorrentía de detergentes) que conducen a la eutrofización y eventualmente al enriquecimiento orgánico a partir de la descomposición de materia de algas. (ANZECC & ARMCANZ, 2000a).

Los sulfuros están regulados por la LFD (2021) estableciendo un límite de  $0.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  en fuentes de abastecimiento de agua para uso público y de  $0.002 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para la protección de la vida acuática en cuerpos de agua dulces. En tanto que la USEPA (2022) establece un valor crónico de exposición a largo plazo de  $0.002 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para la protección de la vida acuática en cuerpos de agua dulce. Considerando el valor límite de  $0.002 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para la protección de la vida acuática, se observó que el valor promedio en el periodo fue superior a este valor en todas las estaciones monitoreadas lo cual es indicativo de altos niveles de contaminación derivado de las descargas de aguas residuales municipales, agropecuarias, y/o industriales sin tratamiento o con tratamiento insuficiente (Figura 7.12). En algunas estaciones se alcanzaron valores promedio de  $S^{=}$  en el periodo superiores a  $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  es decir 1000 veces por arriba de la recomendada para la protección de la vida acuática tanto por la LFD (2021) como por la USEPA (2022). Las estaciones críticamente contaminadas con sulfuros en donde se excede 500 veces el criterio ambiental establecido para la protección de la vida acuática fueron las siguientes:

- a) La E1, E2, E7, E8 en la subcuenca del Río Zula.
- b) La E9 y E10 en la subcuenca del Río La Laja.
- c) La E13 del Río Santiago en El Salto-Juanacatlán;
- d) La E11, E18, E19 y E20 en el localizadas en la microcuenca de El Ahogado.
- e) La E22 del Río Blanco.
- f) La E24 del Río Amatitán.



**Figura 7.12.** Concentración promedio en el periodo de Sulfuros ( $S^=$ ) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 7.13. Cianuros

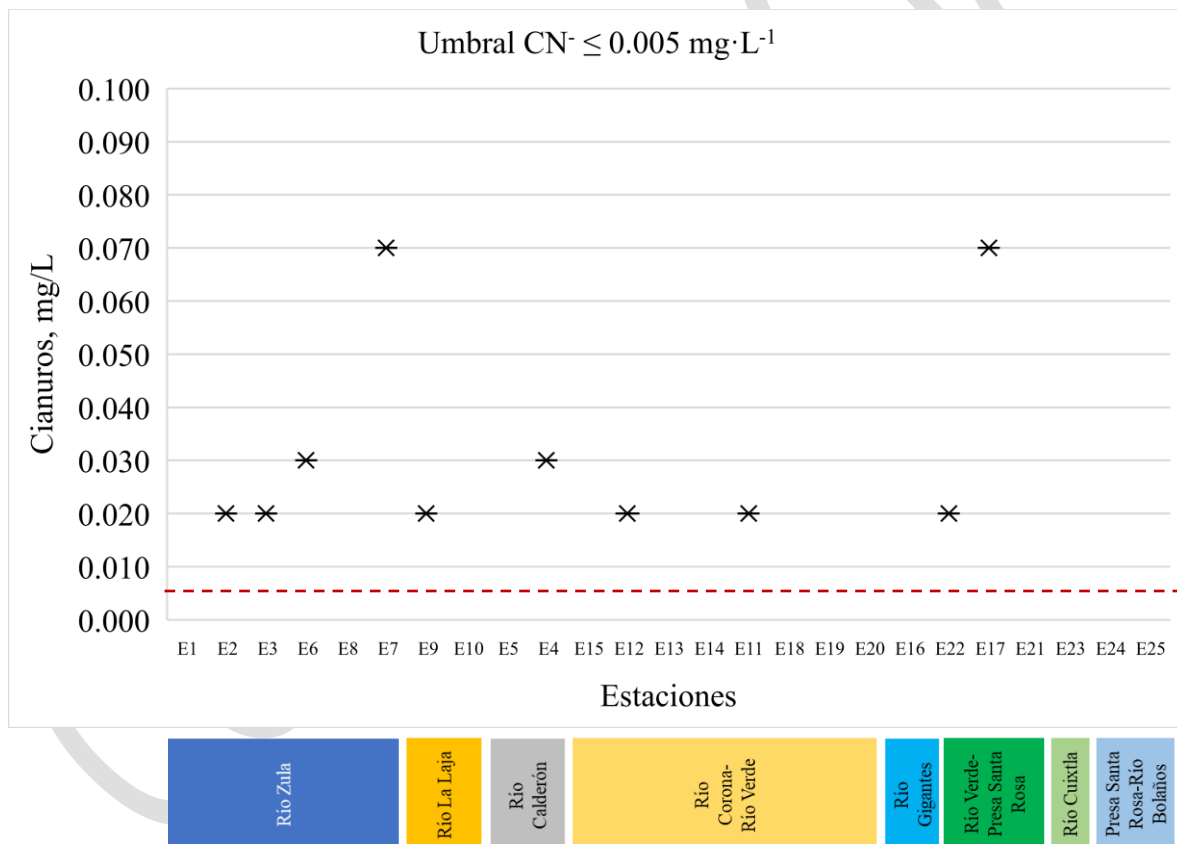
Los compuestos de cianuro ingresan a las aguas dulces con las aguas residuales de las industrias como la industria de la galvanoplastia. Los cianuros se encuentran en las aguas en forma iónica o como ácido cianhídrico débilmente disociado. Además, pueden presentarse como compuestos complejos con metales. La toxicidad de los cianuros depende de su especiación; algunas formas iónicas y el ácido cianhídrico son altamente tóxicos. La toxicidad de los compuestos complejos de cianuro depende de su estabilidad. Los complejos débiles formados con metales como zinc, plomo y cadmio son extremadamente tóxicos. Los complejos de cobre son menos tóxicos, y los complejos de cobalto y ferroso son tóxicos débiles (Chapman, 1996).

La concentración de cianuros totales ( $CN^-$ ) en agua se encuentran regulados por la LFD (2021) estableciendo un límite máximo de  $0.02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para fuentes de abastecimiento de agua para uso público, así como para riego agrícola, y para protección de la vida acuática el valor disminuye hasta  $0.005 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . La USEPA (2022) establece que se presentan efectos

agudos a la exposición de cianuros cuando la concentración alcanza los  $0.022 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  y los efectos son a largo plazo cuando se presenta una exposición sostenida de  $0.0052 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .

En las estaciones monitoreadas se identificaron 10 estaciones en donde se alcanzó el valor umbral establecido por la LFD de  $0.005 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (Figura 7.13). De esta forma las corrientes tributarias más comprometidas por contaminación por cianuros fueron:

- La E2, E3 y E6 en la subcuenca del Río Zula;
- La E9 en la subcuenca del Río La Laja;
- La E4 en la subcuenca del Río Calderón;
- La E11 del Arroyo El Ahogado en la microcuenca de El Ahogado;
- La E12 en el Río Santiago en la microcuenca El Salto-Juanacatlán;
- La E22 en el Río Blanco en la microcuenca del Valle de Tesitán.



**Figura 7.13.** Concentración promedio en el periodo de cianuros ( $\text{CN}^-$ ) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

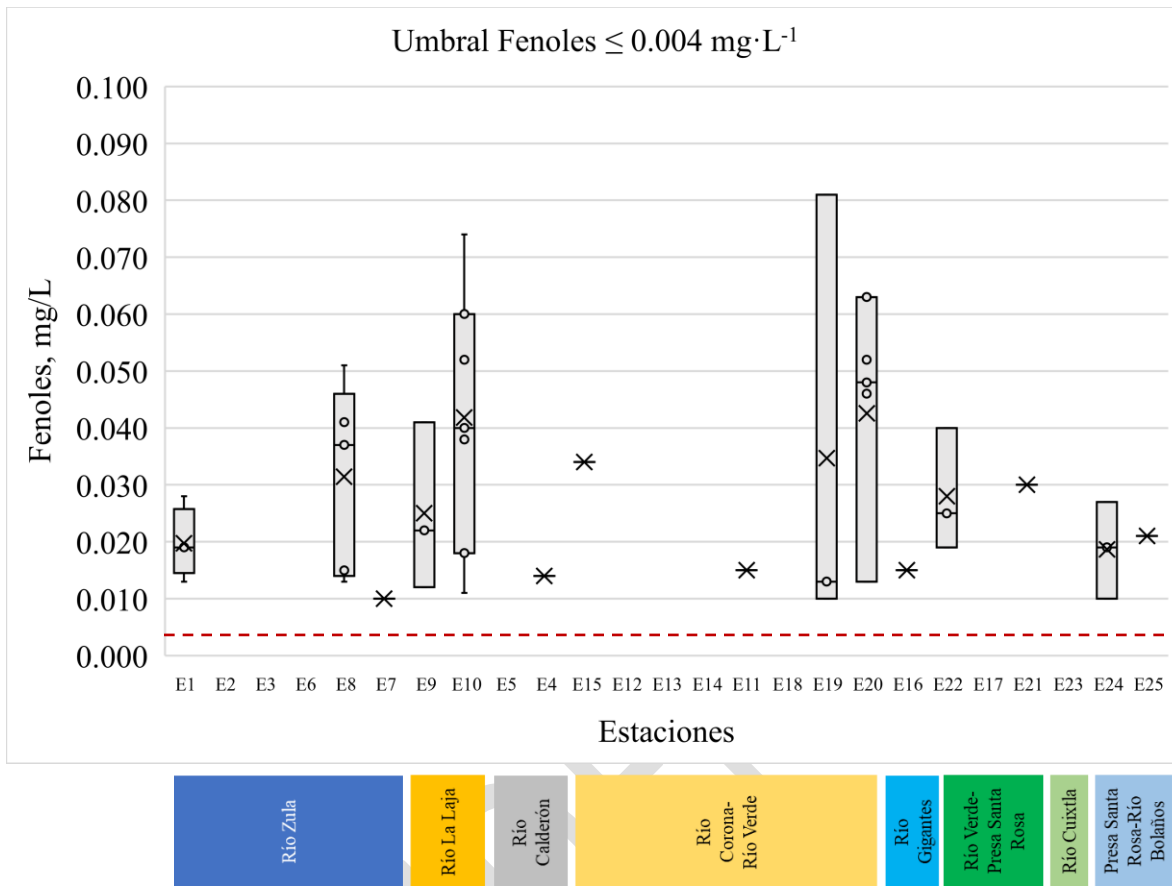
#### **7.14. Fenoles**

El fenol es relativamente volátil y fácilmente soluble en agua. La mayoría de los fenoles monohídricos y dihidricos sufren fácilmente oxidación y degradación microbiana, según las condiciones del ecosistema. La tasa de adsorción del fenol no está clara, ya que la biodegradación tiende a dominar en una amplia gama de condiciones de agua, suelo, sedimentos y biológicas. La depuración del fenol es rápida con una vida media  $\leq 12$  horas. No se espera que se volatilice del agua, pero puede hacerlo de la tierra y ser eliminado de la atmósfera por la lluvia. El límite analítico práctico de cuantificación (PQL) actual para el fenol es de  $2 \mu\text{g/L}$  (NSW EPA 2000). (ANZECC & ARMCANZ, 2000b).

La LFD (2021) establece para los fenoles un límite de  $0.001 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  en la concentración de fenoles en aguas que se usan como fuentes de abastecimiento para uso público, y de  $0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  como límite máximo en aguas dulces naturales para la protección de la vida acuática. La USEPA establece como criterio una concentración máxima permisible de  $0.60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  como promedio en 24 horas, y la concentración no debe exceder los  $3.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  en ningún momento (USEPA, 1978). Bajo estas consideraciones, de acuerdo con la Figura 7.14 ninguna de las estaciones incurre en alguno de los supuestos regulatorios ya que las concentraciones máximas observadas están por debajo de  $0.08 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .

Por otra parte, cabe destacar que los criterios de Canadá establecen el valor de  $0.004 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  como concentración máxima permisible para la protección de la vida acuática (EC, 1999). Bajo esta consideración todos los valores en donde se observó presencia de fenoles sobrepasan el límite máximo permitido con este criterio.





**Figura 7.14.** Concentración promedio en el periodo de fenoles en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

## 8. PATÓGENOS

### 8.1. Coliformes fecales

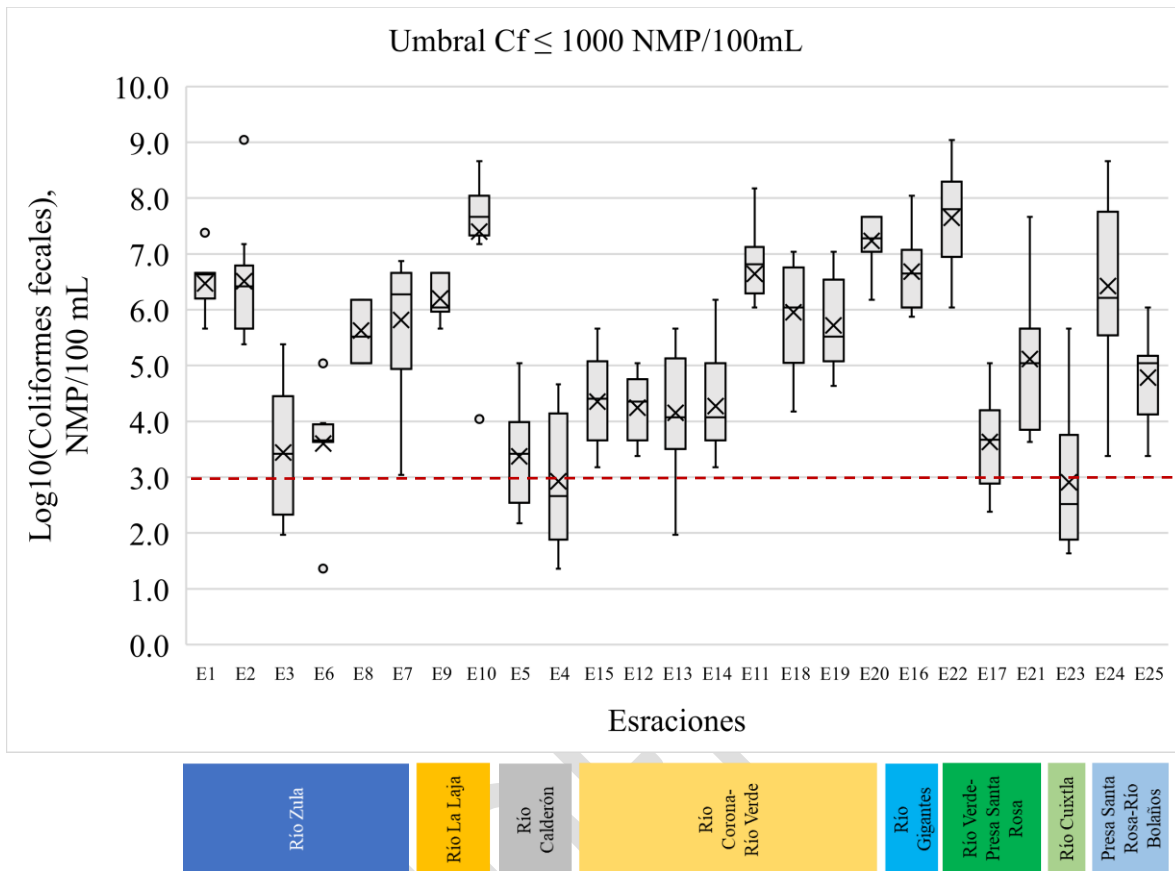
La contaminación fecal sigue siendo el principal problema de calidad del agua en los ríos, especialmente en muchos países en desarrollo donde los desechos humanos y animales aún no se recolectan ni tratan adecuadamente. Aunque esto se aplica tanto a las áreas rurales como a las urbanas, la situación es probablemente más crítica en las ciudades de rápido crecimiento donde la tasa de crecimiento de la población aún supera con creces la tasa de desarrollo de las instalaciones de tratamiento y recolección de aguas residuales (Chapman, 1996). Como resultado, se pueden encontrar bacterias coliformes fecales en cantidades que por lo general rebasan los límites establecidos por las regulaciones nacionales.

La LFD (2021) establece un límite de 1,000 NMP/100 mL para coliforme fecales para los tres usos: como fuente de abastecimiento de agua para uso público urbano, para riego agrícola, y para la protección de la vida acuática en cuerpos de agua dulces. Como referencia la NOM-001-SEMARNAT-1996 establecía que, para determinar la contaminación por

patógenos se tomará como indicador a los coliformes fecales (DOF, 1997). De esta forma, el límite máximo permisible para las descargas de aguas residuales vertidas a aguas y bienes nacionales, así como las descargas vertidas a suelo (uso en riego agrícola) era de 1,000 y 2,000 como número más probable (NMP) de coliformes fecales por cada 100 mL para el promedio mensual y diario, respectivamente. La legislación canadiense establece para organismos coliformes fecales un valor de  $\leq 1,000$  NMP/100 mL en una media geométrica para agua de riego agrícola en general (BC, 2021).

En la cuenca del Río Santiago-Guadalajara se encontró que todas las estaciones se tienen desviaciones con respecto al valor de referencia de la LFD de 1000 NMP/100 mL (Figura 8.1). Sin embargo, destacan las siguientes estaciones por los elevados niveles de presencia de este indicador:

- a) La E1 del Arroyo Madrastra y la E2 del Arroyo Teretán localizadas en las microcuencas de Arandas y el Alto Zula respectivamente;
- b) La E7 en el Río Zula en la microcuenca del Bajo Zula en Ocotlán Centro;
- c) Las E9 y E10 localizadas en el Arroyo Grande y el Río Zapotlanejo en la subcuenca del Río La Laja;
- d) Las E11, E18, E19, y E20 en el Arroyo El Ahogado y en el Arroyo Las Pintas localizadas en la microcuenca de El Ahogado;
- e) La E22 localizada en el Río Blanco en la microcuenca de Valle de Tesistán.
- f) La E24 localizada en el Río Amatitán en la microcuenca de Tequila.



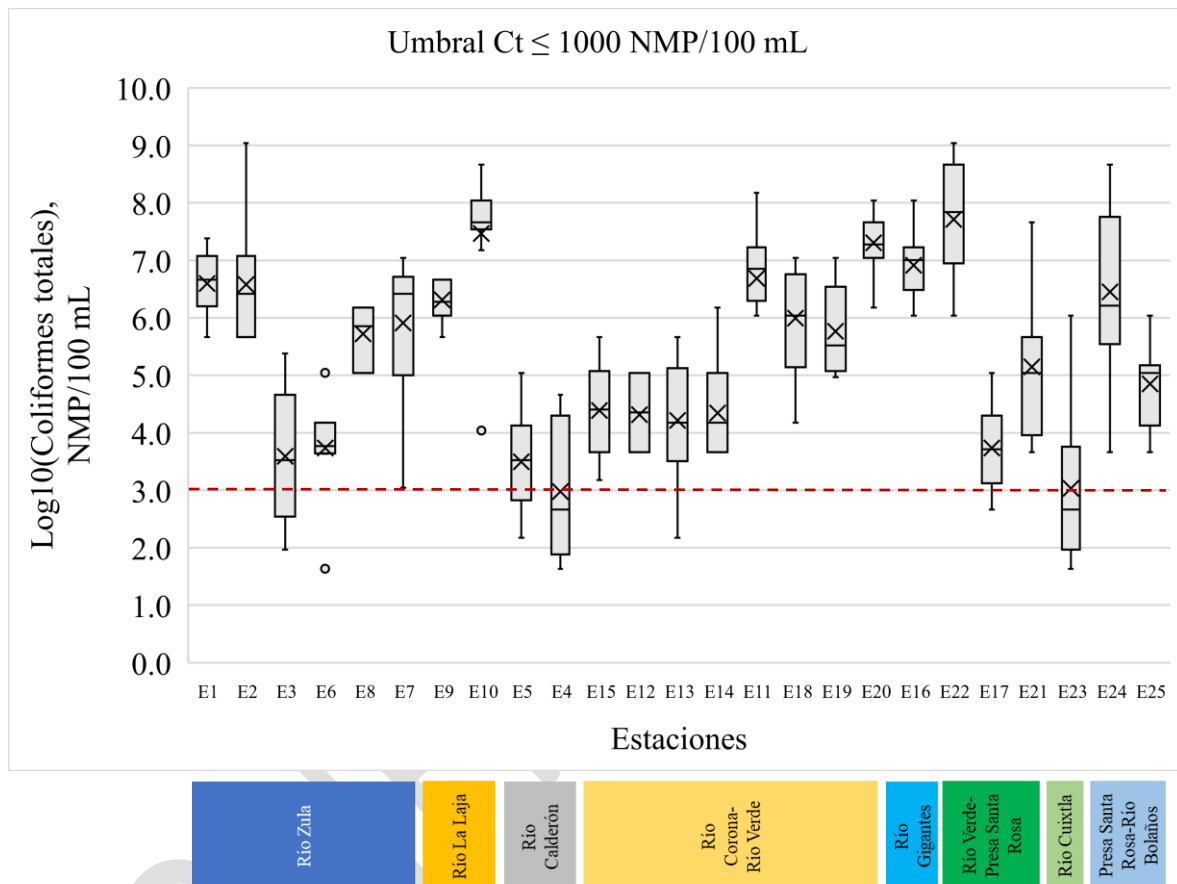
**Figura 8.1.** Concentración promedio en el periodo de Coliformes fecales (Cf) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

## 8.2. Coliformes totales

Los coliformes totales son bacilos gramnegativos, aeróbicos o anaeróbicos facultativos, que no forman esporas. Originalmente se creía que estas bacterias indicaban la presencia de contaminación fecal, sin embargo, se ha encontrado que los coliformes totales están ampliamente distribuidos en la naturaleza y no siempre están asociados con el tracto gastrointestinal de los animales de sangre caliente. La cantidad de bacterias coliformes totales en el medio ambiente todavía se usa ampliamente como indicador del agua potable (USGS, 2018).

No obstante que la LFD (2021) no establece límites para los coliformes totales en ninguno de los usos establecidos, los resultados de laboratorio confirman que hay consistencia con lo reportado para las coliformes fecales (Figura 8.2). Por otra parte, las directrices en Canadá establecen que para en las descargas de plantas de tratamiento de aguas residuales y en los sistemas de distribución de agua potable no debe haber presencia de coliformes totales, por lo que su presencia en fuentes de abastecimiento de agua para servicio público es un indicador que denota la falta de servicios sanitarios básicos (HC, 2020).

Las gráficas de las coliformes fecales y coliformes totales tienen un alto nivel de correlación, de tal forma que podemos decir que todas las estaciones monitoreadas tienen un alto nivel de presencia de este indicador en todas las estaciones monitoreadas en donde  $[Ct] > 1000$  NMP/100 mL (línea con el número 3 de la Figura 8.2). En varias de las estaciones se alcanzaron valores de  $[Ct] > 1 \times 10^6$  NMP/100 mL (línea con el número 6 de la Figura 8.2).



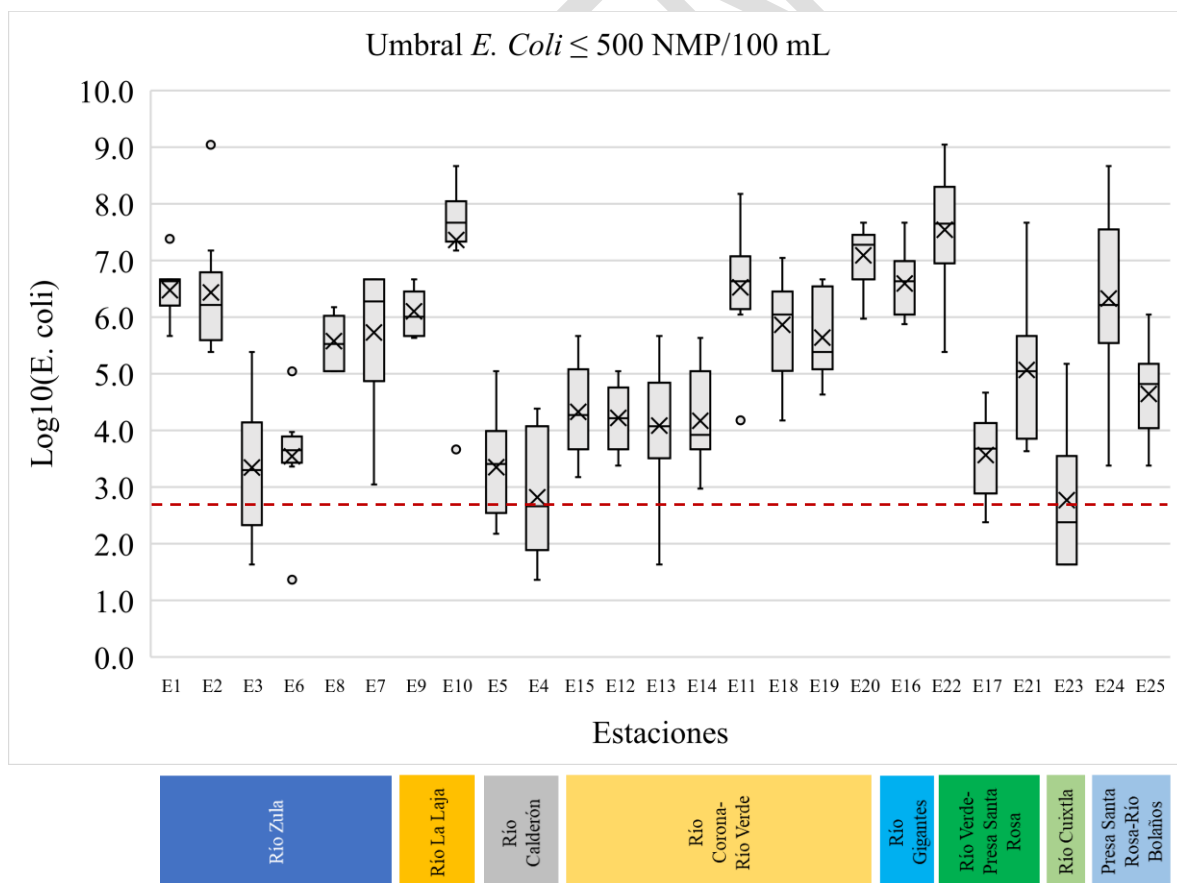
**Figura 8.2.** Concentración promedio en el periodo de Coliformes totales (Ct) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 8.3. *Escherichia coli*

*Escherichia coli* (*E. coli*) es una bacteria en forma de bastoncillo que se encuentra comúnmente en el tracto gastrointestinal y en las heces de los animales de sangre caliente. Es un miembro del grupo de bacterias coliformes fecales y se distingue por su incapacidad para descomponer la ureasa. El número de *E. coli* en agua dulce se determina contando el número de colonias amarillas y marrón amarillentas que crecen en un filtro de 0.45 micras colocado en medio m-TEC e incubado a 35.0 °C durante 22 a 24 horas. La adición de sustrato de urea confirma que las colonias son *E. coli*. Esta bacteria es un indicador preferido para la recreación en agua dulce y su presencia proporciona evidencia directa de contaminación fecal

de animales de sangre caliente. Aunque generalmente es inofensiva, la *E. coli* puede causar enfermedades como meningitis, septicemia, infecciones del tracto urinario e intestinales. Una cepa de *E. coli* recientemente descubierta (*E. coli* 0157:H7) puede causar una enfermedad grave y puede ser fatal en niños pequeños y ancianos (USGS, 2018).

La LFD (2021) no establece criterios para la *E. coli*, sin embargo, la NOM-001-SEMARNAT-2021 establece un valor límite de 500 NMP/100 mL como promedio diario en las descargas de aguas residuales tratadas a ríos, arroyos, canales y drenes para la protección de la vida acuática (DOF, 2022). La legislación canadiense establece para organismos coliformes fecales un valor de [*E. coli*] ≤ 10 NMP/100 mL en una media geométrica para fuentes de agua para el abastecimiento público y de [*E. coli*] ≤ 1,000 NMP/100 mL para agua de riego agrícola en general (BC, 2021). Considerando este último criterio se puede observar en la Figura 8.3 que la mayor presencia de la *E. coli* se presenta en las mismas estaciones reportadas para las coliformes fecales (Figura 8.3). Esto debido a que al igual que en el caso de las coliformes fecales y coliformes totales, la *E. coli* tiene un alto nivel de correlación con estos dos parámetros microbiológicos.



**Figura 8.3.** Concentración promedio en el periodo de *Escherichia coli* (*E. coli*) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

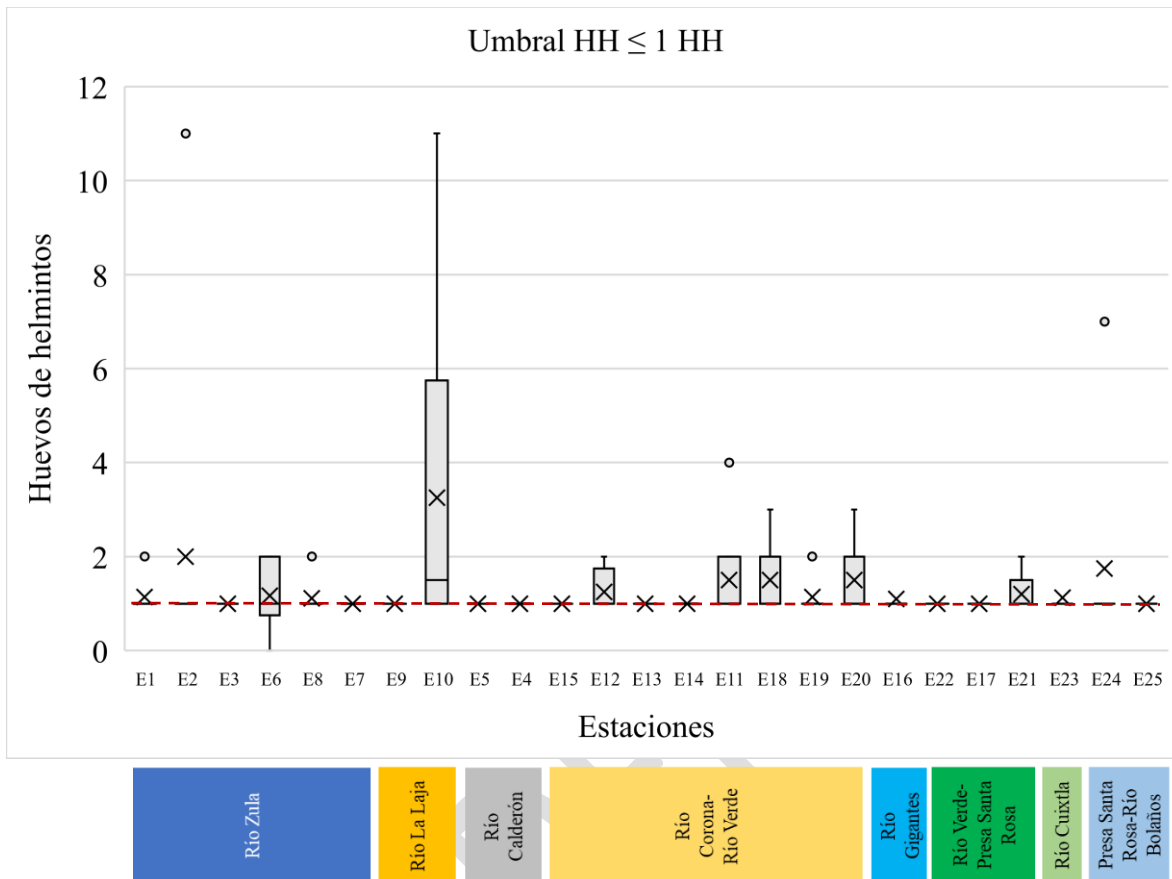
#### 8.4. Huevos de helmintos

Los huevos de helmintos son los agentes infecciosos de los tipos de enfermedades por lombrices conocidas mundialmente como helmintiasis. Aunque los helmintos son animales pluricelulares sus huevos son microscópicos (alrededor de 20 a 80  $\mu\text{m}$  para los que son importantes en el ámbito sanitario) y están contenidos en cantidades variables en aguas residuales, lodos y excretas. Los huevos de helmintos infectan a los seres humanos a través de: (1) la ingestión de cultivos alimentarios contaminados con lodos o excretas de aguas residuales, (2) el contacto directo con lodos contaminados o materia fecal, y (3) la ingestión de carne o pescado contaminados (IWA, 2022).

Los huevos de las diferentes especies de helmintos varían en cuanto a forma, tamaño y resistencia. Debido a las diferentes condiciones de salud en diferentes países, el tipo de huevos de helmintos y su contenido en aguas residuales y lodos también varía. Los huevos de *Ascaris* son los más comunes y la ascariasis es la helmintiasis más común en todo el mundo. El contenido de los otros tipos de huevos de helmintos en las aguas residuales determina los patrones locales de enfermedad (IWA, 2022).

La LFD (2021) no regula la presencia de huevos de helmintos en cuerpos de agua nacionales; para la NOM-001-SEMARNAT-2021 (DOF, 2022) no aplica este parámetro; sin embargo, para la NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 1997) se consideraba este parámetro para el caso del uso de la fuente de agua para riego restringido en 1 HH y para riego no restringido de 5 HH. No obstante que se ha desregulado este parámetro en la normatividad ambiental nacional, sigue siendo un indicador importante para evaluación de la calidad del agua. En el caso de la cuenca del Río Santiago se detectó presencia de al menos un (1) huevo de helmintos en todas las estaciones monitoreadas habiendo y en donde se observó más de un (1) huevo de helmintos son las siguientes estaciones (Figura 8.4):

- a) La E2 del Arroyo Taretán en la microcuenca del Alto Zula;
- b) La E12 del Río Santiago en El Salto de Juanacatlán;
- c) En E10 del Río Zapotlanejo en Puente de Calderón;
- d) La E11, E18, E19 y E20 en la microcuenca de El Ahogado;
- e) La E21 del Río Arenal;
- f) La E23 del Río La calera; y
- g) La E24 del Río Amatitán.



**Figura 8.4.** Cuenta promedio de Huevos de helmintos (HH) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

## 9. METALES PESADOS Y METALOIDES EN AGUA

La capacidad de un cuerpo de agua para sustentar vida acuática, así como su idoneidad para otros usos, depende de muchos elementos traza. Algunos metales, como Mn, Zn y Cu, cuando están presentes en concentraciones mínimas, son importantes para las funciones fisiológicas de los tejidos vivos y regulan muchos procesos bioquímicos. Sin embargo, los mismos metales vertidos en aguas naturales en mayores concentraciones en aguas residuales, efluentes industriales o de operaciones mineras pueden tener graves efectos toxicológicos en los seres humanos y el ecosistema acuático (Chapman, 1996).

La contaminación del agua por metales pesados como resultado de las actividades humanas está causando serios problemas ecológicos en muchas partes del mundo. Esta situación se ve agravada por la falta de procesos naturales de eliminación de los metales. Como resultado, los metales se desplazan de un compartimento del medio ambiente acuático a otro, incluida la biota, a menudo con efectos negativos. Cuando se produce una acumulación suficiente de metales en la biota a través de la transferencia a la cadena

alimentaria, también existe un riesgo toxicológico creciente para los seres humanos. Como resultado de la adsorción y acumulación, la concentración de metales en los sedimentos del fondo es mucho más alta que en la columna de agua y esto a veces causa problemas de contaminación secundaria (Chapman, 1996).

Por lo general, trazas de metales siempre están presentes en las aguas dulces debido a la erosión de las rocas y los suelos. Sin embargo, particularmente en los países desarrollados, las descargas de aguas residuales industriales y la minería son fuentes importantes de metales en las aguas dulces (Chapman, 1996). Por otra parte, también ingresan cantidades significativas de metales pesados a través de las descargas de las aguas residuales, así como con la deposición atmosférica (Tchounwou et al., 2014).

La contaminación del agua por elementos traza proviene de varias fuentes, principalmente: (i) aguas residuales industriales como el mercurio de las plantas de cloro-álcali, (ii) desechos de minería y fundición, como el arsénico y el cadmio, (iii) escorrentía urbana, particularmente plomo, (iv) escorrentía agrícola (donde el cobre todavía se usa como pesticida), (v) deposición atmosférica y (vi) lixiviación de vertederos de desechos sólidos (Chapman, 1996).

En el presente estudio se analizaron elementos traza en muestras de agua de los metales pesados y metaloides listados en la Tabla A.3 del Anexo I. Cabe señalar que el antimonio (Sb), el mercurio (Hg), y el selenio (Se) no fueron detectados en ninguna de las estaciones monitoreadas considerando los límites de detección establecidos por el método analítico utilizado.

### **9.1. Aluminio**

El aluminio es un elemento natural y el metal más común en la corteza terrestre. Se encuentra en la mayoría de los suelos y rocas. El aluminio puede ingresar al agua a través de procesos naturales, como la erosión de las rocas. El aluminio también se libera al agua por la minería, los procesos industriales que utilizan aluminio y las aguas residuales tratadas con alumbre, un compuesto de aluminio (USEPA, 2018). El aluminio se considera un metal no esencial porque los peces y otras formas de vida acuática no lo necesitan para funcionar. Los niveles elevados de aluminio pueden afectar la capacidad de algunas especies para regular los iones, como las sales, e inhibir las funciones respiratorias, como la respiración. El aluminio puede acumularse en la superficie de las branquias de un pez, lo que provoca una disfunción respiratoria y posiblemente la muerte (USEPA, 2018).

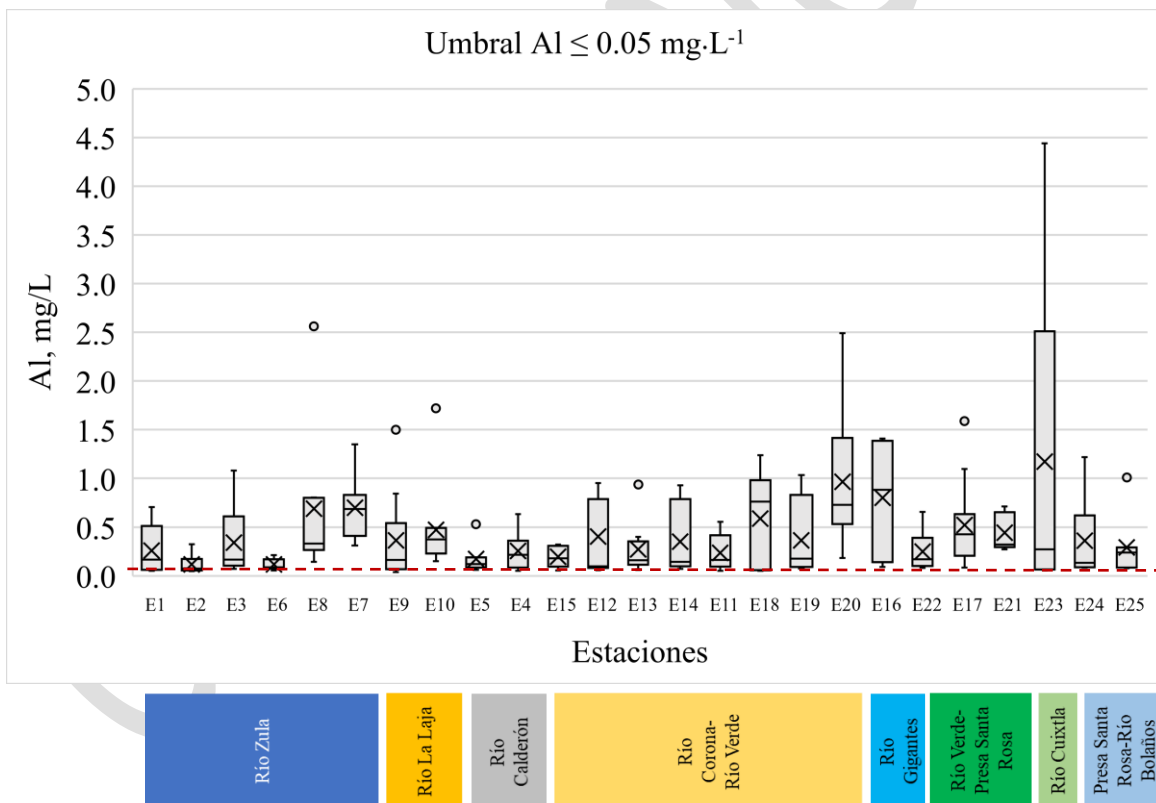
De acuerdo con la LFD (2021) los límites máximos permisibles de aluminio (Al) en cuerpos de agua superficiales son de  $0.02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  en fuentes de abastecimiento de agua para uso público,  $5.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para riego agrícola, y  $0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para la protección de la vida



acuática en cuerpos de agua dulce. La USEPA (2018) establece criterios de exposición crónica del Al en ambientes acuáticos de agua dulce basados en la dureza, pH, y carbono orgánico disuelto en el agua, de tal forma que pueden variar las concentraciones permitidas desde un valor de 0 hasta cerca de los 2.5 mg·L<sup>-1</sup>.

De acuerdo con el criterio establecido por la LFD (2021) prácticamente en todas las estaciones se encontraron concentraciones de Al por arriba de los valores permitidos para la protección de la vida acuática. Sin embargo, en todos los casos no se excedió la concentración máxima permitida por la USEPA excepto en la estación E23. Destaca su presencia en concentraciones [Al]>1.0 mg·L<sup>-1</sup> en las siguientes estaciones:

- a) E20 Arroyo El Ahogado,
- b) E16 Río Santiago en Ixtlahuacán del Río,
- c) E23 Río La Calera en García de la Cadena.



**Figura 9.1.** Concentración promedio en el periodo de aluminio (Al) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

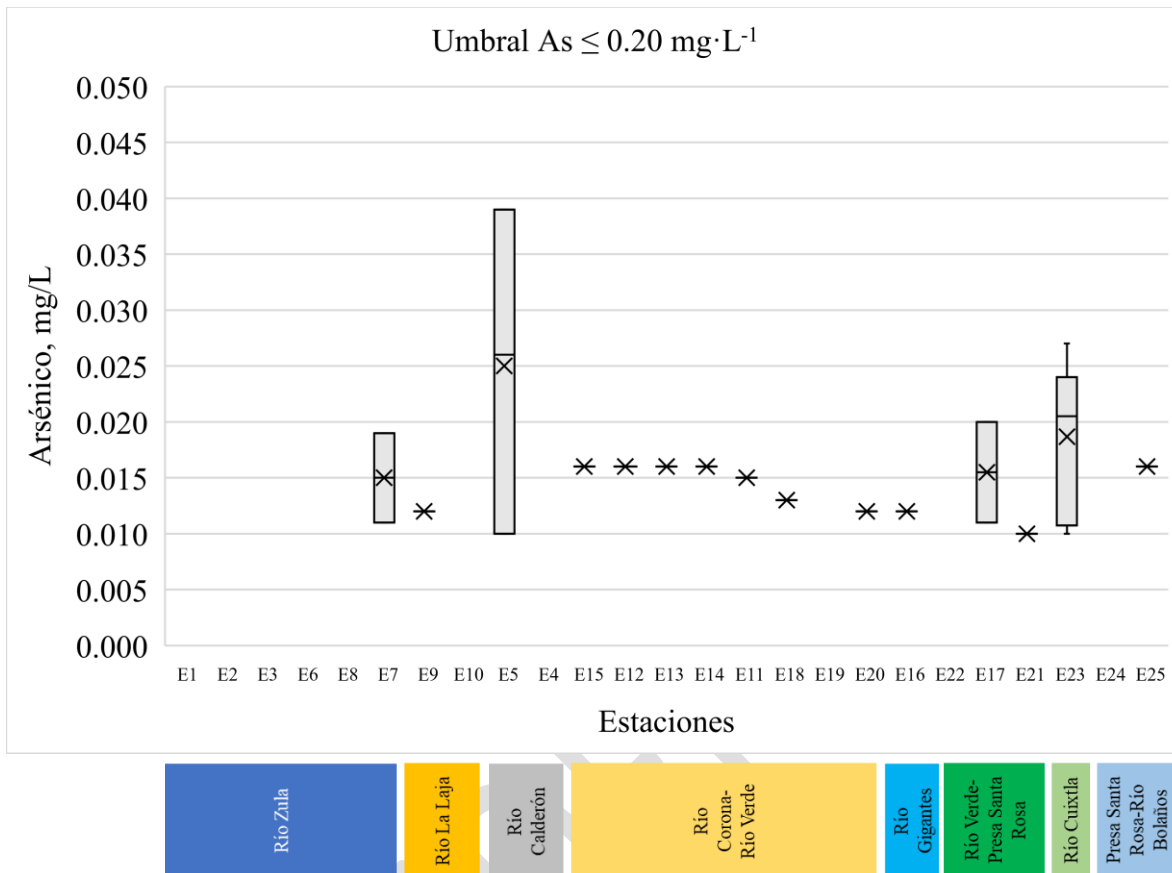
## 9.2. Arsénico

El arsénico se libera en el medio ambiente de forma natural por la erosión de las rocas que contienen arsénico y la actividad volcánica. La cantidad estimada de arsénico liberado como resultado de las actividades humanas es aproximadamente el doble que la aportada por fuentes naturales. Varias formas de arsénico ocurren en aguas naturales, según el potencial redox y el pH, siendo las dos más comunes el arsénico (III) y el arsénico (V). Tanto el arsénico (III) como el arsénico (V) forman enlaces estables con el carbono, lo que da como resultado numerosos compuestos orgánicos de arsénico, algunos de los cuales son muy tóxicos (por ejemplo, la metilarsina) (ANZECC & ARMCANZ, 2000c).

De acuerdo con la LFD (2021) los límites máximos permisibles de arsénico (As) en cuerpos de agua superficiales son de  $0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  en fuentes de abastecimiento de agua para uso público,  $0.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para riego agrícola, y  $0.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para la protección de la vida acuática en cuerpos de agua dulce. La USEPA (2022) establece el valor de  $0.34 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  en exposición aguda y  $0.15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para exposición crónica. El Ministerio de Medio Ambiente de Canadá establece el valor de  $0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para la protección de la vida acuática (Chapman, 1996).

Debido a las características volcánicas de la región central de México, en la región de Los Altos del estado de Jalisco el arsénico (As) es un componente natural de la geología regional por lo que su presencia no necesariamente es indicativa de contaminación por fuentes antropogénicas (Hurtado-Jiménez & Gardea-Torresdey, 2006). No obstante, en la región de la cuenca Santiago-Guadalajara no se localizaron en la literatura estudios que revelen arsenicismo en las aguas subterráneas por lo que su presencia puede estar asociada a las actividades agrícolas e industriales que se realizan en la cuenca.

La Figura 9.2 muestra las estaciones en donde se detectó presencia de As, aunque sus concentraciones fueron menores al límite establecido por la LFD para la protección de la vida acuática. Es posible que la presencia de este elemento en la cuenca se deba más a fuentes naturales que a contribuciones derivadas de la actividad productiva en la cuenca.



**Figura 9.2.** Concentración promedio en el periodo de arsénico (As) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 9.3. Bario

En la naturaleza el bario (Ba) se encuentra en combustibles fósiles, rocas ígneas, feldspatos y micas. El bario constituye el 0,05% de la corteza terrestre y las dos fuentes de bario naturales más frecuentes son los minerales de barita (sulfato de bario) y witherita (carbonato de bario) (RIVM, 2020).

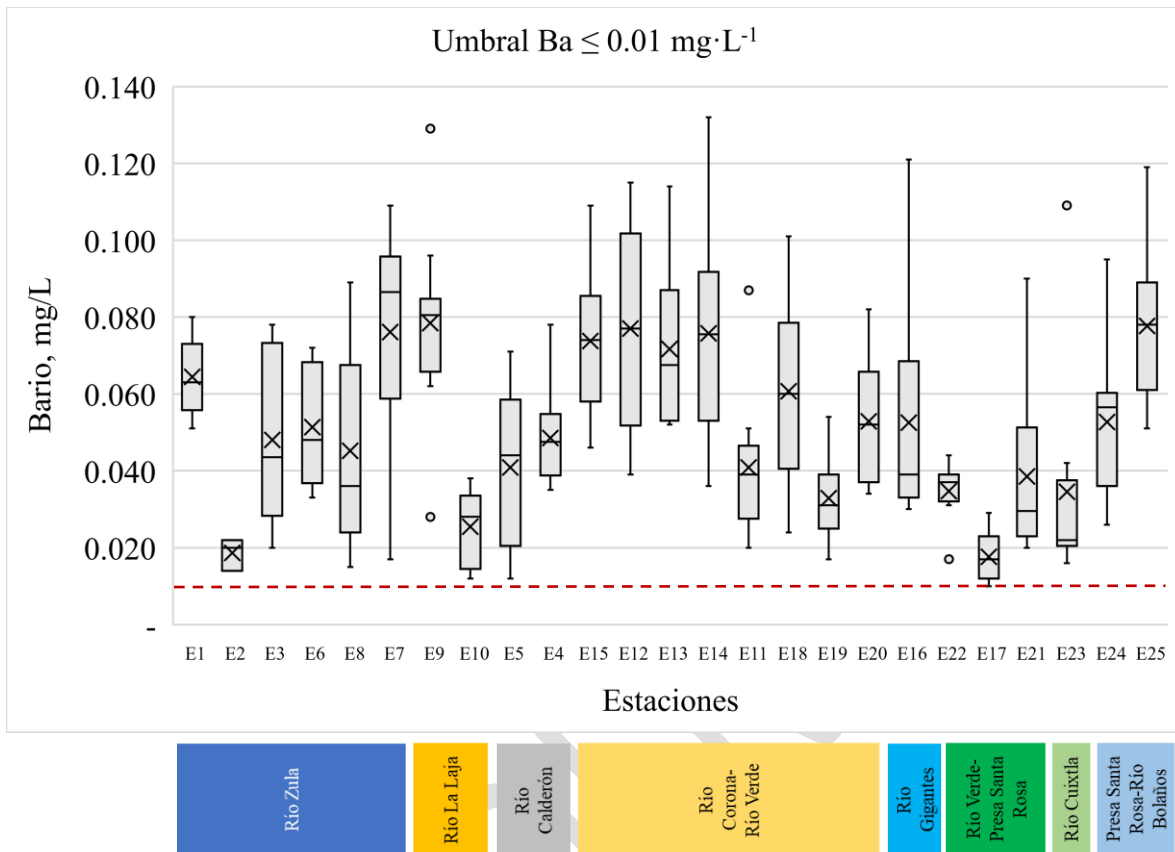
El bario (Ba) y los compuestos de bario se utilizan para muchos fines. Una de las aplicaciones más importantes es el uso como lodos de perforación en las industrias del petróleo y el gas. Los lodos de perforación facilitan la perforación a través de la roca al lubricar el taladro. Los compuestos de bario, como el carbonato de bario, el cloruro de bario y el hidróxido de bario, se utilizan para fabricar cerámica. Los compuestos de bario también se utilizan para fabricar pinturas, ladrillos, tejas, vidrio y caucho, y como agente secuestrante de gases debido a su capacidad para unir oxígeno, nitrógeno e hidrógeno. Se utiliza como pigmento y como cargador para papel, jabón, caucho y linóleo y como estabilizador para

plásticos. El sulfato de bario se usa para realizar pruebas médicas y exámenes de rayos X del estómago y los intestinos (RIVM, 2020).

El bario ingresa al medio ambiente a través de la meteorización de rocas y minerales y a través de descargas antropogénicas. Las emisiones industriales son la principal fuente de bario en la atmósfera. Los fertilizantes y micronutrientes del suelo pueden ser una fuente de bario en los suelos agrícolas (ASTDR, 2007). El bario llega a las aguas superficiales con las aguas residuales industriales y por la escorrentía del suelo o lixiviados en los vertederos. El bario (Ba) se encuentra en la mayoría de las aguas superficiales y en los sistemas de abastecimiento público de agua potable (RIVM, 2020).

El análisis de la base de datos calidad del agua permitió identificar tres valores atípicos en agosto del 2021 en E18 ( $0.151 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), en julio del 2021 en E23 ( $0.220 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), y en marzo del 2022 en E25 ( $0.150 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ).

La LFD (2021) establece una concentración máxima de  $1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para fuentes de abastecimiento de agua para uso público y de  $0.01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para la protección de la vida acuática en cuerpos de agua dulce. La USEPA solo regula este elemento en aguas de consumo humano. De acuerdo con la Figura 9.3 el Bario se encuentra presente en todas las estaciones monitoreadas en cantidades similares que oscilan de  $0.02$  a  $0.14 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , lo cual permite inferir que el bario (Ba) podría ser un componente natural del sistema y lo más probable es que su presencia no se origina por fuentes derivadas de la actividad humana.



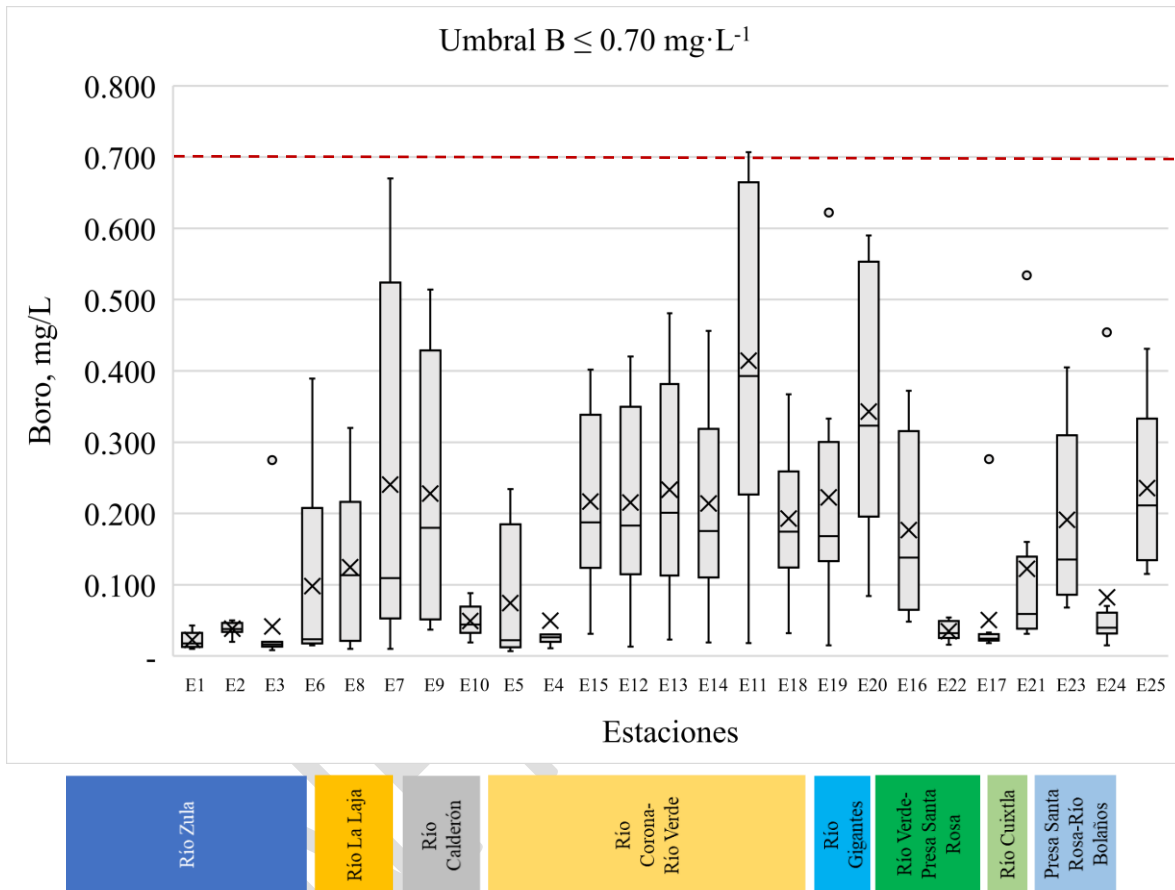
**Figura 9.3.** Concentración promedio en el periodo de bario (Ba) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

#### 9.4. Boro

El boro (B) es elemento muy común en el medio ambiente, se presenta como un elemento traza en las rocas ígneas y se encuentra comúnmente en las rocas sedimentarias derivadas del agua marina. La meteorización natural de las rocas es una fuente importante de boro en el medio ambiente, y la cantidad liberada depende de la geología circundante. El boro se utiliza en la producción de vidrio y cerámica, fertilizantes, pesticidas, productos para el cuidado personal, productos de limpieza para el hogar, adhesivos y retardantes de llama. Las fuentes antropogénicas de boro en aguas naturales incluyen efluentes de aguas residuales, minería de carbón, combustión de carbón, exploración de petróleo, extracción y procesamiento de boro, fundiciones de cobre y agroquímicos (ANZG, 2021).

De acuerdo con la LFD (2021), el boro (B) no debe exceder de  $1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  en fuentes de agua para abastecimiento público y está limitado a  $0.70 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  en las aguas que se usan para riego agrícola. La USEPA (2022) establece un límite un poco mayor para riego agrícola de  $0.75 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .

La LFD y la USEPA no establecen límites para la protección de la vida acuática para este elemento. En la Figura 9.4 se puede observar que este elemento está presente en cantidades traza en todas las estaciones monitoreadas siendo en todos los casos menor a 0.5 mg·L<sup>-1</sup> lo que permite inferir que al igual que el boro (B) es un elemento asociado a la geología propia de la región.



**Figura 9.4.** Concentración promedio en el periodo de boro (B) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 9.5. Cadmio

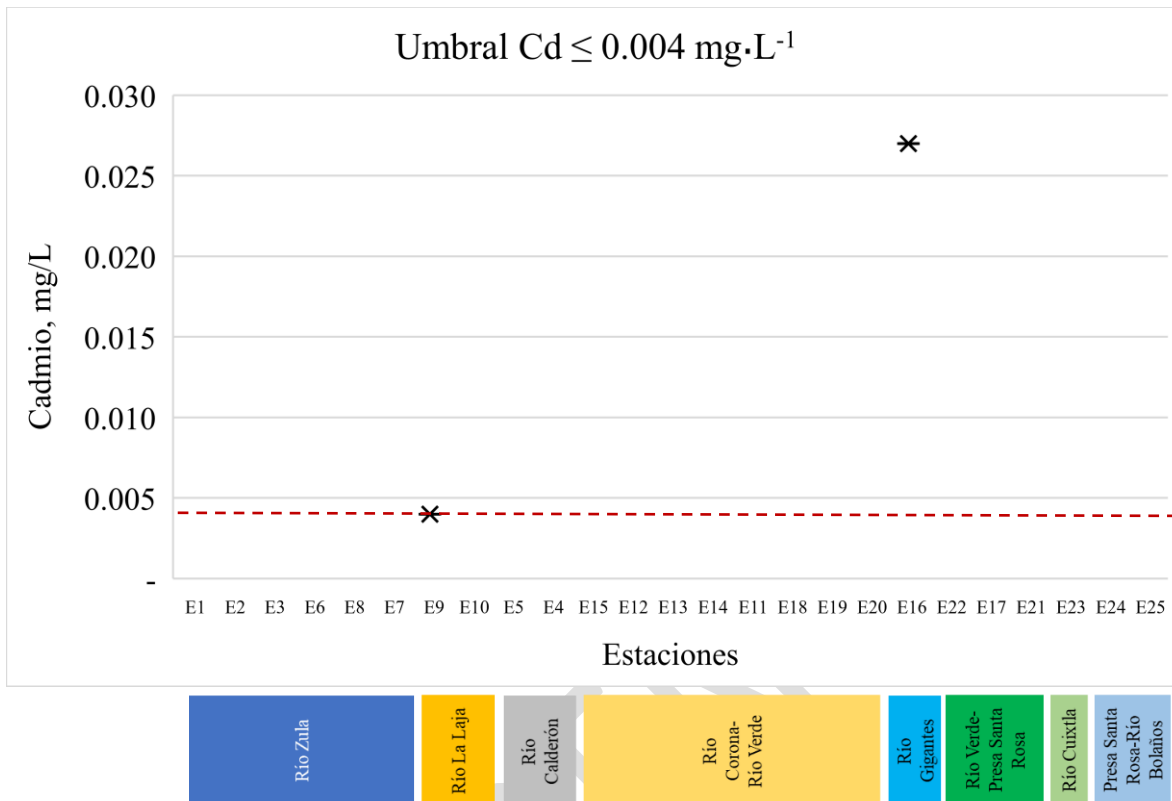
La eterna amenaza de toxicidad de los metales para el medio ambiente acuático aumentó recientemente y el cadmio (Cd) se considera un problema ambiental importante debido a su persistencia en el medio ambiente en el largo plazo y también es altamente tóxico para los humanos, las plantas, y la vida silvestre. Se encuentra principalmente en la capa exterior de la tierra y es un elemento altamente tóxico y bioacumulativo. Una vez absorbido, causará infecciones en el hígado y los riñones, y ahora la evidencia emergente sugiere su toxicidad genética (Irfan et al., 2021). En los ecosistemas acuáticos, la exposición al Cd puede aumentar la formación de especies reactivas de oxígeno (ROS) en las células, lo que

provoca daños oxidativos en los sistemas biológicos. Algunos estudios anteriores enfatizaron que la exposición al cadmio está relacionada con una variedad de efectos tóxicos, que incluyen inmunidad, citotoxicidad, estrés oxidativo, toxicidad hepática y efectos histológicos en los peces (Irfan et al., 2021). Las principales fuentes de cadmio son la minería, la industria, las aguas residuales, la sedimentación y las actividades agrícolas. En los países en desarrollo, la exposición al cadmio ocurre principalmente a través del aire, el agua dulce y los alimentos. El pescado y las verduras son las principales fuentes alimenticias de cadmio para los humanos debido a su alta capacidad de bioacumulación (Irfan et al., 2021).

La LFD (2021) establece un valor límite para el cadmio de  $0.01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  en fuentes de agua para abastecimiento público, de  $0.01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para riego agrícola, y de  $0.004 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para la protección de la vida acuática en cuerpos de agua dulce. La USEPA (2022) establece un valor de exposición aguda de  $0.0018 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  y de  $0.00072 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para exposición crónica. Durante las campañas de monitoreo se detectó la presencia de cadmio en dos estaciones en donde las concentraciones fueron superiores a las establecidas por la LFD para la protección de la vida acuática. La detección de Cd en estas estaciones permite inferir que se trata de un proceso de contaminación derivado de las actividades productivas que se llevan a cabo en la cuenca. En las estaciones donde se detectó la presencia de Cd su concentración rebaza el límite establecido por la LFD. Las estaciones que se identificaron con presencia de Cd fueron las siguientes (Figura 9.5):

- a) La E9 (Arroyo Grande) en la subcuenca de La Laja;
- b) La E16 (Río Santiago) localizada en Ixtlahuacán del Río.

En la estación E16 la concentración de cadmio fue de  $0.027 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  una cantidad casi 7 órdenes de magnitud mayor a la establecida por la LFD para la protección de la vida acuática. Por el sitio de monitoreo donde fue detectada la presencia de este elemento, permite inferir que la fuente más cercana de contaminación son las descargas de la Planta de Tratamiento de Agua Prieta, toda vez que en la estación San Isidro localizada en el Río Blanco (E22) no muestra presencia de este elemento.



**Figura 9.5.** Concentración promedio en el periodo de cadmio (Cd) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

## 9.6. Cobre

El cobre es un oligoelemento esencial requerido por muchos organismos acuáticos. La toxicidad del cobre disminuye con el aumento de la dureza y la alcalinidad y se dispone de un algoritmo de dureza (ANZECC & ARMCANZ, 2000b). Los niveles de materia orgánica disuelta que se encuentran en la mayoría de las aguas dulces son generalmente suficientes para eliminar la toxicidad del cobre, pero a menudo no en aguas muy blandas. Las mediciones de especiación pueden explicar esto. El cobre es fuertemente adsorbido por el material en suspensión. Las mediciones de filtración y especiación deben tener esto en cuenta. La formación de complejos de cobre aumenta a pH más altos, pero la relación con la toxicidad es compleja. La toxicidad del cobre en algas, invertebrados y peces generalmente aumenta a medida que disminuye la salinidad. El cobre puede bioacumularse en los organismos acuáticos, pero como es un elemento esencial es comúnmente regulado por los organismos (ANZECC & ARMCANZ, 2000d).

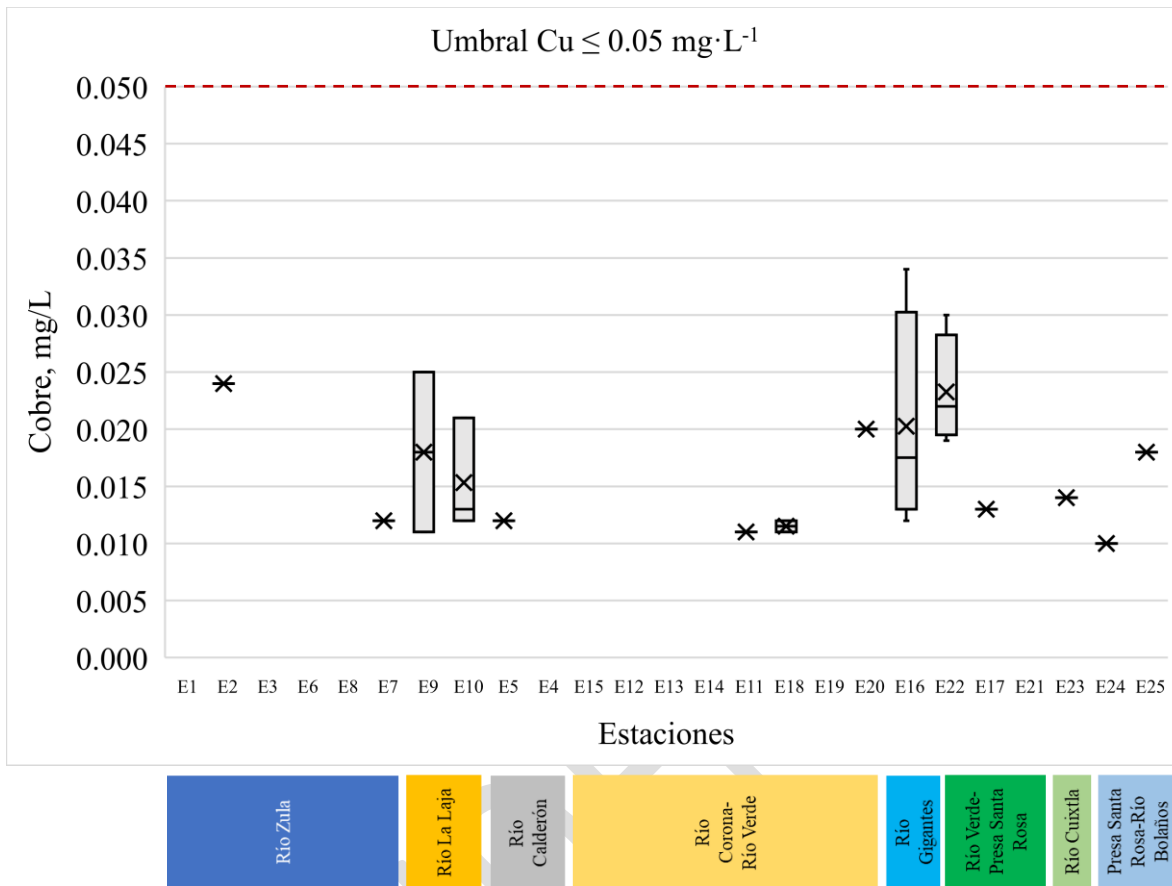
En la LFD (2021) se establece un valor límite para el Cu de  $1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para fuentes de abastecimiento de agua para uso público,  $0.20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para riego, y  $0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para la protección de la vida acuática. En las regulaciones de USEPA igualmente se establece un



rango 0.005 a 0.112 mg·L<sup>-1</sup> para la protección de la vida acuática dependiendo de la dureza del agua y de su solubilidad (Chapman, 1996). Considerando los datos observados durante el periodo de monitoreo, se puede observar que el cobre se encuentra presente en varias de las estaciones de la cuenca. Sin embargo, en ninguna de estas se rebasa el valor límite establecido por la LFD para la protección de la vida acuática. Aunque en las estaciones donde se detectó la presencia de Cu la concentración de este elemento por arriba del límite inferior establecido por la USEPA que permiten suponer contaminación derivada de las actividades industriales. Entre estas estaciones destacan:

- a) La E2 y E7 en la subcuenca del Río Zula;
- b) La E25 en el Río Los Sabinos;
- c) Las E11, E18, y E20 en el Arroyo El Ahogado;
- d) Las E9 y E10 localizadas en el Arroyo Grande y el Río Zapotlanejo en la subcuenca del Río La Laja;
- e) La E16 localizada en el Río Santiago dentro de la microcuenca de Ixtlahuacán del Río;
- f) La E22 localizad en el Río Blanco sobre la microcuenca de Valle de Tesistán.
- g) La E17 en el Río La Soledad;
- h) La E23 en el Río Santiago en Ixtlahuacán del Río; y
- i) La E24 en el Río Amatitán

La presencia de Cu en las estaciones E9 y E10 coincide con lo que ya se ha venido encontrando en esta misma subcuenca en otros parámetros de calidad de agua; la presencia en la estación E16 puede deberse mayormente a las descargas de las aguas residuales tratadas en la Planta de Agua Prieta; y la estación E22 sobre el Río Blanco coincide con otros parámetros que señalan el alto grado de contaminación que tiene este río (Figura 9.6).



**Figura 9.6.** Concentración promedio en el periodo de cobre (Cu) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 9.7. Cromo

En las aguas naturales, el cromo está presente principalmente en forma de cromo trivalente (III) y cromo hexavalente (VI). La forma de cromo presente parece afectar significativamente la toxicidad para los organismos acuáticos y el comportamiento del cromo en el medio ambiente acuático. Se cree que la precipitación de hidróxido de cromo es el mecanismo dominante de eliminación del cromo (III) en el agua natural. Los estudios en lagos mostraron que la proporción de cromo (III) a cromo (VI) se ve afectada por la cantidad de materia orgánica y oxígeno disuelto. El cromo (VI) es bastante soluble y existe en solución como un anión complejo. Los factores de bioconcentración oscilan entre 100 y 1000 (ANZECC & ARMCANZ, 2000e).

La toxicidad del cromo se ve afectada por el estado de valencia: el cromo (III) generalmente es menos tóxico que el cromo (VI). Hay equilibrio entre las dos formas bajo diferentes condiciones. La toxicidad del cromo (III) disminuye al aumentar la dureza y la alcalinidad. La toxicidad del cromo (VI) puede depender de la dureza, pero no hay algoritmos

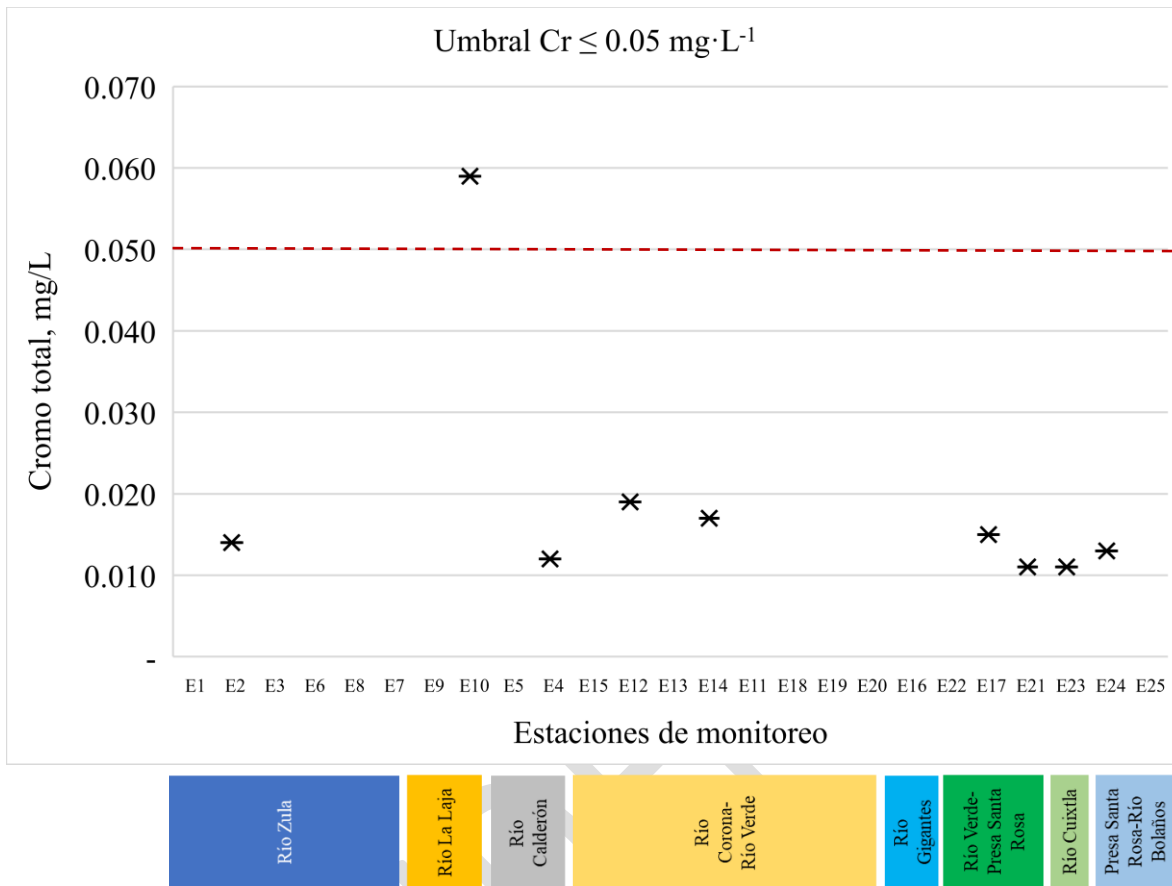
disponibles. La toxicidad del cromo (VI) aumenta en agua dulce a un pH más bajo (ANZECC & ARMCANZ, 2000e).

El cromo (VI) no se ve muy afectado por la materia orgánica disuelta o la materia en suspensión. El cromo (III) se elimina fácilmente de la columna de agua mediante materia orgánica disuelta, material en suspensión o precipitación. Las mediciones de filtración y especiación deben tener esto en cuenta. El cromo (VI) puede bioacumularse hasta cierto punto y el cromo (III) puede estar biodisponible a partir del material en suspensión. El cromo es generalmente más tóxico a altas temperaturas (ANZECC & ARMCANZ, 2000e).

La LFD (2021) establece para el cromo total valores límites de concentración de 0.05 mg·L<sup>-1</sup> para fuentes de abastecimiento de agua para uso público, 0.10 mg·L<sup>-1</sup> en agua para riego agrícola, y de 0.05 mg·L<sup>-1</sup> para la protección de la vida acuática. La USEPA (2022) establece valores límite para el cromo (III) de 0.570 mg·L<sup>-1</sup> para exposición aguda y 0.074 mg·L<sup>-1</sup> para exposición crónica; y para el cromo (VI) 0.016 mg·L<sup>-1</sup> para exposición aguda y 0.011 mg·L<sup>-1</sup> para exposición crónica.

En la cuenca del Río Santiago-Guadalajara se identificaron concentraciones en varias de las estaciones monitoreadas aunque su concentración está por debajo de los [Cr total]<0.02 mg·L<sup>-1</sup>, como la E2 en el Arroyo Teretán (Alto Zula), E14 en el Arroyo Las Pintas (El Salto-Juanacatlán), E12 y E13 en el Río Santiago en El Salto-Juanacatlán, E4 en el Río Calderón (Calderón), E17 en el Río La Soledad (La Soledad), E21 en el Río Arenal (Presa Santa Rosa), E23 en el Río La Calera (García de la Cadena), y en la E24 del Río Amatitán (Tequila).

En la estación E10 del Río Zapotlanejo (Puente de Calderón) fue la única estación en donde se encontró valores por arriba de los 0.05 mg·L<sup>-1</sup> estipulados en la LFD. Sin contar con la especiación del cromo en los análisis que se llevaron a cabo en el laboratorio, es conveniente señalar que en las estaciones E12 y E14 localizadas en la microcuenca de El Salto-Juanacatlán presentan concentraciones mayores a 0.15 mg·L<sup>-1</sup> en cromo total la cual supera el límite establecido por la USEPA (2022) para exposición aguda al Cr(VI) (Figura 9.7).



**Figura 9.7.** Concentración promedio en el periodo de cromo total (Cr) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

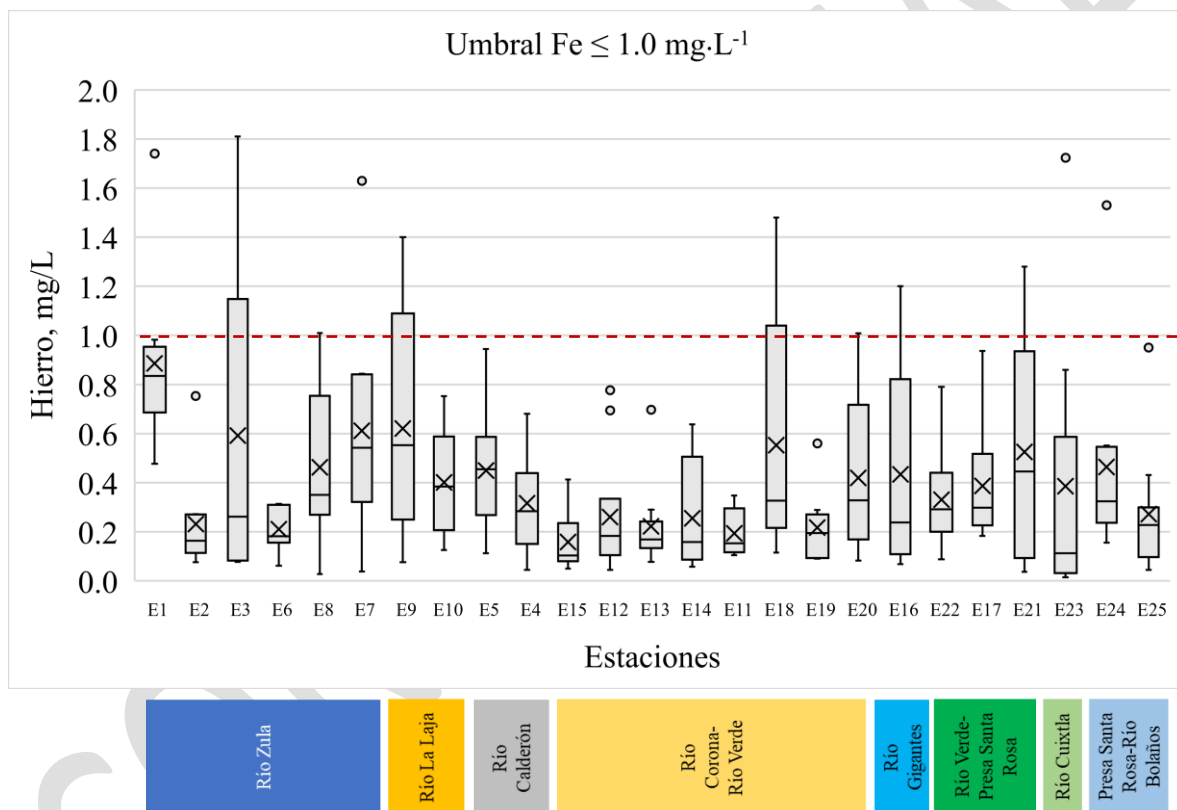
### 9.8. Hierro

El hierro es el cuarto elemento más abundante en la corteza terrestre y puede estar presente en las aguas naturales en cantidades variables según la geología del área y otros componentes químicos de la vía fluvial. Los estados de oxidación más comunes del hierro en el agua son el ferroso ( $\text{Fe}^{+2}$ ) y férrico ( $\text{Fe}^{+3}$ ), aunque pueden estar presentes otras formas en las corrientes de aguas residuales orgánicas e inorgánicas. En las aguas superficiales, el hierro está generalmente presente en estado férrico; en aguas reductoras, la forma ferrosa puede persistir. El límite analítico práctico de cuantificación (PQL) actual para el hierro es de  $1 \mu\text{g/L}$  en agua dulce y de  $2 \mu\text{g/L}$  en agua marina (ANZECC & ARMCANZ, 2000e).

El hierro (Fe) es un oligoelemento esencial tanto para plantas como para animales, requerido por la mayoría de los organismos para el crecimiento y desarrollo esenciales, y la deficiencia de hierro podría causar efectos biológicos adversos. Sin embargo, se ha informado toxicidad aguda para insectos acuáticos en concentraciones de hierro que oscilan entre  $320$  y  $16,000 \mu\text{g/L}$  (ANZECC & ARMCANZ, 2000f).

En presencia de oxígeno, el hierro se encuentra a menudo como suspensiones coloidales de hidróxido férrico, que pueden permanecer suspendidos en agua o asentarse y endurecerse. Los flóculos suspendidos pueden causar problemas de turbidez, disminución de la penetración de la luz y asfixia de organismos bénticos (ANZECC & ARMCANZ, 2000f).

La LFD (2022) establece un valor límite para el hierro (Fe) de  $0.30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para fuentes de abastecimiento de agua para uso público,  $5.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para agua de riego agrícola, y  $1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para la protección de la vida acuática. La USEPA (2022) establece solamente un valor límite de  $1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  en el caso de exposición crónica para la protección de la vida acuática (Figura 9.8).



**Figura 9.8.** Concentración promedio en el periodo de hierro (Fe) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

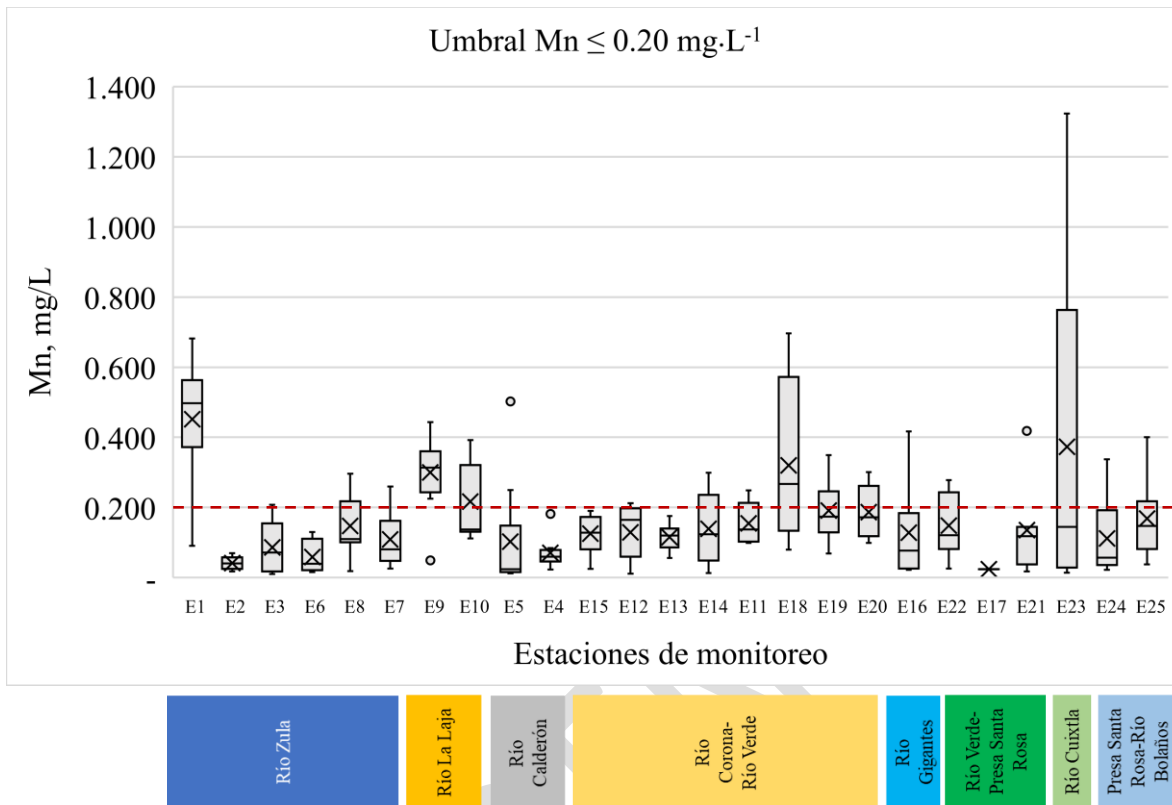
## 9.9. Manganeso

El manganeso (Mn) se usa comúnmente en aleaciones de acero y baterías de celda seca, así como en pinturas, tintas, vidrio, cerámica, fuegos artificiales y fertilizantes. Es un componente común de las descargas de las actividades de minería y fundición. Está ampliamente distribuido en la corteza terrestre, más comúnmente como  $MnO_2$ . El límite analítico práctico de cuantificación (PQL) actual para el manganeso es de  $0.1 \mu\text{g/L}$  en agua dulce y de  $2 \mu\text{g/L}$  en agua marina (ANZECC & ARMCANZ, 2000g).

El manganeso (Mn) es un oligoelemento esencial para microorganismos, plantas y animales y puede bioconcentrarse hasta cuatro órdenes de magnitud, posiblemente para facilitar usos esenciales. Está presente en aguas naturales en forma suspendida (similar al hierro) aunque las formas solubles pueden persistir a pH bajo o bajo OD. Su toxicidad es baja en comparación con otros metales traza (ANZECC & ARMCANZ, 2000g).

La LFD (2022) establece un valor límite de  $0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para fuentes de abastecimiento de agua para uso público, y  $0.20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para agua de riego agrícola, y no establece límites para la protección de la vida acuática. La USEPA (2022) no tiene regulado el manganeso en sus criterios de calidad del agua para la protección de la vida acuática.

En las estaciones monitoreadas en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara se presentan concentraciones de manganeso (Mn) por arriba de  $0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  en todas las estaciones lo cual permite inferir que se trata, al igual que el bario (Ba) y el boro (B) de un componente natural del sistema en donde será presuntivo diferenciar la presencia natural del elemento en el agua del río de las posibles contribuciones derivadas de las descargas de aguas residuales contaminadas o lixiviados de los tiraderos a cielo abierto. Por lo tanto, de acuerdo con la LFD (2021) esta agua no sería apropiada como fuente de abastecimiento de agua para la población. Sin embargo, si establecemos un límite presuntivo de  $0.20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  que es el establecido para su uso en riego agrícola, encontramos que en varias estaciones se encontraron altos niveles de concentración de este elemento, lo cual las haría inapropiadas para este uso. (Figura 9.9).



**Figura 9.9.** Concentración promedio en el periodo de manganeso (Mn) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 9.10. Níquel

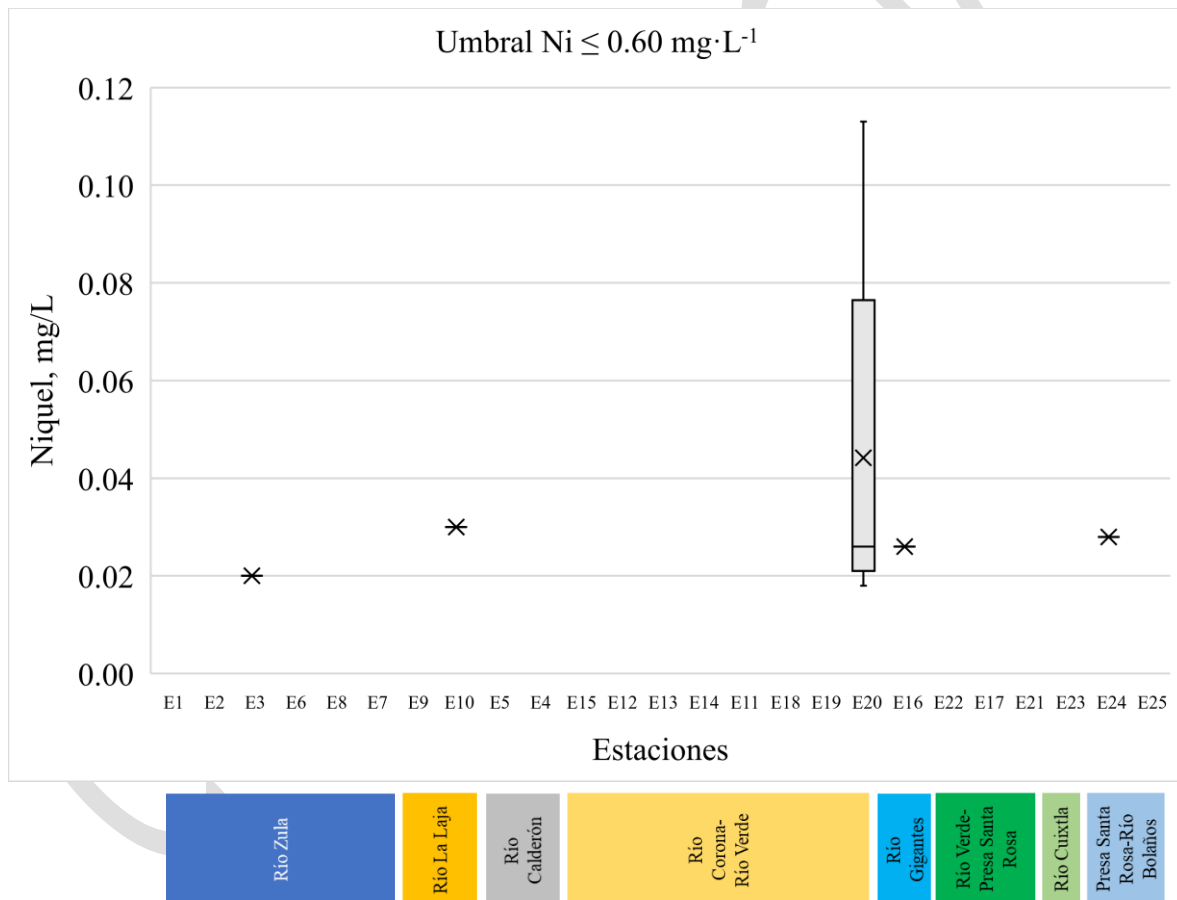
El níquel puede entrar en el medio ambiente de forma natural a través de la meteorización de minerales y rocas ya través de fuentes antropogénicas. Más del 90% del níquel en el ambiente acuático está asociado con partículas de sedimentos. El níquel se encuentra en bajas concentraciones de fondo en la mayoría de las aguas naturales. El níquel es un oligoelemento esencial para los organismos acuáticos, pero puede ser tóxico en concentraciones más altas (ANZECC & ARMCANZ 2000h).

La toxicidad del níquel disminuye con el aumento de la dureza y se dispone en la literatura de un algoritmo de dureza. La toxicidad del níquel aumenta a medida que disminuye el pH. Esto se tiene en cuenta en el algoritmo de dureza. El níquel está débilmente complejo por la materia orgánica disuelta y es menos biodisponible cuando se adsorbe al material en suspensión. La bioconcentración de níquel no es un problema significativo en ambientes acuáticos (ANZECC & ARMCANZ 2000h).

La LFD (2021) establece un valor límite para la concentración de níquel (Ni) de 0.01 mg·L<sup>-1</sup> en fuentes de abastecimiento de agua para servicio público; 0.2 mg·L<sup>-1</sup> para el agua

de riego; y de  $0.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para la protección de la vida acuática en ambientes de agua dulce. Por otra parte, la USEPA (2022) establece como criterio para la protección de la vida acuática en cuerpos de agua dulce un valor de  $0.470 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para la exposición aguda a este elemento y de  $0.052 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para la exposición crónica.

En la cuenca del Río Santiago-Guadalajara el níquel (Ni) no fue identificado como un problema dado que este elemento estuvo presente solamente en 5 estaciones en concentraciones cercanas a los  $0.03 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . Estas estaciones fueron la del Arroyo Morales (E3), la de El Arroyo el Ahogado (20), Río Zapotlanejo (E10), la del Río Santiago en Ixtlahuacán del Río (E16), y la del Río Amatitán (E24). Cabe señalar que el mayor grado de presencia de este elemento traza se encontró en la estación del Arroyo El Ahogado (E20) (Figura 9.10).



**Figura 9.10.** Concentración promedio en el periodo de níquel (Ni) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.



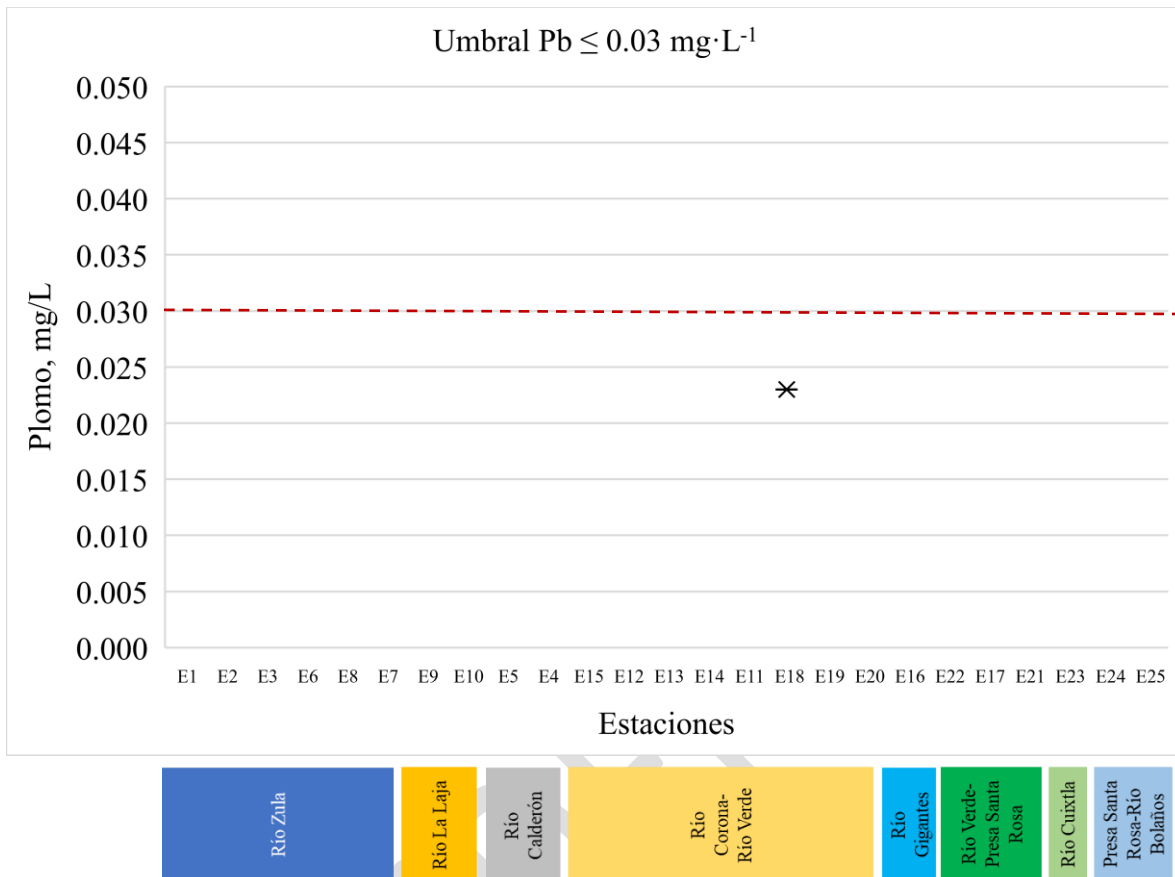
### 9.11. Plomo

Las fuentes antropogénicas de plomo (Pb) al medio ambiente superan todas las fuentes naturales (por ejemplo, la meteorización de los minerales de sulfuro, especialmente la galena), y el plomo llega al medio ambiente acuático a través de la precipitación, la caída de polvo de plomo, la escorrentía de las calles en las zonas urbanas y las descargas de aguas residuales industriales y municipales (ANZECC & ARMCANZ, 2000i). El plomo generalmente está presente en concentraciones muy bajas en las aguas naturales. En aguas dulces, las principales especies de plomo son  $PbCO_3$  y complejos orgánicos de plomo, con cantidades mucho menores de iones de plomo libres. En aguas marinas, el carbonato de plomo es la forma predominante (ANZECC & ARMCANZ, 2000i).

El plomo se presenta en los estados de valencia +2 y +4, aunque el plomo elemental es relativamente soluble en agua blanda y ácida y, por lo tanto, desempeña un papel importante en la entrada de plomo en el medio ambiente acuático. La toxicidad del plomo depende de la dureza y se dispone de un algoritmo de dureza (ANZECC & ARMCANZ, 2000g). La toxicidad del plomo se reduce por la baja solubilidad de muchas formas de plomo en el ambiente natural, particularmente en aguas alcalinas. El plomo está fuertemente complejoado por la materia orgánica disuelta en la mayoría de las aguas naturales. Las mediciones de especiación pueden explicar esto. El plomo es fuertemente adsorbido por arcilla suspendida, sustancias húmicas y otros materiales suspendidos. Las mediciones de filtración y especiación deben tener esto en cuenta. El plomo puede bioacumularse en los organismos acuáticos, pero generalmente no está disponible en concentraciones suficientes para causar problemas significativos (ANZECC & ARMCANZ, 2000i).

La LFD (2021) establece como máximos de concentración permisible de plomo (Pb) en ambientes acuáticos de agua dulce de  $0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  en fuentes de abastecimiento de agua para uso público,  $0.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  en aguas usadas para riego agrícola, y de  $0.03 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para la conservación de la vida acuática. Por otra parte, la USEPA (2022) establece como criterio para la protección de la vida acuática un valor límite de  $0.065 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para exposición aguda y  $0.0025 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para exposición crónica.

Considerando estos valores límite, en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara solamente se encontró presencia de este elemento en una sola ocasión en concentraciones menores a las establecidas para exposición crónica de  $0.025 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  en la estación E18 en el Arroyo El Ahogado (ver Figura 9.11).



**Figura 9.11.** Concentración promedio en el periodo de plomo (Pb) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 9.12. Zinc

El zinc puede ingresar al medio ambiente tanto a partir de procesos naturales (p. ej., meteorización y erosión) como antropogénicos (p. ej., producción de zinc, incineración de desechos, escorrentía urbana; lixiviación de residuos sólidos urbanos en rellenos sanitarios) (ANZECC & ARMCANZ, 2000). El zinc es un oligoelemento esencial requerido por la mayoría de los organismos para su crecimiento y desarrollo. Se encuentra en la mayoría de las aguas naturales en bajas concentraciones (ANZECC & ARMCANZ, 2000j).

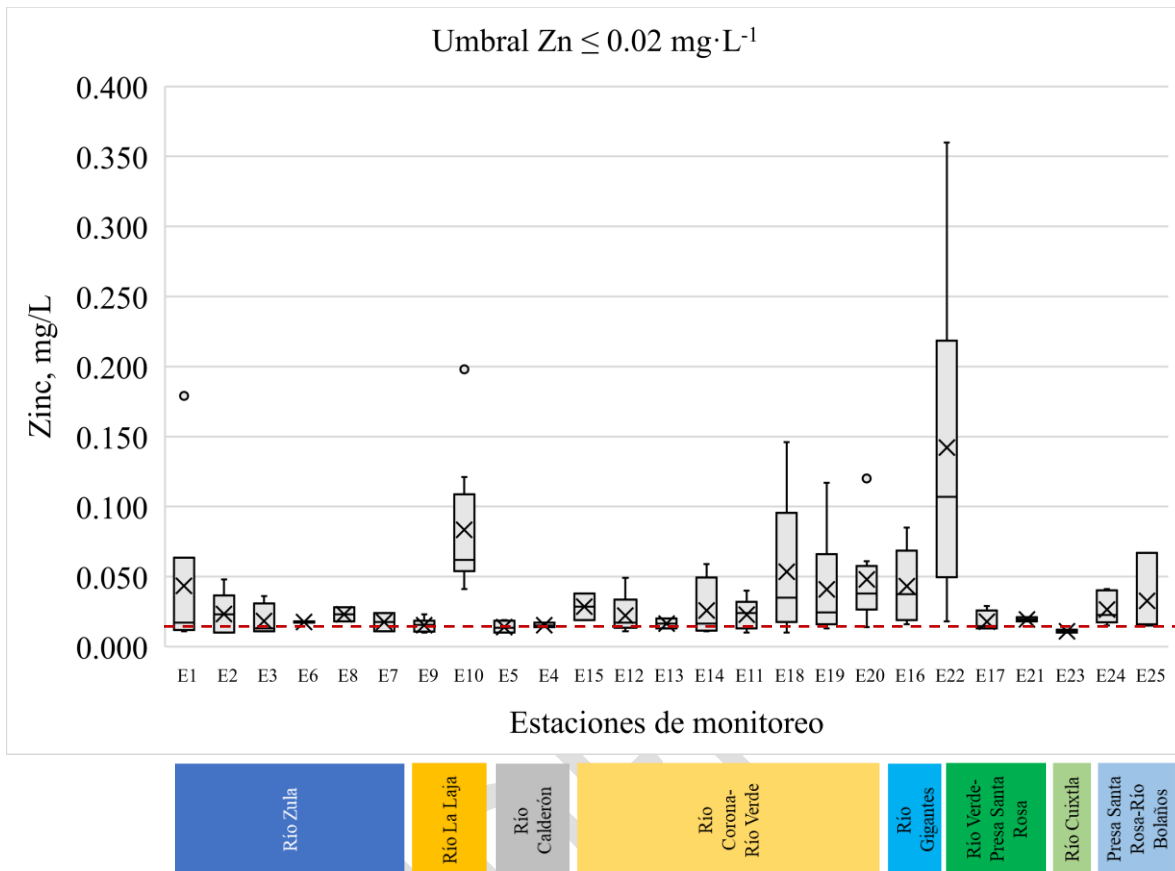
La toxicidad del zinc depende de la dureza (también de la alcalinidad) y se dispone de un algoritmo de dureza (ANZECC & ARMCANZ, 2000j). La toxicidad disminuye al aumentar la dureza y la alcalinidad. Los niveles de materia orgánica disuelta que se encuentran en la mayoría de las aguas dulces generalmente son suficientes para eliminar la toxicidad del zinc, pero a menudo no en aguas muy blandas. Las mediciones de especiación pueden explicar esto. El zinc forma complejos con la materia orgánica disuelta, cuya estabilidad depende del pH. La complejación orgánica es común en las aguas marinas. El

zinc es adsorbido por el material en suspensión. Las mediciones de filtración y especiación deben tener esto en cuenta. Existe evidencia contradictoria sobre su biodisponibilidad después de la adsorción. La toxicidad del zinc generalmente disminuye con la disminución del pH, al menos por debajo de pH 8. Las tendencias son complejas por encima de pH 8. La absorción y la toxicidad del zinc generalmente disminuyen a medida que aumenta la salinidad (ANZECC & ARMCANZ, 2000j).

La LFD (2021) establece como límites máximos para fuentes de abastecimiento de agua para el servicio público una concentración de zinc (Zn) de  $5.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , para riego agrícola de  $2.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , y para protección de la vida acuática de  $0.02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . La USEPA (2022) establece para la protección de la vida acuática una exposición aguda de zinc (Zn) un límite de  $0.120 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , y para exposición crónica de  $0.120 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .

Considerando estos criterios establecidos en la LFD (2021) para la protección de la vida acuática, en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara se tienen todas las estaciones monitoreadas incumplen el criterio de la LFD y de la USEPA (Figura 9.12). Sin embargo, las que se destacan por presentar concentraciones medias de  $[\text{Zn}] > 0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  es decir 2.5 veces por arriba de la establecida por la LFD son las siguientes:

- a) Las E18 en el Arroyo El Ahogado;
- b) La E10 localizada en el Río Zapotlanejo; y
- c) La E22 en el Río Blanco.



**Figura 9.12.** Concentración promedio en el periodo de zinc (Zn) en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

## 10. TOXICIDAD AGUDA

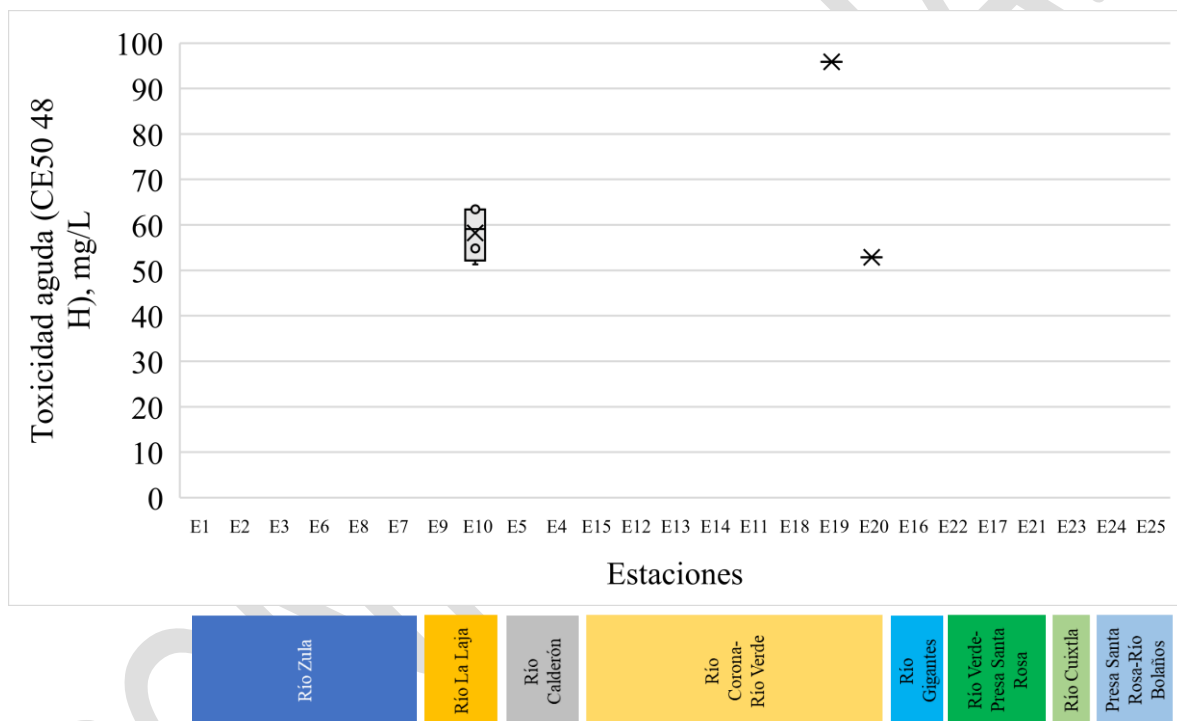
La toxicidad es el potencial inherente o capacidad de una sustancia para causar efectos adversos en organismos vivos. Mientras que la toxicidad aguda es el efecto que se manifiesta en los organismos de prueba, luego de exponerlos a las muestras problema por una sola vez, durante un período de 48 h (SCFI, 2010).

La toxicidad aguda para *Daphnia* (48 horas, CE50 en mg/l) es la toxicidad aguda se expresa como la concentración efectiva media (CE50) para la inmovilización. Esta es la concentración que inmoviliza el 50% de las *Daphnia* en un lote de prueba dentro de un período continuo de exposición que suele ser de 48 horas. Este método se basa en la medición de la toxicidad aguda, mediante la definición de la concentración efectiva media (CE50), donde la respuesta que se evalúa es la ausencia de movilidad o muerte, bajo condiciones de exposición controlada del crustáceo del Orden Cladocera *D. magna*, durante 48 h (SCFI, 2010).

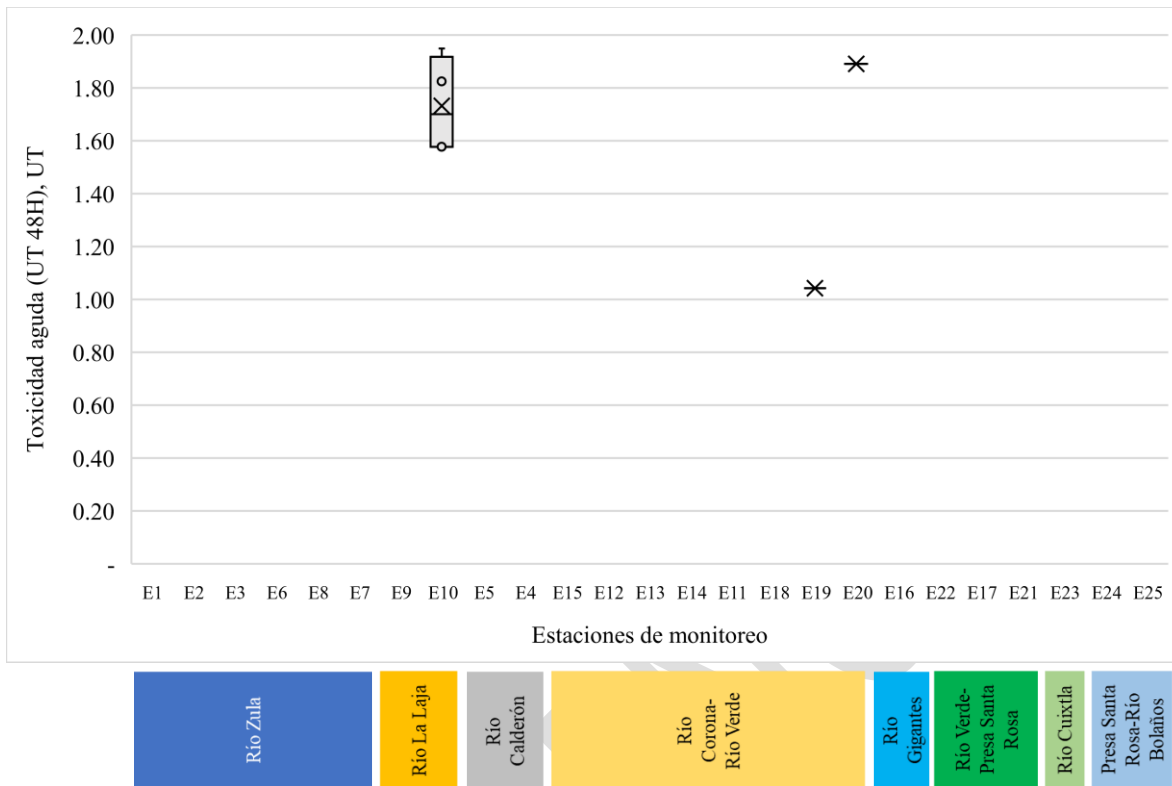
Las unidades de toxicidad (UT) es la forma de expresar el grado de toxicidad de una muestra de la cual no se conoce la concentración de las sustancias que contiene. Es aplicable solo a descargas y mezclas complejas y se calcula mediante la relación  $UT = 100 / CE50$ . En donde 100 es la concentración inicial de la muestra referida en por ciento (SCFI, 2010).

Se realizaron pruebas de toxicidad agua a todas las muestras analizadas y se encontró que en las siguientes estaciones resultaron positivas:

- La E19 del Arroyo Las Pintas localizada en la microcuenca de El Ahogado.
- La E20 del Arroyo El Ahogado localizada en la microcuenca de El Ahogado.
- La E10 localizada en el Río Zapotlanejo en la subcuenca del Río La Laja.



**Figura 10.1.** Toxicidad agua CE50 de 48 horas en muestras de agua por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.



**Figura 10.2.** Unidades de toxicidad calculados para las muestras de agua que resultaron positivas en las pruebas de toxicidad EC50 de 48 horas por estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

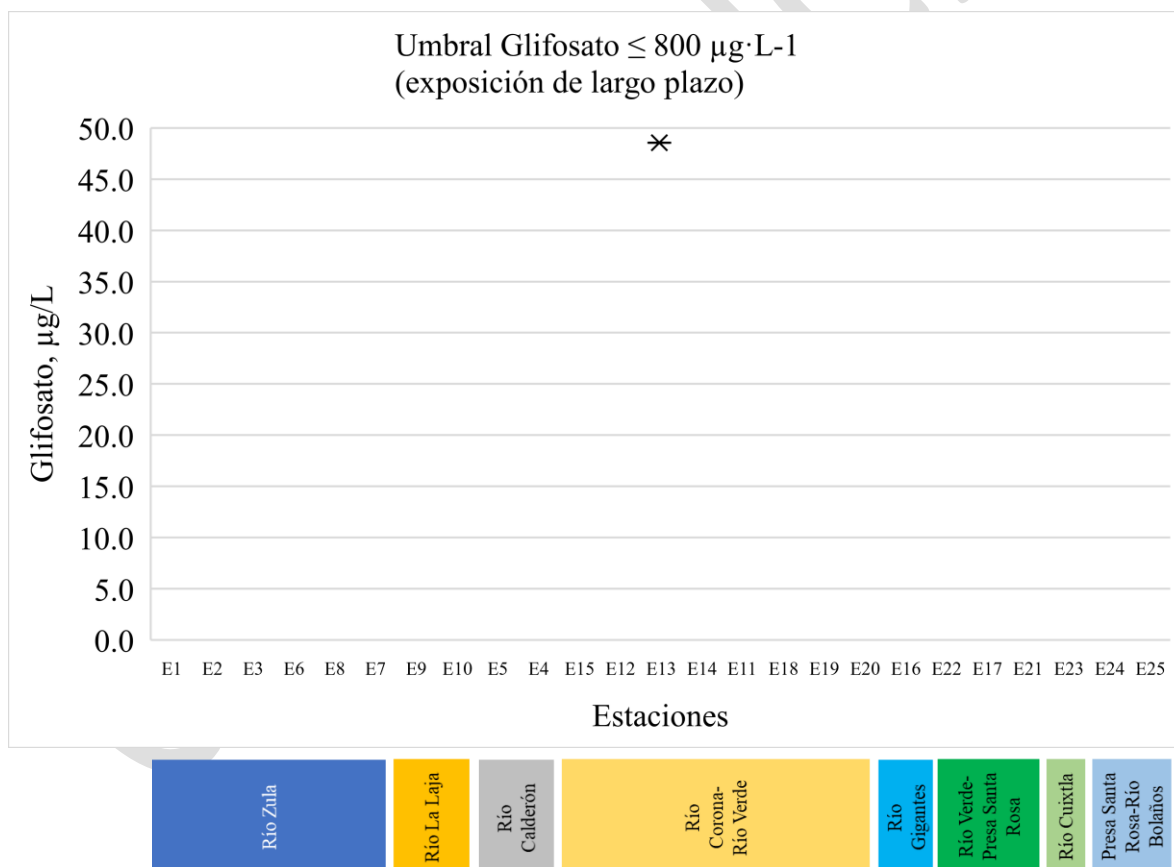
## 11. COMPUESTOS ORGÁNICOS SINTÉTICOS

La mayoría de los pesticidas organoclorados están prohibidos por disposición oficial en México y en los EUA debido a los efectos que tienen estas sustancias sobre la salud humana y el medio ambiente; sin embargo, estos compuestos y sus metabolitos son extremadamente persistentes en el medio ambiente. Por otra parte, las fuentes de compuestos orgánicos semivolátiles (COS) son principalmente industriales e incluyen colorantes, pigmentos, solventes, lubricantes, aditivos de aceite y combustión. Los COS ingresan a los ríos principalmente en efluentes de aguas residuales industriales y municipales y esorrentías no puntuales. Algunos hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) también resultan como subproductos de la combustión natural, como los incendios forestales, y se encontraban en descargas históricas de plantas de gas manufacturado e instalaciones de tratamiento de madera que usaban creosota (DOF, 1991; USGS,1997).

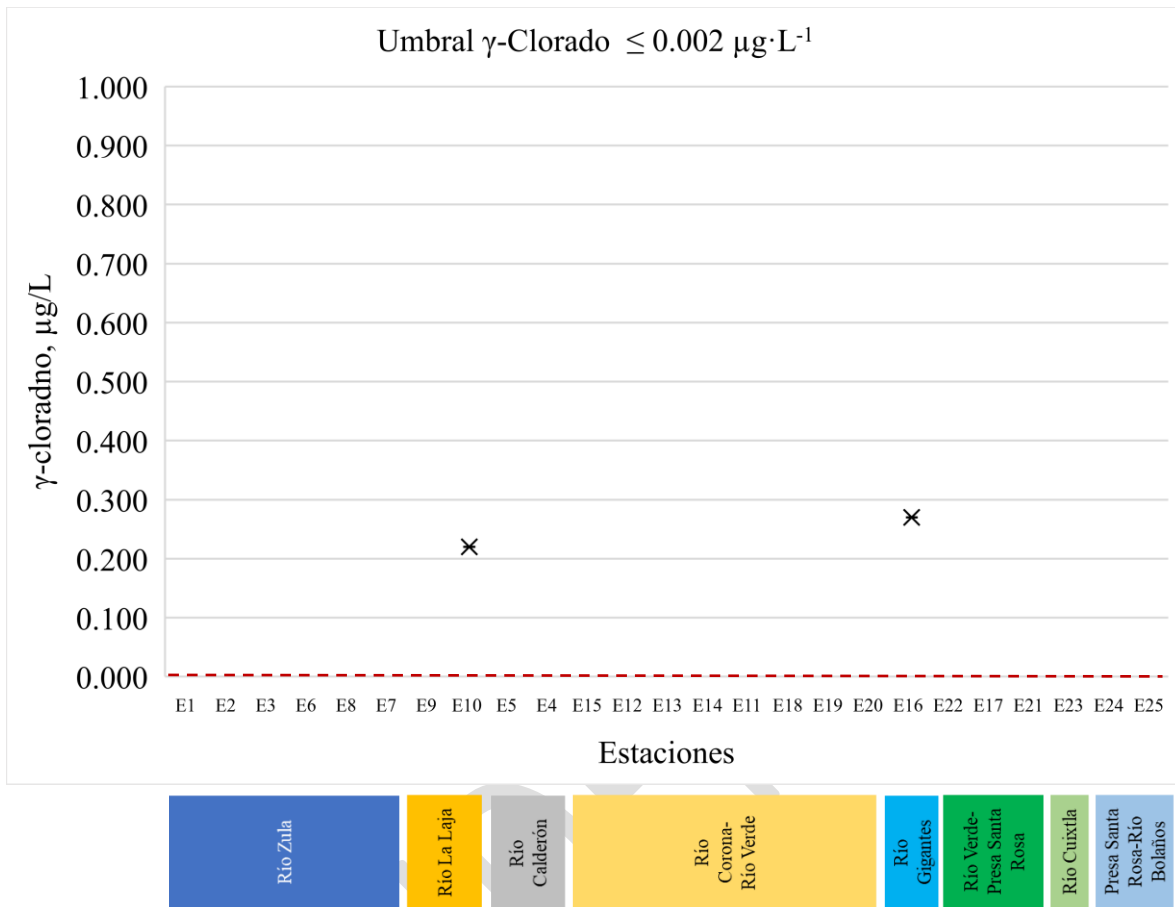
Los compuestos orgánicos sintéticos analizados se dividen en cuatro grupos: a) Plaguicidas; b) Compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles; c) Antibióticos; d) Hormonas. De acuerdo con los métodos y límites detección usados en los procedimientos analíticos no se logró detectar en ninguna de las estaciones de muestreo ninguno de los

analitos de los grupos de antibióticos y hormonas (Tabla II.5 del Anexo II) durante todo el periodo de muestreo.

En el caso de los plaguicidas no se detectó presencia de ninguno de los analitos en el periodo de julio a diciembre del 2021. Sin embargo, a partir de enero del 2022 se comenzó a detectar la presencia de algunos de los plaguicidas de la lista de la Tabla II.4 considerando de acuerdo con los métodos de identificación, cuantificación, y límites de detección utilizados. Los plaguicidas que fueron detectados y cuantificados son: Glifosato, Gamma-Clordano ( $\gamma$ -Clordano), Heptacloro, y Aldrín. En particular son preocupantes las cantidades de Heptacloro y Aldrín observadas en la mayor parte de las estaciones (ver Figuras 11.3 y 11.4). En el caso de los compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles se observó presencia de tolueno en varias estaciones de monitoreo únicamente durante el mes de diciembre del 2021 (ver Figura 11.5). Esto se puede deber principalmente a que durante el estiaje frío y cálido se concentran varios de los contaminantes presentes en el agua.

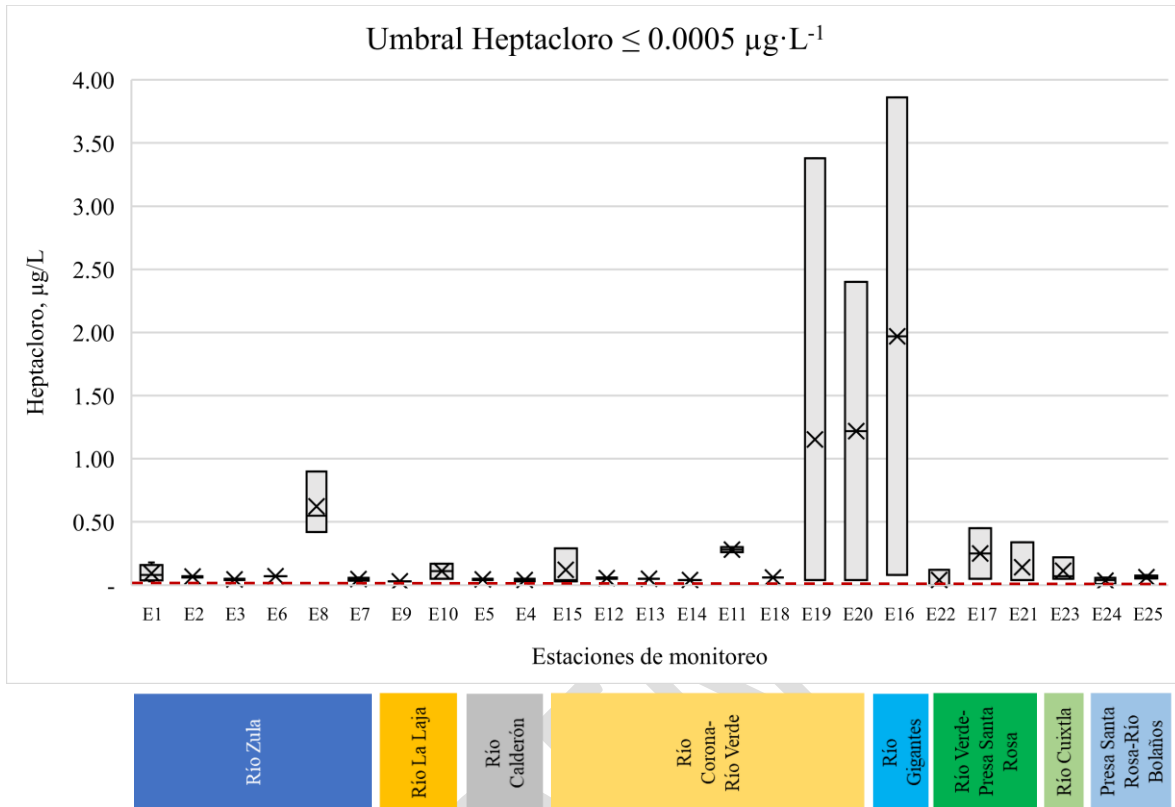


**Figura 11.1.** Concentración promedio de glifosato en muestras de agua por estación de monitoreo en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

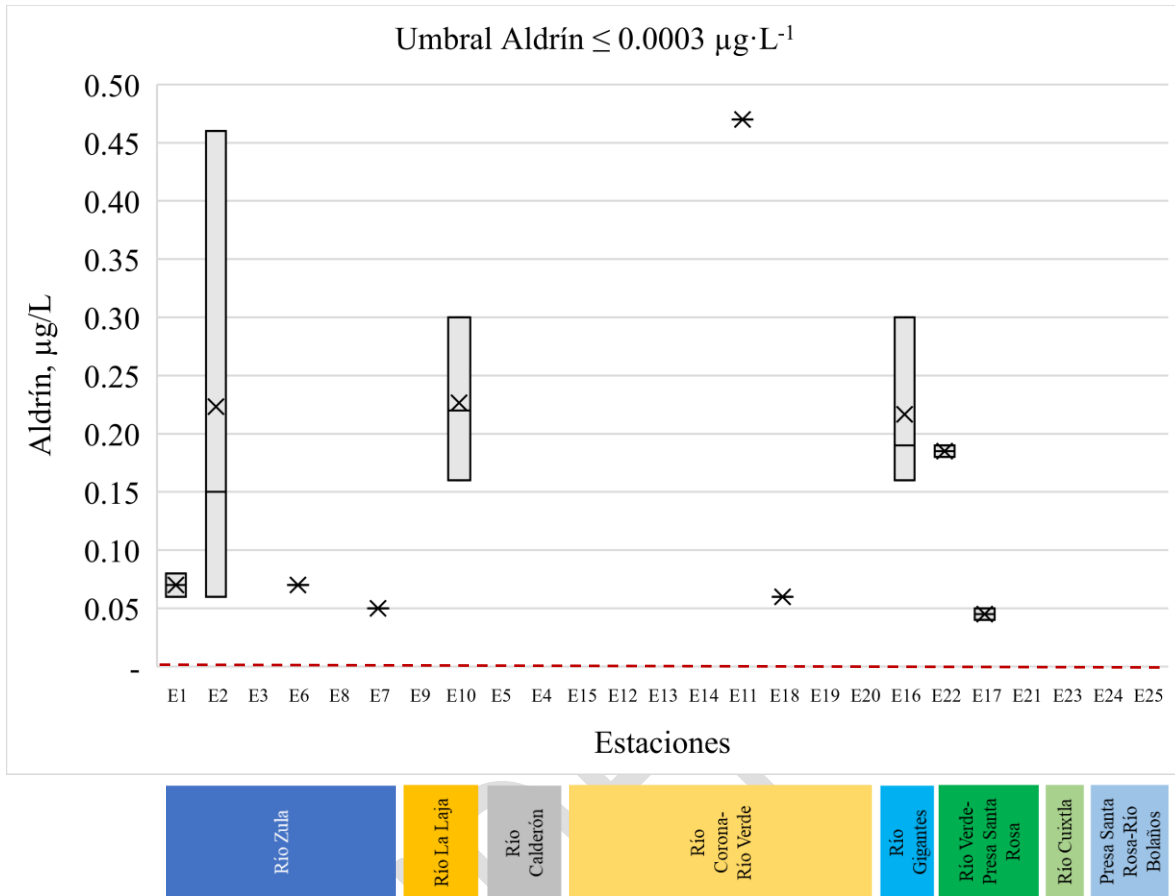


**Figura 11.2.** Concentración promedio de  $\gamma$ -Clordano en muestras de agua por estación de monitoreo en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

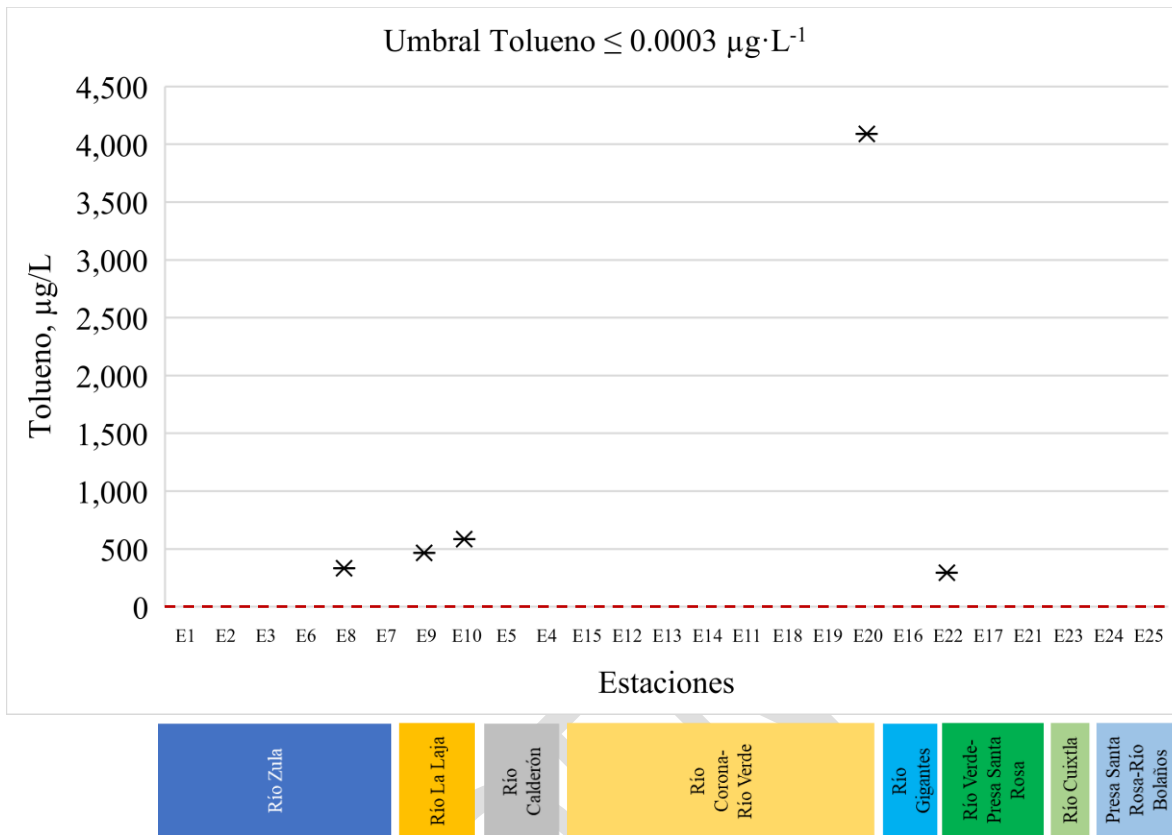




**Figura 11.3.** Concentración promedio de Heptacloro en muestras de agua por estación de monitoreo en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.



**Figura 11.4.** Concentración promedio de Aldrín en muestras de agua por estación de monitoreo en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.



**Figura 11.5.** Concentración promedio de Tolueno en muestras de agua por estación de monitoreo en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

CONFIDENTIAL

## 12. ÍNDICE DE BIODEGRADABILIDAD

Generalmente se dice que DQO y DBO comparten una relación teórica. La relación DQO/DBO es un indicador de la presencia de materia orgánica e inorgánica presente en las aguas residuales, compost y otros materiales naturales y artificiales. DQO siempre es mayor que DBO, por lo que la relación siempre será mayor que 1.0 (BIOKIMICROKI, 2022). Las relaciones DQO/DBO pueden ser muy variables y dependen del origen del agua analizada. Si la relación DQO/DBO alto indica que el agua contiene un mayor porcentaje de material no biodegradable en la muestra. Mientras que la proporción de DBO/DQO (inversa) indicaría lo contrario. De esta forma (BIOKIMICROKI, 2022):

- En las aguas residuales domésticas la relación DBO/DQO es de 0.5.
- Para las aguas residuales sin tratar, la relación DBO/DQO está entre 0.3 y 0.8.

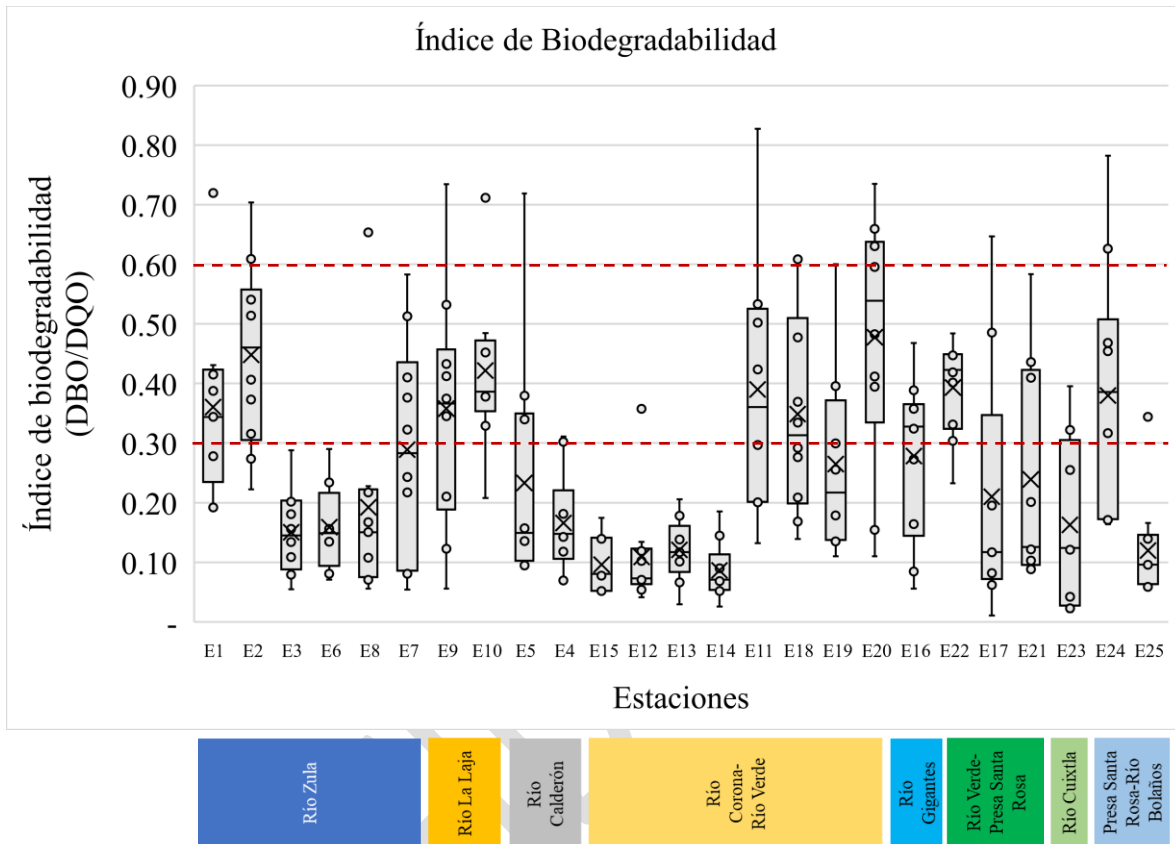
A manera de regla general (BIOKIMICROKI, 2022):

- Si DBO/DQO está en el rango de 0.92 a 1, el agua residual es completamente biodegradable.
- Si DBO/DQO > 0.6, el agua podrá ser tratada mediante procesos biológicos de forma aceptable.
- Si DBO/DQO está entre 0.3 y 0.6, entonces se requiere un proceso combinado de tratamiento fisicoquímico con biológico para tratar el agua residual.
- Si DBO/DQO < 0.3, entonces el tratamiento biológico no es posible y los procesos fisicoquímicos tendrán que ser los prioritarios en el proceso de tratamiento.

Cuando el índice de biodegradabilidad  $[DBO/DQO] > 0.6$  es indicativo que las aguas están contaminadas mayormente con residuos generados en comunidades rurales y los desechos se pueden biodegradar mediante procesos naturales. Si la  $[DBO/DQO]: 0.3-0.6$  tenemos aguas mixtas entre aguas residuales municipales, industriales y agropecuarias en donde los procesos biológicos no son suficientes para la degradación de la contaminación orgánica. Finalmente, si la  $[DBO/DQO] < 0.3$  eso es indicativo que las aguas proceden mayormente de actividades industriales en donde los compuestos químicos desechados no pueden degradarse mediante procesos biológicos simples y requieren de tratamientos más complejos para lograr su degradación.

De acuerdo con estos criterios de en la Figura 12.1 podemos observar que prácticamente en todos los casos el valor medio del índice de biodegradabilidad está por debajo de  $[DBO/DQO] < 0.6$  lo cual indica que el agua que fluye por las corrientes monitoreadas no podrá degradarse mediante proceso biológicos naturales. Un 36% de dichas corrientes podrá degradarse mediante procesos combinados fisicoquímicos y biológicos dado que se encuentran en el rango de  $[DBO/DQO]: 0.3-0.6$ . Sin embargo, desafortunadamente

los contaminantes del 64% de las corrientes fluviales monitoreadas no tienen posibilidad de biodegradarse de forma natural dado que su relación  $[DBO/DQO] < 0.3$  lo cual hace notable la presencia de descargas industriales en estas corrientes fluviales.



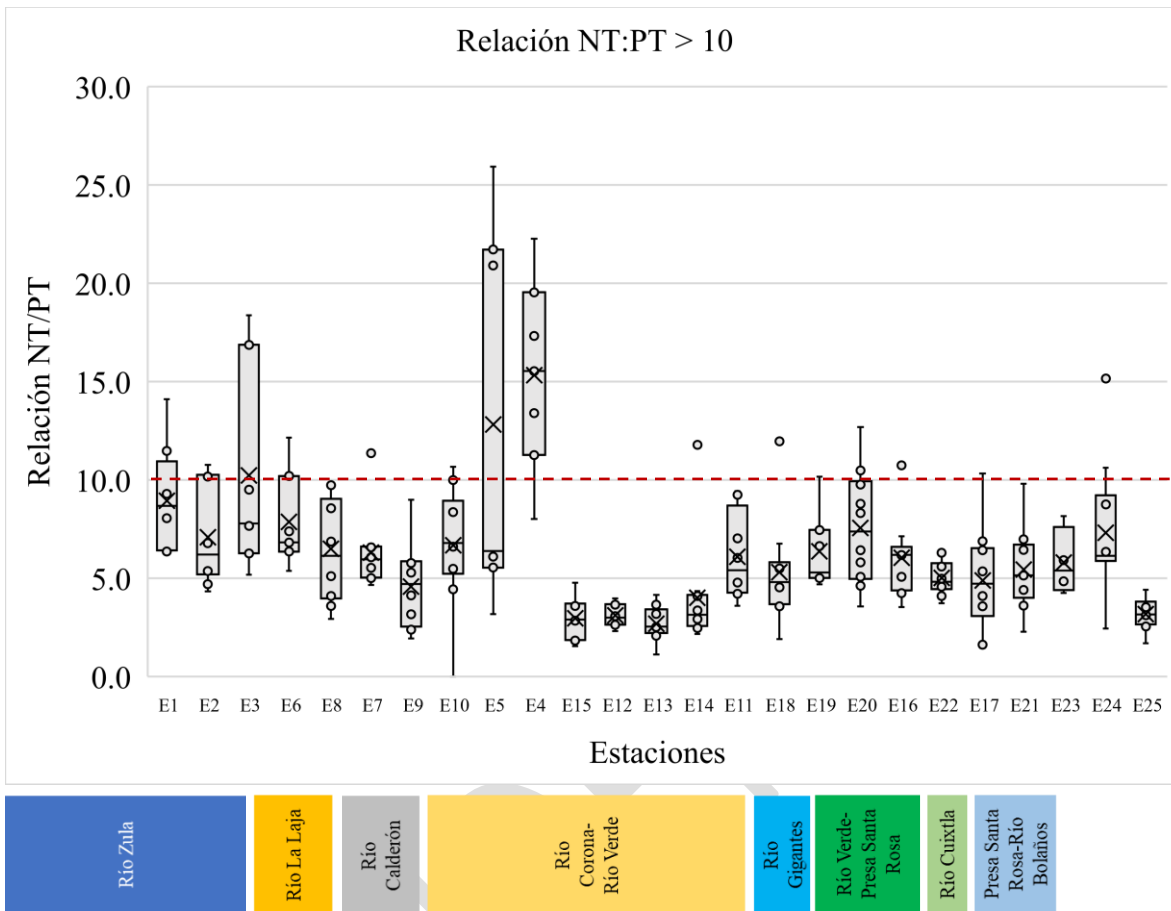
**Figura 12.1.** Comportamiento del índice de biodegradabilidad (DBO/DQO) de las muestras analizadas en cada una de las estaciones de monitoreo de calidad del agua en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 13. RELACIÓN NT:PT Y USO DEL SUELO

Las actividades agrícolas son una fuente importante de nutrientes para los ecosistemas de agua dulce y marinos. El nitrógeno y el fósforo han sido identificados como los principales contaminantes en lagos, ríos y estuarios. Los nutrientes agrícolas (por ejemplo, fertilizantes comerciales y estiércol animal) son ricos en nitrógeno y fósforo y entran a los cuerpos de agua a través del flujo superficial y subterráneo. Dado que el nitrógeno y el fósforo son los principales nutrientes que limitan la producción en los sistemas marinos y de agua dulce, una carga excesiva de estos nutrientes puede afectar negativamente a las aguas receptoras. Los impactos de los nutrientes agrícolas en el agua dulce y la eutrofización marina en todo el mundo ahora están bien documentados. Tanto la cantidad como la estequiometría de N y P influyen en la producción primaria acuática y estructura comunitaria. Aunque el N y el P son esenciales para el funcionamiento del ecosistema, las cantidades relativas (es decir, la estequiometría) de estos elementos son críticas. Cuando las proporciones ambientales de suministro de nutrientes son extremas en comparación con la demanda biótica, la estructura, función y productividad del ecosistema se ven afectadas. Igualmente, en ecosistemas de agua dulce, la proporción de nitrógeno a fósforo tiene un impacto importante en la composición de especies de algas (Arbuckle & Downing, 2001).

De acuerdo con la literatura la relación NT:PT  $<16$  se ha aceptado como un criterio que indica limitación de nitrógeno para lagos ubicados en la región centro-occidente de México. Aún más cuando esta relación NT:PT  $<10$  esto es indicativo de que el ecosistema recibe cargas importantes de nutrientes que por lo regular proceden de descargas continuas de aguas residuales crudas (de Anda et al., 2022). Por debajo de este valor límite se presenta floraciones importantes de algas, captura nocturna de oxígeno durante el proceso de respiración de las algas, y como consecuencia mortandad de peces (de Anda et al., 2022).

Después de retirar algunos valores atípicos en la relación NT:PT se construyó la gráfica de la Figura 13.1. De acuerdo con los resultados observados en esta figura que prácticamente la relación NT:PT  $<16$  en todas las estaciones. Las estaciones que se encuentran en una relación cercana a este valor son las localizadas en la cuenca del Río Calderón (E4, E5), el resto de las estaciones se encuentran en valores de NT:PT  $<10$  lo cual es indicativo de que reciben grandes cantidades de nutrientes procedentes de las actividades agrícolas, pecuarias, y/o descargas de aguas municipales.



**Figura 13.1.** Comportamiento del de la relación NT:PT en las muestras analizadas en cada una de las estaciones de monitoreo de calidad del agua en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

## 14. ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA

La evaluación del Índice de Calidad del Agua específico para el Río Santiago (ICA-RS) se llevó de acuerdo con la metodología descrita en el documento “Desarrollo de un índice de calidad del agua para el Río Santiago en la Cuenca Río Santiago-Guadalajara” (Gradilla-Hernández et al., 2020; Casillas-García et al., 2021). Los resultados obtenidos con la base de datos de calidad del agua se reportan en el informe adjunto de Fernández-del-Castillo-Barrón et al. (2022).

En el informe del ICA-RS puede observarse que la calidad del agua en las estaciones monitoreadas tiene variaciones entre calidad “mala” y “media” en las estaciones monitoreadas en las corrientes tributarias al Río Santiago y en algunas de las estaciones localizadas en el propio Río Santiago. Es necesario hacer notar que el ICA-RS que fue reportado por Fernández-del-Castillo-Barrón et al. (2022) tiene su fundamento en:

- a) Datos históricos resultantes del monitoreo de la Comisión Estatal del Agua (CEA) de Jalisco del año 2009 al 2019 tomados en 13 estaciones de monitoreo ubicadas a lo largo del Río Santiago y en sus tributarios el Río Zula (1) y el Arroyo El Ahogado (2).
- b) Se consideraron 44 parámetros reportados en el periodo 2009-2019 que incluyen: un parámetro Físico (temperatura), aquellos asociados al agotamiento de oxígeno, Nutrientes, Compuestos orgánicos, Metales pesados, Iones y minerales, y Microbiológicos.
- c) Como resultado de este análisis se identificaron 17 parámetros clave para evaluar las condiciones de calidad del agua del río (Tabla 14.1).

Sin embargo, tomando en cuenta los resultados obtenidos en las diez campañas de monitoreo reportadas en el presente estudio, se recomienda considerar lo siguiente:

- a) Las 25 estaciones monitoreadas durante las 10 campañas de monitoreo localizadas a lo largo de la cuenca del Río Santiago-Guadalajara son diferentes a las reportadas para el periodo 2009-2019 y con las cuales se llegó a la lista de los 17 parámetros considerados como clave para el cálculo del ICA-RS (Tabla 14.1).
- b) Del punto anterior se deduce la necesidad de generar un nuevo análisis de componentes principales a fin de identificar cuáles son los parámetros de calidad del agua que definen las condiciones del río específicamente en las 25 estaciones seleccionadas y en el período en el cual se realizaron las 10 campañas de monitoreo.
- c) Lo anterior debido a que al utilizar los parámetros de calidad del agua contenidos en el algoritmo actual de cálculo del ICA-RS y en consecuencia en el reporte (Tabla 14.1) se encuentran al menos 7 parámetros que no son relevantes para la evaluación de la calidad del agua en los puntos de monitoreo definidos para este estudio tales



como el Hg el cual en realidad no se observó en ninguna estación durante las 10 campañas de monitoreo; el Pb se observó solamente en una estación en una sola ocasión a lo largo de las 10 campañas de monitoreo; el Cr se observó de forma esporádica en algunas estaciones y en la mayoría de éstas por debajo de los límites establecidos por la LFD (2021); el Flúor (F) se considera como un componente de origen geológico el cual se presenta en todas las estaciones y en la mayoría de los casos por debajo del umbral establecido por la LFD (2021); los SDT los cuales no están regulados por la LFD (2021); y la Temperatura y el pH las cuales se mantuvieron en los rangos aceptados por la LFD (2021).

- d) El algoritmo de cálculo actual del ICA-RS no contempla parámetros establecidos como objetivo para este estudio como es el caso de los plaguicidas los cuales se encontraron en cantidades relevantes en varias de las estaciones monitoreadas.

Por lo antes mencionado es necesario hacer una revisión de los criterios considerados para la selección de los parámetros del ICA-RS y asegurar la correcta aplicación del algoritmo de cálculo para el caso específico de este estudio. A fin de que el modelo aplicado para la estimación del ICA-RS genere valores confiables para ser considerados en la toma de decisiones. Para ello se sugiere:

- a) Que los parámetros seleccionados sean específicamente los establecidos como objetivo para la evaluación de la calidad del agua en el periodo de tiempo establecido.
- b) Que las estaciones de monitoreo consideradas sean las 25 estaciones definidas para este estudio.
- c) Previo a la aplicación del algoritmo ICA-RS, haber realizado un riguroso análisis de los parámetros críticos que comprometen la calidad del agua requerida para la protección de la vida acuática a través de un consenso con expertos en el tema para la correcta selección de las sustancias de preocupación que realmente representan un riesgo de contaminación para el ecosistema fluvial.

Como resultado de lo anteriormente discutido, la actual selección de parámetros de calidad del agua presentada en el reporte del ICA-RS genera una dilución importante en los resultados del modelo y por ende sus estimaciones no permiten generar conocimiento sólidamente sustentado sobre la situación ambiental de las corrientes monitoreadas y no son confiables para llevar a cabo el proceso de evaluación y priorización de las corrientes.

Debido a lo anteriormente mencionado, y que los cálculos del ICA-RS aún requieren de un proceso de mejora para su consideración en la evaluación y priorización de cauces, se consideraron otros métodos de evaluación de la contaminación en ríos que han sido aceptados y aplicados en ríos contaminados y que permiten identificar de forma eficiente las corrientes

de mayor preocupación debido a la contaminación. Asimismo, se proporcionan criterios de evaluación y priorización de cauces para el saneamiento y recuperación de sus funciones ambientales. Esta metodología se explica en la siguiente sección de este informe.

**Tabla 14.1.** Parámetros y pesos respectivos considerados en el modelo del ICA-RS.

Número	Parámetro	Abreviación	Peso
1	Cadmio	Cd	0.06
<b>2</b>	<b>Cromo</b>	<b>Cr</b>	<b>0.07</b>
3	Demanda Biológica de Oxígeno	BOD <sub>5</sub>	0.07
4	Oxígeno Disuelto	DO	0.06
5	Coliformes Fecales	FC	0.05
<b>6</b>	<b>Fluoruros</b>	<b>FL</b>	<b>0.08</b>
7	Grasas y aceites	FOG	0.05
<b>8</b>	<b>Mercurio</b>	<b>Hg</b>	<b>0.04</b>
9	Amonio	NH <sub>3</sub>	0.04
10	Nitratos	NO <sub>3</sub>	0.08
<b>11</b>	<b>Plomo</b>	<b>Pb</b>	<b>0.05</b>
<b>12</b>	<b>Potencial de hidrógeno</b>	<b>pH</b>	<b>0.05</b>
13	Sólidos Suspendidos Totales	TSS	0.07
14	Sulfuros	SULF	0.06
<b>15</b>	<b>Sólidos Disueltos Totales</b>	<b>TDS</b>	<b>0.08</b>
<b>16</b>	<b>Temperatura</b>	<b>TEMP</b>	<b>0.05</b>
17	Zinc	Zn	0.04

## 15. CLASIFICACIÓN DE PELIGROS

La sociedad gestiona las cuencas fluviales para cumplir una serie de objetivos, entre los que destacan (Heise et al., 2004; Zelenáková et al., 2021):

- Mantener las funciones, usos y calidad ecológica de la cuenca hidrográfica y sus subcuencas.
- Encontrar un compromiso sostenible que equilibre las funciones, los usos y los criterios de calidad a escala local y de la cuenca fluvial que pueda ser acordado por todos los actores involucrados (políticos, científicos, económicos, ambientales, privados).

Las actividades y decisiones en la gestión del recurso hídrico estarán motivadas principalmente por los siguientes factores (adaptado de Heise et al., 2004):

1. *Organizar e implementar los objetivos acordados*, incluido el cambio de las funciones y usos del río.
2. *Cumplir los criterios normativos* de una serie de acuerdos y reglamentos regionales, nacionales, y multilaterales.
3. *Mantener la viabilidad económica*. Esto puede verse obstaculizado por si disminuye la profundidad del agua a un nivel crítico, si la mala calidad del agua causa pérdidas económicas, p.ej. la pesca, o el turismo, o si el régimen de flujo provoca inundaciones o procesos erosivos no deseables.
4. *Asegurar la calidad ambiental y el desarrollo de la naturaleza*. Los recursos hídricos deben gestionarse para reducir el riesgo de deterioro de la función ecológica del sistema fluvial, evitando la reducción de las especies, la destrucción de sus hábitats, la degradación de la calidad del agua y el deterioro de la salud humana en forma directa (pérdida de espacios recreativos) o indirecta por contacto (consumo de alimentos contaminados o contaminación de las fuentes de agua potable).
5. *Asegurar la calidad de la vida humana*. El agua contaminada puede poner en peligro la salud de las personas, la seguridad hídrica para satisfacer las necesidades de uso del recurso, y la subsistencia del ecosistema del río.

Este enfoque fomenta el pensamiento a escala de cuenca y la conciencia de que solo los esfuerzos y las medidas conjuntas pueden tener éxito en la reducción del impacto de los sitios históricamente degradados por la contaminación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara. Sin embargo, para lograr los objetivos de recuperación del río, los esfuerzos tienen que ser dirigidos a áreas específicas en donde se tiene el mayor impacto ambiental.

La priorización de esos sitios en una cuenca con respecto al riesgo que representan para las áreas aguas abajo del río debe aplicar un enfoque de tres pasos (adaptado de Heise, 2008):

- Identificación de *sustancias preocupantes* y su clasificación en “clases de peligro de compuestos”. Estas clases se asignan en función de la persistencia de los productos químicos, su nivel de presencia y riesgo ambiental;
- Identificación de *áreas de preocupación* y su clasificación en “clases de peligro de sitios”. Las áreas se definen como preocupantes si los datos exceden los criterios de calidad que son válidos en las zonas aguas abajo del río. La clasificación en clases, que difieren en el alcance del peligro y el grado de incertidumbre, se basa en la confianza en los datos obtenidos para un área específica (p. ej., si solo se tomó una muestra en comparación con el resto de los sitios de monitoreo), el alcance de la contaminación y la clase de peligro de aquellas sustancias que excedieron los umbrales objetivo. Las clases en las cuales se pueden clasificar las áreas de preocupación son:
  - Clase 1: peligro potencial,
  - Clase 2: peligro potencialmente alto,
  - Clase 3: peligro alto con certeza alta.
- Identificación de *áreas de riesgo*. La evaluación de riesgos aguas abajo debido a esas “sustancias de preocupación” que podrían derivar de las “áreas de preocupación” identificadas requiere estimar las probabilidades de transporte y la determinación de las cantidades transportadas. Dado que el régimen de flujo difiere a lo largo de la corriente principal y de sus afluentes, la evaluación final de las “áreas de riesgo” debe tener en cuenta el impacto del aumento de los niveles de descarga.

Con la finalidad de aplicar esta metodología, para el caso específico de los resultados obtenidos en el monitoreo realizado en las 25 estaciones del Río Santiago se establecieron los siguientes criterios de clasificación:

- Clase 1: parámetros en donde existe la posibilidad de que su presencia pudiera estar asociada a la geología natural o representar un peligro potencial para la biota acuática de la cuenca.
- Clase 2: parámetros en donde su valor promedio superó los umbrales establecidos por las directivas ambientales y su presencia pudiera representar un peligro potencialmente alto para la biota acuática.
- Clase 3: parámetros en donde su valor promedio superó los umbrales establecidos y además existe certeza de que su presencia representa un peligro alto para la biota acuática.

### 15.1. Parámetros fisicoquímicos

De acuerdo con los resultados obtenidos en el capítulo 7 los parámetros fisicoquímicos de mayor preocupación en las estaciones monitoreadas se muestran en la Tabla 15.1 clasificadas de acuerdo con el nivel de peligro. Esto debido a la frecuencia en las que se mostraron desviaciones importantes con respecto a los valores establecidos como criterios a nivel nacional e internacional para la protección de las especies acuáticas.

En el caso del Cianuro ( $CN^-$ ) no obstante que se identificó de forma esporádica en varias de las estaciones monitoreadas, las concentraciones en las que se encontró sobrepasan de 4 a 14 veces los criterios establecidos para la protección de la vida acuática teniendo por lo tanto importantes implicaciones en el medio ambiente. Debido a ello se decidió considerarla como sustancia de riesgo Clase 3. Esta misma consideración se estableció para los fenoles.

**Tabla 15.1.** Clasificación de los parámetros fisicoquímicos monitoreados de acuerdo con su nivel de contaminación y riesgo para la protección de la vida acuática en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

Parámetros Fisicoquímicos	Símbolo	Umbral objetivo	Unidades	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Nitrógeno amoniacal	$N-NH_4^+$	$\leq 0.06$	$mg \cdot L^{-1}$			X
Nitratos	$N-NO_3^-$	$\leq 5.0$	$mg \cdot L^{-1}$		X	
Nitritos	$N-NO_2^-$	$\leq 0.05$	$mg \cdot L^{-1}$		X	
Nitrógeno orgánico	N-org	$\leq 6.0$	$mg \cdot L^{-1}$	X		
Nitrógeno total	NT	$\leq 10$	$mg \cdot L^{-1}$	X		
Fósforo	P	$\leq 1.0$	$mg \cdot L^{-1}$	X		
Carbono orgánico total	COT	$\leq 25.0$	$mg \cdot L^{-1}$		X	
Demanda Química de Oxígeno	DQO	$\leq 100.0$	$mg \cdot L^{-1}$			X
Demanda Bioquímica de Oxígeno	DBO	$\leq 20.0$	$mg \cdot L^{-1}$		X	
Oxígeno Disuelto	OD	$> 2.0$	$mg \cdot L^{-1}$		X	
Sustancias Activas al Azul de Metileno	SAAM	$\leq 0.1$	$mg \cdot L^{-1}$			X
Sólidos Suspendedos Totales	SST	$\leq 30$	$mg \cdot L^{-1}$		X	
Sulfuros	$S^-$	$\leq 0.002$	$mg \cdot L^{-1}$		X	
Cianuros	$CN^-$	$\leq 0.005$	$mg \cdot L^{-1}$			X
Fenoles		$\leq 0.004$	$mg \cdot L^{-1}$			X

Nota: Clase 1: peligro potencial, Clase 2: peligro potencialmente alto, Clase 3: peligro alto con certeza alta.

## 15.2. Patógenos

De acuerdo con los resultados del capítulo 8 existe normatividad nacional e internacional para las coliformes fecales y *Escehrichia coli*. En huevos de helmintos la normatividad deja de ser aplicable de acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT-2021. Los requerimientos internacionales para coliformes totales en las descargas de aguas residuales tratadas debe ser ausencia de estos microorganismos patógenos. Las estaciones monitoreadas muestran presencia de patógenos en cantidades que superan de forma importante los límites establecidos como criterio en las directrices nacionales e internacionales. Aunque su presencia no compromete el sustento de la vida acuática en el ecosistema, su presencia es un indicador de: a) descargas de aguas residuales municipales sin tratamiento, y b) descargas no controladas procedentes de las granjas de producción de ganado porcino y bovino en la cuenca. De acuerdo con esto se clasificaron los parámetros microbiológicos que se analizaron en el laboratorio como Clase 2 (ver Tabla 15.2).

La presencia de coliformes totales, coliformes fecales, y *E. coli* en todas las estaciones es igualmente indicador del déficit importante en la infraestructura de saneamiento en el área de estudio. En la Tabla 15.2 se muestra que a pesar de que la presencia de patógenos no compromete la vida acuática, se han clasificado en el nivel de peligro potencialmente alto debido a que pudieran llegar a comprometer la salud pública, ya que pueden ocasionar enfermedades asociadas al contacto con agua contaminada. El consumo o contacto con agua contaminada con heces de animales de sangre caliente puede causar una variedad de enfermedades. El malestar gastrointestinal menor es probablemente el síntoma más común; sin embargo, los patógenos que pueden causar solo enfermedades menores en algunas personas pueden causar enfermedades graves o la muerte en otras, especialmente en los muy jóvenes, los ancianos o aquellos con sistemas inmunológicos debilitados (USGS, 2018).

**Tabla 15.2.** Clasificación de los patógenos de acuerdo con su nivel de contaminación y riesgo para la protección de la vida acuática en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

Microbiológicos	Símbolo	Umbral objetivo	Unidades	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Coliformes fecales	Cf	1000	NMP/100mL		X	
Coliformes totales	Ct	1000	NMP/100mL		X	
Escherichia coli	<i>E. coli</i>	500	NMP/100mL		X	
Huevos de Helmintos	HH	1	No.		X	

Nota: Clase 1: peligro potencial, Clase 2: peligro potencialmente alto, Clase 3: peligro alto con certeza alta.

## 15.3. Metales pesados y metaloides

De acuerdo con los resultados del capítulo 9 en la Tabla 15.3 se indica los metales pesados y metaloides que fueron identificados como los más preocupantes en donde en la mayoría

de las estaciones se observaron valores excedidos en los valores límites recomendados en la LFD (2021), en las directrices de la USEPA (2022) o en las guías de Australia y Nueva Zelanda para calidad de agua dulce.

De acuerdo a lo anteriormente mencionado, de la lista de elementos traza considerados el antimonio (Sb), el mercurio (Hg), y el selenio (Se) no fueron identificados de acuerdo con los límites de detección seleccionados. Por otra parte, el cromo (Cr), níquel (Ni), y el plomo (Pb) se identificaron en cantidades por debajo de los umbrales permitidos o en donde solamente una muestra de Cr del total analizadas dio un resultado ligeramente por arriba del umbral establecido en la LFD. Debido a esto los seis elementos antes mencionado se retiraron de la lista de sustancias de preocupación. Sin embargo, el cadmio (Cd) aunque se identificó su presencia solamente en cuatro estaciones y con una frecuencia baja, debido a que es un elemento altamente tóxico para los humanos, las plantas y los animales, se ha considerado como sustancia de preocupación entrando en la clasificación de “Clase 3”. Debido a su nivel de contaminación se dejaron en clasificación “Clase 2” a los siguientes elementos: As y Zn. El resto de los metales y metaloides se dejaron en nivel de peligro potencial (Clase 1) debido a que su presencia pudiera ser el resultado de procesos naturales o porque sus niveles de concentración no superaron los límites establecidos de acuerdo con los criterios nacionales o internacionales para la protección de la vida acuática.

**Tabla 15.3.** Clasificación de los metales pesados y metaloides de acuerdo con su nivel de contaminación y riesgo para la protección de la vida acuática en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

Metales pesados y metaloides en agua	Símbolo	Umbral objetivo	Unidades	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Aluminio	Al	≤0.05	mg·L <sup>-1</sup>	X		
Arsénico	As	≤0.20	mg·L <sup>-1</sup>		X	
Bario	Ba	≤0.01	mg·L <sup>-1</sup>	X		
Boro	B	≤0.70	mg·L <sup>-1</sup>	X		
Cadmio	Cd	≤0.004	mg·L <sup>-1</sup>			X
Cobre	Cu	≤0.05	mg·L <sup>-1</sup>	X		
Hierro	Fe	≤1.00	mg·L <sup>-1</sup>	X		
Manganeso	Mn	≤0.20	mg·L <sup>-1</sup>	X		
Zinc	Zn	≤0.02	mg·L <sup>-1</sup>		X	

Nota: Clase 1: peligro potencial, Clase 2: peligro potencialmente alto, Clase 3: peligro alto con certeza alta.

#### 15.4. Toxicidad

Como se comentó anteriormente las pruebas de toxicidad permiten conocer la capacidad de una sustancia para causar efectos adversos en organismos vivos. Por esta razón

se suele clasificar la prueba de toxicidad aplicada CE50 de 48 horas como de “Alto” nivel de preocupación (Clase 3). Sin embargo, los resultados muestran que el evento de toxicidad se presentó de manera aislada solamente en tres estaciones por lo que se decidió reclasificarla como sustancia de peligro potencial (Clase 1).

**Tabla 15.4.** Clasificación de la toxicidad de acuerdo con su nivel de contaminación y riesgo para la protección de la vida acuática en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

Toxicidad	Símbolo	Umbral objetivo	Unidades	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Toxicidad aguda CE50 de 48 h	CE50	0	mg·L <sup>-1</sup>	X		
Toxicidad aguda UT50 de 48 h	UT	0	UT	X		

Nota: Clase 1: peligro potencial, Clase 2: peligro potencialmente alto, Clase 3: peligro alto con certeza alta. Para la evaluación solamente se selecciona la toxicidad aguda CE50 de 48 h dado que la UT50 resulta por cálculo de la primera.

### 15.5. Compuestos orgánicos sintéticos

Como se comentó anteriormente los plaguicidas organoclorados están prohibidos en México desde principios de los años 1990s por su alto nivel de peligrosidad para la salud humana, la vida acuática, y el medio ambiente y por su alto nivel de persistencia en el medio ambiente (DOF, 1991). En los análisis de las muestras de agua con los límites de detección seleccionados se identificaron cuatro plaguicidas de los cuales el Glifosato y el Gamaclordano se identificaron de forma esporádica solamente en una y dos estaciones respectivamente; incluso el glifosato en cantidades por debajo del umbral establecido por los criterios que establece Canadá para la protección de la vida acuática, razón por la cual se les asignó un nivel de peligro potencial (Clase 1) (ver Tabla 15.5). Por otra parte, el Heptacloro y el Aldrín son plaguicidas considerados en el Convenio de Estocolmo (COP, 2009) por su alto nivel de peligrosidad. Aunque éstos se identificaron con baja frecuencia, aparecieron en todas las estaciones monitoreadas en concentraciones 1000 veces por arriba del umbral establecido en los criterios nacionales internacionales, por lo que se decidió clasificarlos en el nivel de peligro potencial alto con certeza (Clase 3) ya que es innegable su presencia en las corrientes fluviales monitoreadas (ver Tabla 15.5).

Por otra parte, el Tolueno fue identificado en cantidades importantes, aunque de forma esporádica en algunas de las estaciones monitoreadas, aunque se encuentra dentro de la lista de los compuestos orgánicos semivolátiles, su vida media en el agua es corta llegando a ser de 13 a 34 días, razón por la cual se le consideró como una sustancia con peligro potencial Clase 1 (ver Tabla 15.5).



**Tabla 15.5.** Clasificación de los compuestos orgánicos sintéticos de acuerdo con su nivel de contaminación y riesgo para la protección de la vida acuática en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

Compuestos orgánicos sintéticos	Símbolo	Umbral objetivo	Unidades	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Glifosato	$C_3H_8NO_5P$	$\leq 0.002$	$\mu g \cdot L^{-1}$	X		
Gama-Clordano	$C_{10}H_6Cl_8$	$\leq 0.002$	$\mu g \cdot L^{-1}$	X		
Heptacloro	$C_{10}H_5Cl_7$	$\leq 0.0005$	$\mu g \cdot L^{-1}$			X
Aldrín	$C_{12}H_8Cl_6$	$\leq 0.0003$	$\mu g \cdot L^{-1}$			X
Tolueno	$C_7H_8$	$\leq 0.70$	$\mu g \cdot L^{-1}$	X		

Nota: Clase 1: peligro potencial, Clase 2: peligro potencialmente alto, Clase 3: peligro alto con certeza.

CONFIDENCIAL

## 16. EVALUACIÓN Y PRIORIZACIÓN DE CAUCES

### 16.1. Evaluación de cauces

Para evaluar cuáles de las corrientes monitoreadas pueden considerarse como de *preocupación* se siguió el siguiente procedimiento de evaluación:

- a) Para cada estación, se asignó el valor de uno (1) al parámetro [físicoquímico, microbiológico, metales pesados, toxicológico, y/o compuestos orgánicos sintéticos (COS)] que superó el umbral en la estación correspondiente. Si el valor promedio del parámetro no superó el umbral establecido se le dio el valor de cero (0).
- b) Se multiplicó el valor de (1) o (0) asignado a cada parámetro por la Clase (1, 2, o 3) la cual fue clasificada para dicho parámetro.
- c) Se sumaron todos los puntos de cada estación y se calcula el total.
- d) Se generó una gráfica de color para clasificar las corrientes por el número de puntos que haya acumulado.

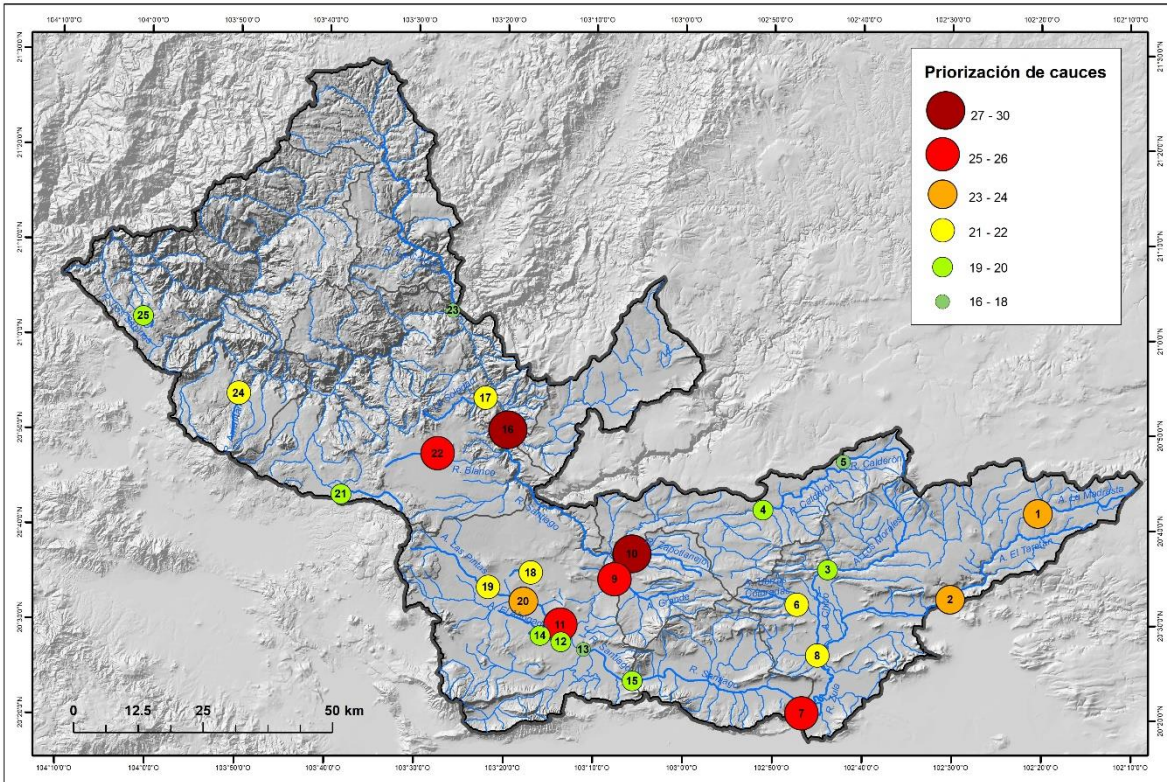
En el caso de los parámetros toxicológicos solamente se seleccionó el de toxicidad aguda CE50 de 48 h ya que el de toxicidad aguda UT50 de 48 h se obtiene por cálculo del primero. La Tabla 16.1 resume los resultados obtenidos para cada cauce y la Tabla 16.2 presenta los resultados ordenados de acuerdo con las corrientes que representan el mayor nivel de preocupación. La Figura 16.1 muestra la representación espacial de los resultados mostrado en la Tabla 16.2.

**Tabla 16.1** Puntos acumulados por cada estación de monitoreo en cada uno de los parámetros en donde se encontró que se superó el umbral establecido como criterio para la protección de la vida acuática.

Estación	Nombre de la corriente fluvial	Fisico-químicos	Micro-biológicos	Toxicológicos	Metales pesados	COS	Total
E1	Arroyo La Madrastra	4	8	0	5	6	23
E2	Arroyo El Taretán	4	8	0	6	6	24
E3	Arroyo Los Morales	3	8	0	6	3	20
E4	Río Calderón	4	8	0	4	3	19
E5	Río Calderón	2	8	0	4	3	17
E6	Arroyo Tierras Coloradas	3	8	0	4	6	21
E7	Río Zula	4	8	0	7	6	25
E8	Arroyo Chico	4	8	0	6	4	22
E9	Arroyo Grande	5	8	0	9	4	26
E10	Río Zapotlanejo	4	8	1	9	8	30
E11	Arroyo El Ahogado	5	8	0	6	6	25
E12	Río Santiago	3	8	0	6	3	20
E13	Río Santiago	2	8	0	4	4	18
E14	Arroyo Las Pintas	2	8	0	6	3	19
E15	Río Santiago	3	8	0	6	3	20
E16	Río Santiago	4	8	0	9	7	28
E17	Río La Soledad	3	8	0	4	6	21
E18	Arroyo El Ahogado	3	8	0	5	6	22
E19	Arroyo Las Pintas	4	8	1	6	3	22
E20	Arroyo el Ahogado	4	8	1	6	4	23
E21	Río Arenal	4	8	0	4	3	19
E22	Río Blanco	5	8	0	6	7	26
E23	Río La Calera	1	8	0	4	3	16
E24	Río Amatitán	4	8	0	6	3	21
E25	Río Los Sabinos	3	8	0	6	3	20

**Tabla 16.2.** Orden de prioridad de los cauces evaluados en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara de acuerdo con los puntos acumulados.

Estación	Nombre de la corriente fluvial	Puntos acumulados totales
<b>E10</b>	Río Zapotlanejo	30
<b>E16</b>	Río Santiago	28
<b>E9</b>	Arroyo Grande	26
<b>E22</b>	Río Blanco	26
<b>E7</b>	Río Zula	25
<b>E11</b>	Arroyo El Ahogado	25
<b>E2</b>	Arroyo El Taretán	24
<b>E1</b>	Arroyo La Madrastra	23
<b>E20</b>	Arroyo el Ahogado	23
<b>E8</b>	Arroyo Chico	22
<b>E18</b>	Arroyo El Ahogado	22
<b>E19</b>	Arroyo Las Pintas	22
<b>E6</b>	Arroyo Tierras Coloradas	21
<b>E17</b>	Río La Soledad	21
<b>E24</b>	Río Amatitán	21
<b>E3</b>	Arroyo Los Morales	20
<b>E12</b>	Río Santiago	20
<b>E15</b>	Río Santiago	20
<b>E25</b>	Río Los Sabinos	20
<b>E4</b>	Río Calderón	19
<b>E14</b>	Arroyo Las Pintas	19
<b>E21</b>	Río Arenal	19
<b>E13</b>	Río Santiago	18
<b>E5</b>	Río Calderón	17
<b>E23</b>	Río La Calera	16



**Figura 16.1.** Priorización de las corrientes fluviales de mayor preocupación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

CONFIDENTIAL

## **16.2. Priorización de cauces del río**

Como se mencionó anteriormente todas las corrientes que se monitorearon son de preocupación y requieren de atención de saneamiento y recuperación de sus funciones ambientales. Sin embargo, los recursos se deben administrar de acuerdo con criterios que permitan establecer un programa de inversión pública para el saneamiento de cada microcuenca en particular. Para priorizar las corrientes monitoreadas se pueden definir diversos criterios. En esta sección se presentan los resultados de dos estrategias de priorización, a) una basada en el nivel de contaminación de la corriente independientemente del caudal que aporta la corriente y b) otra que considera la carga de contaminación que potencialmente aporta dicha corriente.

- a) Para cada estación, se asignó el valor de uno (1) al parámetro [físicoquímico, microbiológico, metales pesados, toxicológico, y/o compuestos orgánicos sintéticos (COS)] que superó el umbral en la estación correspondiente. Si el valor promedio del parámetro no superó el umbral establecido se le dio el valor de cero (0).
- b) Se multiplicó el valor de 1 o 0 asignado a cada parámetro por la Clase (1, 2, o 3) la cual fue clasificada para dicho parámetro.
- c) Se sumaron todos los puntos de cada estación y se calcula el total.
- d) El total de puntos de cada estación se multiplica a su vez por el número de clasificación del caudal de su cauce correspondiente de acuerdo con la Tabla 6.1 de este documento.

La aplicación del procedimiento de priorización de acuerdo con el potencial de arrastre de contaminantes de cada una de las corrientes da como resultado la Tabla 16.3. La Tabla 16.4 refleja los resultados de la Tabla 16.3 ordenados de mayor a menor nivel de priorización. La Figura 16.2 muestra la representación espacial de los resultados obtenidos en la Tabla 16.3.

**Tabla 16.1.** Puntos obtenidos en cada cauce de acuerdo con potencial de arrastre de contaminantes.

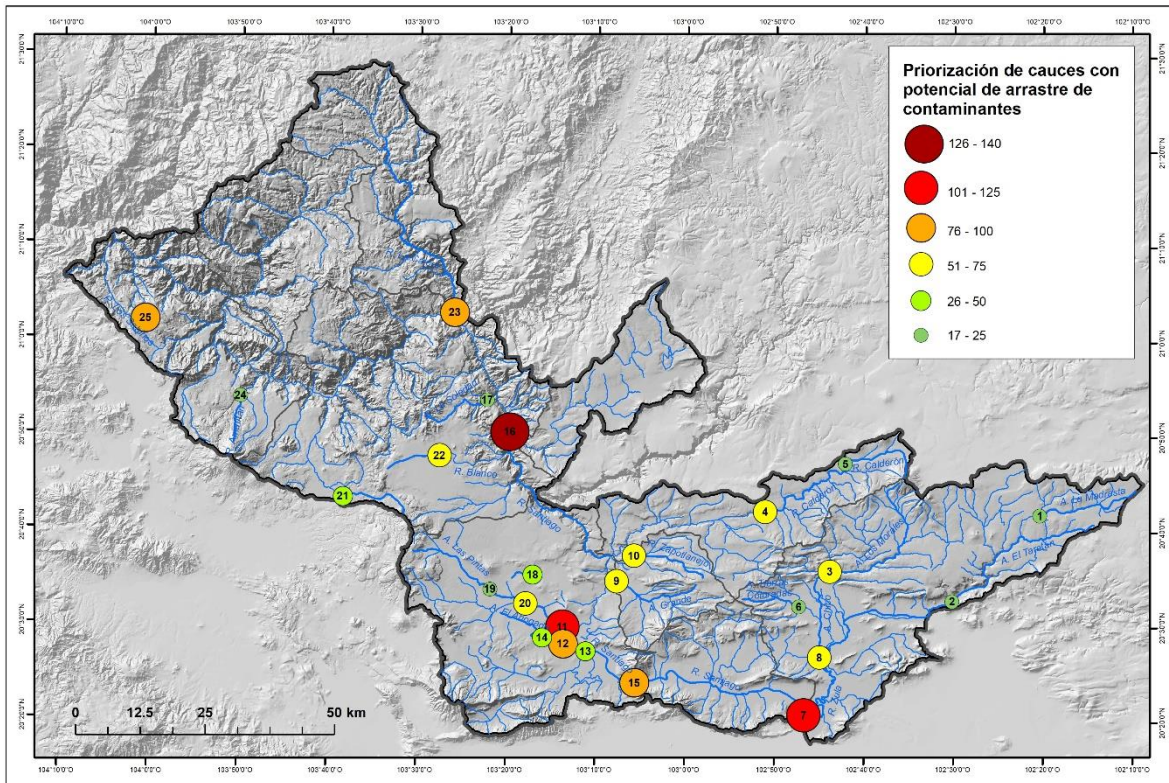
Estación	Nombre de la corriente fluvial	Tipo de Caudal <sup>1</sup> (TC)	Puntos acumulados (PA)	TC*PA
E1	Arroyo La Madrastra	1	23	23
E2	Arroyo El Taretán	1	24	24
E3	Arroyo Los Morales	3	20	60
E4	Río Calderón	3	19	57
E5	Río Calderón	1	17	17
E6	Arroyo Tierras Coloradas	1	21	21
E7	Río Zula	5	25	125
E8	Arroyo Chico	3	22	66
E9	Arroyo Grande	2	26	52
E10	Río Zapotlanejo	2	30	60
E11	Arroyo El Ahogado	5	25	125
E12	Río Santiago	4	20	80
E13	Río Santiago	2	18	36
E14	Arroyo Las Pintas	2	19	38
E15	Río Santiago	5	20	100
E16	Río Santiago	5	28	140
E17	Río La Soledad	1	21	21
E18	Arroyo El Ahogado	2	22	44
E19	Arroyo Las Pintas	1	22	22
E20	Arroyo el Ahogado	3	23	69
E21	Río Arenal	2	19	38
E22	Río Blanco	2	26	52
E23	Río La Calera	5	16	80
E24	Río Amatitán	1	21	21
E25	Río Los Sabinos	4	20	80

<sup>1</sup>De acuerdo con la Tabla 6.1

**Tabla 16.2.** Orden de priorización de los cauces de acuerdo con su potencial de arrastre de la contaminación para cada corriente fluvial.

Estación	Nombre de la corriente fluvial	Tipo de Caudal	Puntos acumulados en el Nivel de preocupación	TC*NP
E16	Río Santiago	5	28	140
E7	Río Zula	5	25	125
E11	Arroyo El Ahogado	5	25	125
E15	Río Santiago	5	20	100
E12	Río Santiago	4	20	80
E23	Río La Calera	5	16	80
E25	Río Los Sabinos	4	20	80
E20	Arroyo el Ahogado	3	23	69
E8	Arroyo Chico	3	22	66
E3	Arroyo Los Morales	3	20	60
E10	Río Zapotlanejo	2	30	60
E4	Río Calderón	3	19	57
E9	Arroyo Grande	2	26	52
E22	Río Blanco	2	26	52
E18	Arroyo El Ahogado	2	22	44
E14	Arroyo Las Pintas	2	19	38
E21	Río Arenal	2	19	38
E13	Río Santiago	2	18	36
E2	Arroyo El Taretán	1	24	24
E1	Arroyo La Madrastra	1	23	23
E19	Arroyo Las Pintas	1	22	22
E6	Arroyo Tierras Coloradas	1	21	21
E17	Río La Soledad	1	21	21
E24	Río Amatitán	1	21	21
E5	Río Calderón	1	17	17





**Figura 16.2.** Priorización de las áreas de preocupación de acuerdo con el potencial de arrastre de contaminantes que aporta cada una de las corrientes fluviales en donde se encuentran localizadas las estaciones de monitoreo.

## 17. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

La cuenca Santiago-Guadalajara con una población aproximada de 5.5 millones de habitantes 27,858 empresas registradas como generadores potenciales de residuos contaminantes y 121 con Registro de Emisiones y Transferencia de Contaminantes de control especial, recibe una cantidad importante de sustancias de preocupación para el medio ambiente y la vida acuática.

Una cantidad importante de la contaminación procede de las descargas de aguas residuales municipales con tratamiento limitado o sin tratamiento, prueba de ello son los indicadores microbiológicos en donde la cantidad de microorganismos patógenos identificados sobrepasa en todas las estaciones monitoreadas los criterios de calidad del agua para las descargas de aguas residuales tratadas a cuerpos de agua nacionales. Asimismo es evidencia de ello otros indicadores directamente asociados a este tipo de contaminación tal es el caso de las Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM), y los indicadores relacionados con la materia orgánica presente en todo el ecosistema fluvial lo cual es notorio por las cantidades excedidas de DBO, DQO y Carbono orgánico total (COT) encontrado en todas las estaciones monitoreadas en donde la presencia de las mismas exceden en varios órdenes de magnitud los criterios nacionales e internacionales establecidos para la protección de la vida acuática.

El índice de biodegradabilidad (DBO/DQO) calculado para cada estación muestra que las estaciones monitoreadas perdieron su capacidad de autodepuración y que dependen de procesos biológicos y/o fisicoquímicos externos para degradar los contaminantes presentes en las corrientes fluviales que continuamente están recibiendo dichos contaminantes.

En cuanto a los nutrientes se observa que las cantidades de nitrógeno total y fósforo total igualmente se encuentran presentes en cantidades excedidas de acuerdo con los criterios internacionales para proteger la salud de los ecosistemas acuáticos. La relación NT:PT muestra que son varias las estaciones en donde los valores de NT:PT < 10 lo cual es indicativo de que estas corrientes fluviales reciben grandes cantidades de nutrientes procedentes de las actividades agrícolas, pecuarias, y/o descargas de aguas residuales municipales. Caso excepcional son las estaciones localizadas sobre la cuenca del Río Calderón en donde los valores NT:PT > 10.

La presencia de nitrógeno amoniacal en magnitudes 100 veces arriba de lo recomendado en los criterios establecidos para la protección de la vida acuática en todas las estaciones monitoreadas prueba una descomposición activa de compuestos orgánicos nitrogenados que proceden de las descargas de las actividades agropecuarias, industria, y/o de descargas de aguas residuales municipales sin tratamiento.

Para la búsqueda de compuestos orgánicos sintéticos considerados como peligrosos para el medio ambiente se trabajó con técnicas analíticas que aseguran la identificación de estos compuestos en los límites de detección establecidos en las normas oficiales mexicanas. Bajo esta consideración se encontraron cantidades importantes de dos plaguicidas el Heptacloro y el Aldrín dos sustancias altamente preocupantes que exceden en la mayoría de los casos 200 veces los límites establecidos para la protección de la vida acuática. En algunas estaciones Estos plaguicidas están en la lista de las sustancias consideradas en el convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs) los cual están prohibidos en México desde el año 1991 debido al alto nivel de riesgo a la vida acuática, el medio ambiente, y a la salud de las personas. En algunas estaciones como las ubicadas en la microcuenca de El Ahogado y en la estación ubicada sobre el Río Santiago en Ixtlahucán del Río se midieron concentraciones de Heptacloro del orden de 2,000 y hasta 4,000 veces arriba del valor límite considerado como de riesgo para la vida acuática.

Debido a que se identificaron más de una sustancia de preocupación en todas las estaciones monitoreadas, se considera que todas las corrientes fluviales de la cuenca que fueron sujetas de estudio son áreas de preocupación de acuerdo con los criterios establecidos debido al elevado grado de contaminación que tienen sus aguas. La clasificación de los peligros potenciales en Clases 1, 2 y 3 de las sustancias que ponen en riesgo la subsistencia de la vida acuática facilitó la evaluación de los cauces de acuerdo con su grado de contaminación. En el proceso de evaluación, los cauces que se identificaron como de mayor nivel de preocupación por tener el mayor número de contaminantes Clase 2 y Clase 3, destacan en orden de importancia la estación E10 del Río Zapotlanejo, E16 del Río Santiago en Ixtlahuacán del Río, E9 del Arroyo Grande en la subcuenca del Río La Laja, la E22 del Río Blanco, la E7 del Río Zula en Ocotlán, y la E11 del Arroyo El Ahogado.

Es importante señalar que en todas estas estaciones las comunidades tienen un IDH alto con excepción de la estación E16 en donde el IDH cae en un rango medio. Igualmente, las áreas donde se localiza esta estación tienen un grado de marginación medio, mientras que en el resto de las estaciones que destacan en la lista como de mayor nivel de atención tiene un grado de marginación muy bajo.

La estación E16 la cual se corresponde al Río Santiago en Ixtlahuacán del Río tiene la particularidad que en este punto se recibe la carga de contaminación que lleva el río después de recibir los contaminantes aportados por cada uno de los afluentes de los ríos y arroyos de las subcuencas aguas arriba, además de recibir una porción importante del total de las aguas residuales crudas generadas en la ZMG que aún no han sido conducidas a la PTAR de Agua Prieta, asimismo recibe las descargas del Río Blanco (E22) localizado en la microcuenca del Valle de Tesistán.

El ejercicio de priorización se realizó considerando el potencial de arrastre de contaminantes que tiene cada una de las corrientes que se monitorearon. Es decir, se consideró el flujo medio del agua que lleva cada corriente como criterio que influye directamente en la cantidad de contaminantes que conducen cada uno de los afluentes seleccionados en su curso aguas abajo de la cuenca. Bajo esta consideración las corrientes que resultaron con el mayor nivel de prioridad son, en orden de importancia: las estaciones E16 del Río Santiago en Ixtlahuacán del Río, la E7 en el Río Zula localizada en Ocotlán, la E11 en el Arroyo El Ahogado, y la E15 localizada en el Río Santiago sobre la Presa Corona.

La estación que acumuló el mayor puntaje en el proceso de priorización de cauces es la E16 localizada en el Río Santiago en Ixtlahuacán del Río, esto debido a lo discutido anteriormente en el proceso de evaluación, ya que en esta estación se recibe la mayor cantidad de contaminantes procedentes de la ZMG y de los contaminantes arrastrados aguas abajo procedentes de la cuenca alta del río.

CONFIDENCIAL

## 18. REFERENCIAS

- ANZECC & ARMCANZ (2000a). *Sulfides in freshwater and marine water*. Australian Government Initiative. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh & Marine Water Quality. Recuperado en 10 de mayo de 2022, de <https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/guideline-values/default/water-quality-toxicants/toxicants/sulfides-2000>
- ANZECC & ARMCANZ (2000b). *Phenol in freshwater and marine water*. Australian Government Initiative. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh & Marine Water Quality. Recuperado en 10 de mayo de 2022, de <https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/guideline-values/default/water-quality-toxicants/toxicants/phenol-2000>
- ANZECC & ARMCANZ (2000c). *Arsenic in freshwater and marine water*. Australian Government Initiative. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh & Marine Water Quality. Recuperado en 11 de mayo de 2022, de <https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/guideline-values/default/water-quality-toxicants/toxicants/arsenic-2000>
- ANZECC & ARMCANZ (2000d). *Copper in freshwater and marine water*. Australian Government Initiative. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh & Marine Water Quality. Recuperado en 11 de mayo de 2022, de <https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/guideline-values/default/water-quality-toxicants/toxicants/copper-2000#:~:text=Copper%20is%20found%20at%20low,allow%20optimum%20growth%20of%20algae>
- ANZECC & ARMCANZ (2000e). *Chromium in freshwater and marine water*. Australian Government Initiative. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh & Marine Water Quality. Recuperado en 12 de mayo de 2022, de <https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/guideline-values/default/water-quality-toxicants/toxicants/chromium-2000>
- ANZECC & ARMCANZ (2000f). *Iron in freshwater and marine water*. Australian Government Initiative. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh & Marine Water Quality. Recuperado en 12 de mayo de 2022, de <https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/guideline-values/default/water-quality-toxicants/toxicants/iron-2000>
- ANZECC & ARMCANZ (2000g). *Manganese in freshwater and marine water*. Australian Government Initiative. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh & Marine Water Quality. Recuperado en 12 de mayo de 2022, de <https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/guideline-values/default/water-quality-toxicants/toxicants/manganese-2000>.
- ANZECC & ARMCANZ (2000h). *Nickel in freshwater and marine water*. Australian Government Initiative. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh & Marine Water Quality. Recuperado en 12 de mayo de 2022, de

- <https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/guideline-values/default/water-quality-toxicants/toxicants/nickel-2000>.
- ANZECC & ARMCANZ (2000i). *Lead in freshwater and marine water*. Australian Government Initiative. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh & Marine Water Quality. Recuperado en 12 de mayo de 2022, de <https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/guideline-values/default/water-quality-toxicants/toxicants/lead-2000>.
- ANZECC & ARMCANZ (2000j). *Zinc in freshwater and marine water*. Australian Government Initiative. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh & Marine Water Quality. Recuperado en 12 de mayo de 2022, de <https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/guideline-values/default/water-quality-toxicants/toxicants/zinc-2000>
- ANZG 2021, *Toxicant default guideline values for aquatic ecosystem protection: Boron in freshwater*. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality. CC BY 4.0. Australian and New Zealand Governments and Australian state and territory governments, Canberra, ACT, Australia. Recuperado en 12 de mayo de 2022, de [waterquality.gov.au/anz-guidelines/guideline-values/default/water-quality-toxicants/toxicants](https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/guideline-values/default/water-quality-toxicants/toxicants)
- Arbuckle, K. E., Downing, J. A. (2001). The influence of watershed land use on lake N: P in a predominantly agricultural landscape. *Limnology and Oceanography*, 46(4): 970-975. <https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.4.0970>
- BC. (1998). *Ambient Water Quality Criteria for Organic Carbon in British Columbia*. Recuperado en 13 de junio de 2022, de <https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/water/waterquality/water-quality-guidelines/approved-wqgs/organic-carbon-tech.pdf>
- BC. (2021). *Water Quality Criteria for Microbiological Indicators*. Environment and Parks (now called Ministry of Water, Land and Air Protection). British Columbia. Canada. Recuperado en 18 de mayo de 2022, de [https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/water/waterquality/water-quality-guidelines/approved-wqgs/bc\\_env\\_microbiological\\_indicators\\_waterqualityguidelines\\_overview.pdf](https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/water/waterquality/water-quality-guidelines/approved-wqgs/bc_env_microbiological_indicators_waterqualityguidelines_overview.pdf)
- BIOKIMICROKI. (2022). COD & BOD – Similarities and Differences. Recuperado en 24 de mayo de 2022, de <https://biokimicroki.com/cod-bod-similarities-and-differences/>
- Bollo-Manent, M., Montañó-Salazar, R., Hernández-Santana, J. R. (Coordinadores), (2017). *Situación ambiental de la cuenca Santiago-Guadalajara*. Centro de Investigaciones en geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México. Secretaría de Medio Ambiente y recursos Naturales (SEMARNAT), Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial (SEMADET). Guadalajara, Jalisco, México. ISBN: 978-607-97786-5-1. 164 p. Recuperado en 12 de mayo de 2022, de <https://semadet.jalisco.gob.mx/sites/semadet.jalisco.gob.mx/files/apendice->

[pmicsg/Libro%20%22Situaci3n%20Ambiental%20de%20la%20Cuenca%20del%20R3o%20Santiago%20-%20Guadalajara%22/Libro%20SACRSG\\_vf.pdf](https://pmicsg/Libro%20%22Situaci3n%20Ambiental%20de%20la%20Cuenca%20del%20R3o%20Santiago%20-%20Guadalajara%22/Libro%20SACRSG_vf.pdf)

- Caro-Becerra, J. L. (2014). Ordenamiento Urbano y Territorial visto desde el manejo de cuencas a trav3s de un Sistema de Informaci3n Geogr3fica (SIG) en la Cuenca El Ahogado, Jalisco. *Ciencia Ergo Sum*, 21(1): 55-65. Recuperado en 07 de mayo de 2022, de <https://www.redalyc.org/pdf/104/10429976007.pdf>
- Casillas-Garc3a, L. F., de Anda, J., Yebra-Montes, C., Shear, H., D3az-V3zquez, D., Misael Sebasti3n Gradilla-Hern3ndez, M. S. (2021). Development of a specific water quality index for the protection of aquatic life of a highly polluted urban river. *Ecological Indicators*, 129, 107899. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107899>.
- CEA. (2021). *Informe de selecci3n y verificaci3n de puntos de monitoreo para la "Consultor3a de muestreo y An3lisis de Calidad del Agua en los R3os Santiago, Zula y sus Afluentes como parte de la "Estrategia Integral para la Recuperaci3n del R3o Santiago"*. Comisi3n Estatal del Agua de Jalisco. Guadalajara, Jalisco. M3xico. 68 p.
- CEA. (2022). *Inventario de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en el estado de Jalisco*. Secretar3a de la gesti3n Integral del Agua del Estado de Jalisco. Comisi3n Estatal del Agua de Jalisco. Guadalajara, Jalisco, M3xico.
- Chapman, D. (1996). *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. World Health Organization. United Nations Environment Programme. Published by E&FN Spon, an imprint of Chapman & Hall, Second Edition. ISBN 0 419 21590 5 (HB) 0 419 21600 6 (PB). 609 p. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/41850>
- CONAPO. (2020). *3ndice de marginaci3n por entidad federativa y municipio 2020*. Nota t3cnico-metodol3gica. Consejo Nacional de Poblaci3n. Secretar3a de Gobernaci3n. M3xico. Recuperado en 11 de junio de 2022, de [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/634902/Nota\\_t\\_cnica\\_marginaci\\_n\\_2020.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/634902/Nota_t_cnica_marginaci_n_2020.pdf)
- COP. (2009). *Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Org3nicos Persistentes (COP)*. Recuperado en 13 de junio de 2022, de [https://observatoriop10.cepal.org/sites/default/files/documents/treaties/stockholm\\_sp.pdf](https://observatoriop10.cepal.org/sites/default/files/documents/treaties/stockholm_sp.pdf)
- de Anda, J. Shear, H., Maniak, U., Riedel, G. (2000). Phosphorus Balance in Lake Chapala (Mexico). *Journal of Great Lakes Research*, 26(2): 129-140. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(00\)70680-0](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(00)70680-0).
- de Anda-S3nchez, J., L3pez-L3pez, A., Gallardo-Valdez, J., et al. (2012). *Diagn3stico integral del pol3gono de fragilidad ambiental (POFA) y su entorno 2012*. Juan Gallardo Valdez (Coordinador). Centro de Investigaci3n y Asistencia en Tecnolog3a y Dise1o del Estado de Jalisco, A. C. (CIATEJ), Consejo Estatal de Ciencia y Tecnolog3a del Estado de Jalisco (COECYTJAL), Consejo Nacional de Ciencia y Tecnolog3a (CONACyT). Guadalajara, Jalisco, M3xico. 230 p. <https://ciatej.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1023/674>

- de Anda-Sánchez et al. (Editores), 2013. Diagnóstico integral del polígono de fragilidad ambiental (POFA) y su entorno 2012. Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, A.C., Consejo Estatal de Ciencia y Tecnología del Estado de Jalisco. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. 230 p. ISBN: 978-607-95885-2-6.
- de Anda-Sánchez, J. (2019). Visita a los sitios de atención prioritaria del proyecto: “Estudio para el establecimiento de la ruta crítica y el modelo conceptual para la elaboración del plan integral para la recuperación del río Santiago en el estado de Jalisco”. Banco Interamericano de Desarrollo. Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial del Estado de Jalisco, México. 81 p.
- de Anda, J.; Gradilla-Hernández, M. S., Díaz-Torres, O., Díaz-Vázquez, D. (2022). Seasonal and Long-Term Behavior of TN:TP Ratio in Lake Cajititlán and Its Environmental Implications. *Water Air Soil Pollut.*, 233:99  
<https://doi.org/10.1007/s11270-022-05566-0>
- DOF. (1991). *RELACION de plaguicidas prohibidos para su importación, fabricación, formulación, comercialización y uso en México*. Diario Oficial de la Federación. Secretaría de Gobernación. México. Recuperado en 26 de mayo de 2022, de [http://dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=4697687&fecha=03/01/1991#gsc.tab=0](http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4697687&fecha=03/01/1991#gsc.tab=0)
- DOF. (1997). *NORMA Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales*. Diario Oficial de la Federación. Secretaría de Gobernación. México. Recuperado en 09 de mayo de 2022, de [http://dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=4863829&fecha=06/01/1997](http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4863829&fecha=06/01/1997)
- DOF. (2022). *NORMA Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación*. Diario Oficial de la Federación. Secretaría de Gobernación. México. Recuperado en 09 de mayo de 2022, de <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2022/03/DOF-NOM-001-SEMARNAT-2021.pdf>
- EC. (1999). *Phenols. mono- and dihydric phenols*. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Environment Canada. Recuperado en 17 de mayo de 2022, de <https://ccme.ca/en/res/phenols-en-canadian-water-quality-guidelines-for-the-protection-of-aquatic-life.pdf>
- Fernández-del-Castillo-Barrón, A.; Gradilla-Hernández, M. S., Yebra-Montes. C.; Díaz-Vázquez, D. (2022). Reporte del cálculo del Índice de Calidad del Agua en los afluentes de los Ríos Santiago y Zula en el periodo julio 2021 a abril 2022. Estrategia Integral para la Recuperación del Río Santiago. Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. Campus Guadalajara. México. 17 p.
- Gao, L., Li, S., Wang, Z., Liang, Z., Chen, J., Liang, B. (2018). Contamination, potential mobility, and origins of lead in sediment cores from the Shima River, south China. *Environmental Pollution*, 242, Part B, 1128-1136.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.104>.



- Georgopoulos, P. G., Roy, A., Yonone-Lioy, M. J., Opiekun, R. E., Lioy, P. J. (2011). Environmental Copper: Its Dynamics and Human Exposure Issues. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 4(4): 341-394. <https://doi.org/10.1080/109374001753146207>
- GJ. (2020). Estrategia integral de recuperación 2018-2024. Gobierno de Jalisco. México. Recuperado en 11 de junio de 2022, de <http://riosantiago.jalisco.gob.mx/sites/default/files/recursos/rrs-informe-gobernanza.pdf>
- González-Pérez, M. G., & López-Lara, L. F. (2018). Entropía del crecimiento habitacional en el río Blanco de la metrópoli de Guadalajara, México. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 39(2), 100-111. Recuperado en 07 de mayo de 2022, de [http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1680-03382018000200008&lng=es&tlng=es](http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1680-03382018000200008&lng=es&tlng=es).
- Gradilla-Hernández, M.S., Casillas-García, L. F., de Anda-Sánchez, J., y Yebra-Montes, C. (2020). Desarrollo de un índice de calidad del agua para el Río Santiago en la Cuenca Río Santiago-Guadalajara. Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial. Gobierno del Estado de Jalisco, México, 03-2021-050713080900-1. Recuperado en 10 de mayo de 2022, de <http://riosantiago.jalisco.gob.mx/estrategia>
- HC. (2020). Guidelines for Canadian drinking water quality: Guideline technical document – Total coliforms. Health Canada. Ottawa, Ontario, CA. Recuperado en 18 de mayo de 2022, de [Ghttps://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/documents/services/healthy-living/water-coliforms-coliformes-eau/water-coliforms-coliformes-eau-eng.pdf](https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/documents/services/healthy-living/water-coliforms-coliformes-eau/water-coliforms-coliformes-eau-eng.pdf)
- Heise, S., Apitz, S. E., Babut, M., Bergmann, H., Besten, Pd., Ellen, G. J., Joziassse, J., Katsiri, A., Maaß, V., Oen, A., Slob, A., White, S. (2004). Risk management of sediments and communication. Synthesis of the SedNet working group 5 outcomes. *J Soils & Sediments*, 4(4):233-235. Recuperado en 10 de mayo de 2022, de <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.599.6102&rep=rep1&type=pdf>
- Heise, S. (2008). Risk management of sediments. *Ann Ist Super Sanità*, 44(3): 224-232. Recuperado en 10 de mayo de 2022, de <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.599.6102&rep=rep1&type=pdf>
- Hernández-García, A. (2007). *El fenomeno de tequila, Jalisco; el caso de Rio Zula, los factores y el ambiente*. XXVI Congreso de la Asociación Latinoamericana de Sociología. Asociación Latinoamericana de Sociología, Guadalajara. Recuperado en 23 de mayo de 2022, de <https://cdsa.academica.org/000-066/1067.pdf>
- Huang, Z., Liu, C., Zhao, X. et al. (2020). Risk assessment of heavy metals in the surface sediment at the drinking water source of the Xiangjiang River in South China. *Environ Sci Eur*, 32, 23. <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00305-w>
- Hurtado-Jiménez, R., Gardea-Torresdey, J.L. (2006). Arsenic in drinking water in the Los Altos de Jalisco región of Mexico. *Rev Panam Salud Publica*, 20(4):236–47.

- Recuperado en 11 de mayo de 2022, de <https://www.scielo.org/pdf/rpsp/2006.v20n4/236-247/en>.
- Hydro International (2022). *River pollution*. Recuperado en 27 de mayo de 2022, de <https://hydro-int.com/en/river-pollution-0#dismiss-notification>
- IIEG. (2019). *Tendencias del Índice de Desarrollo Municipal en Jalisco, 2010-2015. Ficha Informativa*. Instituto de Información Estadística y Geográfica de Jalisco. Recuperado en 11 de junio de 2022, de <https://iieg.gob.mx/ns/wp-content/uploads/2019/10/DesarrolloHumano2019.pdf>
- IIEG. (2020). *Análisis general de las áreas metropolitanas de Jalisco*. Instituto de Información Estadística y Geográfica de Jalisco. Recuperado en 29 de mayo de 2022, de <https://iieg.gob.mx/ns/wp-content/uploads/2021/03/An%C3%A1lisis-%C3%81reas-Metropolitanas-de-Jalisco.pdf>
- IIEG. (2021). *Principales resultados de la Marginación 2020 en Jalisco. Ficha Informativa*. Instituto de Información Estadística y Geográfica de Jalisco. Recuperado en 11 de junio de 2022, de <https://iieg.gob.mx/ns/wp-content/uploads/2021/06/ResultadosMarginaci%C3%B3n2020-1.pdf>
- INEGI. (2018). *Uso de suelo y vegetación. Conjunto de datos vectoriales versión VII de la carta de uso de suelo*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México. Recuperado en 11 de mayo de 2022, de <https://www.inegi.org.mx/temas/usosuelo/>
- INEGI-DENUE. (2021). *Directorio Estadístico Nacional de Unidades Económicas*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México. Recuperado en 17 de mayo de 2022, de <https://www.inegi.org.mx/app/mapa/denue/default.aspx>
- INFORMADOR.MX (2022). *Registra metrópoli récord en gasto de agua*. Recuperado en 29 de mayo de 2022, de <https://www.informador.mx/Registra-metropoli-record-en-gasto-de-agua-l202103080001.html>
- INFORMADOR.MX (2022). *Semadet reconoce que es difícil el saneamiento del Río Santiago*. Recuperado en 10 de mayo de 2022, de <https://www.informador.mx/jalisco/Rio-Santiago-Semadet-admite-que-el-saneamiento-es-dificil-20220421-0134.html>
- Irfan, M., Liu, X., Hussain, K. et al. (2021). The global research trend on cadmium in freshwater: a bibliometric review. *Environ Sci Pollut Res*. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13894-7>
- IWA. (2022). *Helminth eggs*. The International Water Association. IWA Publishing. UK. <https://www.iwapublishing.com/news/helminth-eggs#:~:text=Helminth%20eggs%20are%20the%20infective,in%20wastewater%2C%20sludge%20and%20excreta>.
- LABCESA. (2022). *Alertan por contaminación del río La Soledad, en Zapopan*. Laboratorio de conflictos socioambientales. Recuperado en 08 de mayo de 2022, de

<https://labcsa.org/2021/05/23/alertan-por-contaminacion-del-rio-la-soledad-en-zapopan/>

- Leal-Soto, S. D., Valenzuela-Quintanar, A.I., Gutiérrez-Coronado, M. de L., Bermúdez-Almada, M. del C., García-Hernández, J., Aldana-Madrid, M. L., Grajeda-Cota, P., Silveira-Gramont, M. I., Meza-Montenegro, M. M., Palma-Durán, S. A., Leyva-García, G. N., Camarena-Gómez, B. O., & Valenzuela-Navarro, C. P. (2014). Residuos de plaguicidas organoclorados en suelos agrícolas. *Terra Latinoamericana*, 32(1), 1-11. Recuperado en 03 de mayo de 2022, de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0187-57792014000100001&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792014000100001&lng=es&tlng=es).
- LFD. (2021). Ley Federal de Derechos. Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión. México. Recuperado en 09 de mayo de 2022, de [https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf\\_mov/Ley\\_Federal\\_de\\_Derechos.pdf](https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf_mov/Ley_Federal_de_Derechos.pdf)
- Martínez-González, P., Hernández, E. (2009). Impactos de la contaminación del Río Santiago en el bienestar de los habitantes de El Salto, Jalisco. *Espacio Abierto*, 18(4): 709-729. Recuperado en 07 de mayo de 2022, de <https://www.redalyc.org/pdf/122/12211871006.pdf>
- Martínez-Rodríguez, L. A. (2002). Estudio de contaminación del Río La Laja, Jalisco, (1996-1998). Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Centro Universitario de Ciencias de la Salud. Universidad de Guadalajara. Jalisco, México. 118 p. Recuperado en 07 de mayo de 2022, de [http://repositorio.cucba.udg.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/123456789/4604/Martinez\\_Rodriguez\\_Luis\\_Alberto.pdf?sequence=1&isAllowed=y](http://repositorio.cucba.udg.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/123456789/4604/Martinez_Rodriguez_Luis_Alberto.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- McCulligh, C. (2013). La no regulación ambiental: contaminación industrial del río Santiago en Jalisco. *Observatorio del Desarrollo*, 2(7): 22-28. Recuperado en 11 de mayo de 2022, de [https://www.researchgate.net/profile/Cindy\\_Mcculligh2/publication/332470064\\_La\\_no\\_regulacion\\_ambiental\\_contaminacion\\_industrial\\_del\\_río\\_Santiago\\_en\\_Jalisco/links/5cb741e992851c8d22f24013/La-no-regulacion-ambiental-contaminacion-industrial-del-río-Santiago-en-Jalisco.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Cindy_Mcculligh2/publication/332470064_La_no_regulacion_ambiental_contaminacion_industrial_del_río_Santiago_en_Jalisco/links/5cb741e992851c8d22f24013/La-no-regulacion-ambiental-contaminacion-industrial-del-río-Santiago-en-Jalisco.pdf)
- McCulligh, C.; Vega-Fregoso, G. (2019). Defiance from Down River: Deflection and Dispute in the Urban-Industrial Metabolism of Pollution in Guadalajara. *Sustainability*, 11, 6294. <https://doi.org/10.3390/su11226294>
- McCulligh, C.; Arellano-García, L.; & Casas-Beltrán, D. (2020). Unsafe waters: the hydrosocial cycle of drinking water in Western Mexico. *Local Environment. The International Journal of Justice and Sustainability*. 25(8): 576-596. <https://doi.org/10.1080/13549839.2020.1805598>
- Montes-Rubio, P. Y., Aguilar-Castro, N., Ávila-Domínguez, R., Macbani-Olvera, P., Raygoza-Anaya, M., Garnica-Guerrero, B., Reynoso-Vázquez, J., Ruvalcaba-Ledezma, J. C. (2021). Contaminación del Río Santiago: Un problema epidemiológico ambiental persistente de Salud Pública en Jalisco, México. *Proeditio*. Recuperado en 17 de mayo de 2022, de <https://revistas.proeditio.com/jonnpr/article/view/3951/5043>

- Onjefu, S. A., Shaningwa, F., Lusilao, J., Abah, J., Hess, E. & Kwaambwa, H. M. (2020) Assessment of heavy metals pollution in sediment at the Omaruru River basin in Erongo region, Namibia, *Environmental Pollutants and Bioavailability*, 32:1, 187-193. <https://doi.org/10.1080/26395940.2020.1842251>
- PAHO. (s/f). Arsenic. Pan American Health Organization. Recuperado en 14 de mayo de 2022, de [https://www3.paho.org/hq/index.php?option=com\\_content&view=article&id=9201:2013-arsenic&Itemid=40132&lang=es](https://www3.paho.org/hq/index.php?option=com_content&view=article&id=9201:2013-arsenic&Itemid=40132&lang=es)
- Rangel-Peraza, J. G., de Anda, J., González-Farías, F. A., Rode, M., Antonio Sanhouse-García, Bustos-Terrones, Y. A. (2015). Assessment of heavy metals in Aguamilpa Dam, Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment*. 187(3):134. ISSN: 0167-6369. DOI: 10.1007/s10661-015-4359-z.
- RIVM. (2020). Environmental quality standards for barium in surface water. Recuperado en 11 de mayo de 2022, de <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2020-0024.pdf>
- Rizo-Decelis, L. D., Andreo, B. (2016). Water Quality Assessment of the Santiago River and Attenuation Capacity of Pollutants Downstream Guadalajara City, Mexico. *River Research and Applications*, 32(7): 1505-1516. <https://doi.org/10.1002/rra.2988>
- SCFI. (2010). Norma mexicana NMX-AA-087-SCFI-2010 análisis de agua - evaluación de toxicidad aguda con *Daphnia magna*, Straus (Crustacea - Cladocera) - método de prueba (cancela a la NMX-AA-087-SCFI -1995). Secretaría Economía. México. Recuperado en 24 de mayo de 2022, de <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166797/NMX-AA-087-SCFI-2010.pdf>
- SEMADET. (s/f). Programa de Manejo Integral de la Cuenca del Río Santiago-Guadalajara (PMICSG). Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial. Recuperado en 10 de mayo de 2022, de <https://semadet.jalisco.gob.mx/sites/semadet.jalisco.gob.mx/files/apendice-pmicsg/Informaci%C3%B3n%20estadistica%20y%20cartografica/Mapas%20etapa%20Caracterizaci%C3%B3n/Subcuencas.pdf>
- SCFI. (2001). NMX-AA-039-SCFI-2001. Análisis de aguas - determinación de Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM) en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas - Método de prueba (cancela a la NMX-AA039-1980). Secretaría de Economía. México. Recuperado en 10 de mayo de 2022, de <http://legismex.mty.itesm.mx/normas/aa/aa039-01.pdf>
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. (2012). Heavy metal toxicity and the environment. *Experientia supplementum*, 101, 133–164. [https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4\\_6](https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6)
- UNDP (2022). *Human Development Index (HDI)*. United Nations Development Programme. Recuperado en 11 de junio de 2022, de <https://hdr.undp.org/data-center/human-development-index#/indicies/HDI>

- USEPA. (1978). *Phenol: Ambient Water Quality Criteria*. National Service Center for Environmental Publications (NSCEP). United States Environmental Protection Agency. USA. Recuperado en 17 de mayo de 2022, de <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=9100H4VJ.TXT>
- USEPA. (2007). *Framework for Metals Risk Assessment*. United States Environmental Protection Agency. Recuperado en 17 de mayo de 2022, de <https://www.epa.gov/sites/default/files/2013-09/documents/metals-risk-assessment-final.pdf>
- USEPA. (2018). *Final Aquatic Life Criteria for Aluminum in Freshwater*. United States Environmental Protection Agency. Recuperado en 23 de mayo de 2022, de <https://www.epa.gov/wqc/aquatic-life-criteria-aluminum#2018>
- USEPA. (2022). *National Recommended Water Quality Criteria - Aquatic Life Criteria Table*. United States Environmental Protection Agency. Recuperado en 07 de mayo de 2022, de <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table>
- USGS. (1997). *Trace elements and synthetic organic compounds in biota and streambed sediment of the Western Lake Michigan Drainages, 1992-1995*. U. S. Geological Survey. Middleton, WI. USA. Recuperado en 07 de mayo de 2022, de <https://www.usgs.gov/publications/trace-elements-and-synthetic-organic-compounds-biota-and-streambed-sediment-western>
- USGS. (2018). *Bacteria and E. Coli in Water*. U. S. Geological Survey. Recuperado en 07 de mayo de 2022, de <https://www.usgs.gov/special-topics/water-science-school/science/bacteria-and-e-coli-water#:~:text=coli%20is%20a%20type%20fecal,types%20of%20disease%20causing%20organisms>.
- USGS. (2018). Nitrogen and Water. U. S. Geological Survey. Recuperado en 09 de mayo de 2022, de <https://www.usgs.gov/special-topics/water-science-school/science/nitrogen-and-water>
- Veolia (2022). *Total Organic Carbon (TOC) and its Measurement*. Recuperado en 13 de junio de 2022, de <https://www.elgalabwater.com/blog/total-organic-carbon-toc>
- Verdebandera (2013). *Espuma tóxica invade durante la semana el Río Santiago*. Verdebandera – Periodismo Ambiental. Recuperado en 10 de mayo de 2022, de <https://verdebandera.mx/invade-espuma-el-rio-santiago-exhibe-falta-de-saneamiento/>
- Wardhani, W. K., Ariesyady, H. D.; Andarani, P., Nguyen, M. N., Yokota, K., Inoue, T. (2022). Assessment of zinc concentrations in surface sediment from urban and industrial sites of Umeda River, Japan. *Water Supply. IWA Publishing*, 22 (4): 3941–3950. <https://doi.org/10.2166/ws.2022.025>
- WEPPi. (s/f). *Ni-Nickel*. The Geological Survey of Finland. <http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/text/Ni.pdf>

- Wyrwas, B., & Zgoła-Grześkowiak, A. (2014). Continuous Flow Methylene Blue Active Substances Method for the Determination of Anionic Surfactants in River Water and Biodegradation Test Samples. *Journal of surfactants and detergents*, 17(1), 191–198. <https://doi.org/10.1007/s11743-013-1469-x>
- Xu, Z., Zhang, X., Xie, J., Yuan, G., Tang, X., et al. (2014). Total Nitrogen Concentrations in Surface Water of Typical Agro- and Forest Ecosystems in China, 2004-2009. *PLOS ONE*, 9(3): e92850. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0092850>
- Zaragoza-Bastida, A., Valladares-Carranza, B., Ortega-Santana, C., Zamora-Espinosa, J., Velázquez-Ordoñez, V., & Aparicio-Burgos, J. (2016). Repercusiones del uso de los organoclorados sobre el ambiente y salud pública. *Abanico veterinario*, 6(1), 43-55. Recuperado en 03 de mayo de 2022, de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S2448-61322016000100043&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2448-61322016000100043&lng=es&tlng=es)
- Zeleňáková, M., Kubiak-Wojcicka, K., Weiss, R., Weiss, E., Abd Elhamid, H. F. (2021). Environmental risk assessment focused on water quality in the Laborec River watershed. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 21(4), 641-654. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2021.06.002>.
- Zhiyong, H., Haining, M., Guozhong, S., Li, H., Luoyu, W., Qingqing, S. (2016). A review of groundwater contamination near municipal solid waste landfill sites in China. *Science of The Total Environment*, 569–570, 1255-1264. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.201>.

## ANEXO I. Descripción de los parámetros para analizar en muestras de agua.

**Tabla A.1.** Parámetros fisicoquímicos en agua - Límites establecidos por la Ley Federal de Derechos de acuerdo con su uso.

<b>Parámetros Fisicoquímicos (Unidades en mg/l a menos que se indique lo contrario)</b>	<b>Uso 1</b>	<b>Uso 2</b>	<b>Uso 3</b>
Caudal promedio de la corriente	-	-	-
Acidez total	-	-	-
Alcalinidad total	400	-	(I)
Carbono orgánico total	1.5	-	-
Cianuro total (CN <sup>-</sup> )	0.02	0.02	0.005 (III)
Cloruros totales	250	150	250
Demanda bioquímica de oxígeno	-	-	-
Demanda química de oxígeno	-	-	-
Dureza de calcio	-	-	-
Dureza total	-	-	-
Fenoles	0.001	-	0.1
Fluoruros	1.4	1.0	1.0
Fósforo total	0.1	-	0.05
Grasas y aceites	10	-	10
Nitrógeno de nitratos	5.0	-	-
Nitrógeno de nitritos	0.05	-	-
Nitrógeno amoniacal	-	-	0.06
Nitrógeno total Kjeldahl	-	-	-
Nitrógeno total	0.1*	-	0.3*
Sustancias Activas al Azul de Metileno	0.5	-	0.1
Sólidos disueltos totales	500	500	-
Sólidos sedimentables	-	-	-
Sólidos suspendidos totales	50.0	50.0	30.0
Sólidos totales	550	-	-
Sulfatos	250	250	-
Sulfuros	0.2	-	0.002
Turbiedad (NTU)	-	-	-
Conductividad eléctrica	-	-	-
Materia flotante	-	-	-
Oxígeno disuelto	4.0	-	5.0
Potencial de hidrógeno (Unidades d pH)	6.0 - 9.0	6.0 - 9.0	6.5 - 8.5
Temperatura (°C)	CN + 2.5	-	CN + 1.5

(I): La alcalinidad natural no debe reducirse en más del 25%, ni cuando ésta sea igual o menor a 20 mg/l.

(III): La concentración promedio de 4 días de esta sustancia no debe exceder este nivel, más de una vez cada año.

\* Conforme a lo límites establecidos por la USEPA (2022).

**Tabla A.2.** Parámetros microbiológicos para analizar en agua - Límites establecidos por la Ley Federal de Derechos de acuerdo con su uso.

Parámetros Microbiológicos	Uso 1	Uso 2	Uso 3
Coliformes fecales	1,000	1,000	1,000
Coliformes totales			
Escherichia Coli (E. coli)	500*	500*	500*
Huevos de Helminto		1**	

\*Conforme a la NOM-001-SEMARNAT-2021 (DOF, 2022).

\*\* Conforme a la NOM-001-SEMARNAT-1996 (DOF, 1997)

**Tabla A.3.** Parámetros toxicológicos en agua - Límites establecidos por la Ley Federal de Derechos de acuerdo con su uso.

Parámetros Toxicológicos	Uso 1	Uso 2	Uso 3
Toxicidad aguda (EC5048H)	-	-	-
Toxicidad aguda (UT48H)	-	-	-

**Tabla A.4.** Metales pesados y metaloides en agua - Límites establecidos por la Ley Federal de Derechos de acuerdo con su uso.

Metales pesados y metaloides (mg·L <sup>-1</sup> )	Límite de detección (mg·L <sup>-1</sup> )*	Uso 1	Uso 2	Uso 3
Aluminio	< 0.05	0.02	5.0	0.05
Antimonio	< 0.005	0.1	0.1	0.09
Arsénico	< 0.01	0.05	0.1	0.2
Bario	< 0.01	1.0	-	0.01
Boro	< 0.001	1.0	0.7 (II)	-
Cadmio	< 0.002	0.01	0.01	0.004
Cobre	< 0.01	1.0	0.20	0.05
Cromo total	< 0.01	0.05	0.1	0.05
Hierro	< 0.01	0.3	5.0	1.0
Manganeso	< 0.01	0.05	0.2	-
Mercurio	< 0.0005	0.001	-	0.0005
Níquel	< 0.01	0.01	0.2	0.6
Plomo	< 0.01	0.05	0.5	0.03
Selenio	< 0.002	0.01	0.02	0.008
Sodio	< 0.5			
Zinc	< 0.01	5.0	2.0	0.02

(II): Cultivos sensibles al boro, un máximo de 0.75 mg/l; otros hasta 3 mg/l.

\*Límites de detección establecidos en los equipos analíticos del laboratorio USAM.



**Tabla A.5.** Compuestos orgánicos sintéticos en agua - Límites establecidos por la Ley Federal de Derechos según sus usos.

<b>Plaguicidas (Unidades en mg/l)</b>	<b>Límite de detección (mg·L<sup>-1</sup>)*</b>	<b>Uso 1</b>	<b>Uso 2</b>	<b>Uso 3</b>
Glifosato	< 1.00	-	-	-
Alpha-BHC	< 2.00	-	-	-
Gamma-BHC (Lindano)	< 2.00	0.003	-	0.002
Beta-BHC	< 2.00	-	-	0.001
Gamma-Clordano	< 0.20	0.003	0.003	0.002
Hexaclorobenceno	< 0.01	0.00005	-	0.0025
Heptacloro	0.06	0.0001	0.02	0.0005
Aldrín	0.05	0.001	0.02	0.0003
Heptacloro Epóxido	< 0.03	-	-	-
Endosulfan I	< 1.00	0.07	-	0.0002
Endosulfan II	< 1.00	0.07	-	0.0002
4,4'- DDE = Diclorofenildicloroetano	< 1.00	0.001	-	0.00001
Dieldrin	< 0.03	0.001	0.02	0.002
Endrín	< 0.03	0.0005	-	0.00002
4,4'-DDD = Diclorofenildicloroetano	< 1.00	0.001	-	0.00001
2,4'-DDT	< 1.00	-	-	-
4,4'-DDT	< 1.00	-	-	-
Metoxicloro	< 20.00	0.03	-	0.000005
Clorpirifos Metilo	< 0.66	-	-	-
Diazinon	< 0.26	-	-	-
Etion	< 0.45	-	-	-
Malation	< 0.29	-	-	-
Metamidofos	< 0.30	-	-	-
<b>Compuestos orgánicos semivolátiles</b>	<b>Límite de detección (mg·L<sup>-1</sup>)*</b>	<b>Uso 1</b>	<b>Uso 2</b>	<b>Uso 3</b>
Benceno	< 10.00	-	-	-
Etilbenceno	< 300.00	-	0.3	-
Tolueno	< 700.00	-	0.7	-
Xileno	< 500.00	-	-	-
Trihalometanos totales	< 0.20	-	-	-

\*Límites de detección establecidos en los equipos analíticos del laboratorio USAM.

**Tabla A.6.** Antibióticos y hormonas en agua. - Límites establecidos por la Ley Federal de Derechos según sus usos.

<b>Antibióticos (Unidades en mg/l)</b>	<b>Límite de detección (<math>\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}</math>)*</b>	<b>Uso 1</b>	<b>Uso 2</b>	<b>Uso 3</b>
Oxitetraciclina	< 3.40	-	-	-
Penicilina G	< 7.30	-	-	-
Sulfadimetoxina	< 3.10	-	-	-
Sulfadoxin	< 2.20	-	-	-
Sulfametazina	< 1.50	-	-	-
Sulfapiridina	< 1.40	-	-	-
Sulfatiazol	< 1.00	-	-	-
Sulfamerazina	< 1.50	-	-	-
Sulfacloropiridazina	< 3.20	-	-	-
Sulfadiazina	< 1.30	-	-	-
Sulfaquinoxalina	< 2.60	-	-	-
Sulfisoxazol	< 5.30	-	-	-
Dimetridazol	< 11.60	-	-	-
Hidroxi-ipronidazol	< 6.00	-	-	-
Metronidazol	< 5.70	-	-	-
Ronidazol	< 5.50	-	-	-
<b>Hormonas (Unidades en mg/l)</b>	<b>Límite de detección (<math>\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}</math>)*</b>	<b>Uso 1</b>	<b>Uso 2</b>	<b>Uso 3</b>
Clenbuterol	< 0.08	-	-	-
Triamcinolona	< 3.00	-	-	-
Fenilbutazona	< 0.50	-	-	-
Acetato de malengestrol	< 0.75	-	-	-
Ractopamina	< 2.00	-	-	-
Dexametasona	< 0.38	-	-	-

\*Límites de detección establecidos en los equipos analíticos del laboratorio USAM.

**Tabla A.7.** Criterios Nacionales de Calidad del Agua Recomendados - Criterios de Vida Acuática (USEPA, 2022).

Contaminantes (P = Contaminantes prioritarios)	Agua dulce	Agua dulce	Año de publicación
	CMC <sup>1</sup> (exposición aguda) (µg/L)	CCC <sup>2</sup> (exposición crónica) (µg/L)	
Acroleína (P)	3.00	3.00	2009
Calidad estética	—	—	1986
Aldrín (P)	3.00	—	1980
Alcalinidad	—	20,000.00	1986
Alfa-Endosulfan (P)	0.2200	0.0560	1980
Aluminio pH 5.0 - 10.5	—	—	2018
Amonia	—	—	2013
Arsénico	340.00	150.00	1995
Atrazina	—	—	
Beta-Endosulfan (P)	0.2200	0.0560	1980
Boro	—	—	1986
Cadmio (P)	1.80	0.72	2016
Carbarilo	2.10	2.10	2012
Clordano (P)	2.4000	0.0043	1980
Cloruros	860,000.00	230,000.00	1988
Cloro	19.00	11.00	1986
Clorpirifos	0.0830	0.0410	1986
Cromo (III) (P)	570.00	74.00	1995
Cromo (VI) (P)	16.00	11.00	1995
Color	—	—	1986
Cobre (P)	—	—	2007
Cianuros (P)	22.00	5.20	1985
Demetón	—	0.10	1985
Diazinón	0.17	0.17	2005
Diédrín (P)	0.240	0.056	1995
Endrín (P)	0.086	0.036	1995
Gamma-BHC (Lindano) (P)	0.95	—	1995
Gases disueltos totales	—	—	1986
Gutión	—	0.010	1986
Dureza	—	—	1986
Heptacloro (P)	0.5200	0.0038	1980
Heptacloro Epoxido (P)	0.5200	0.0038	1981
Hierro	—	1,000.00	1986
Plomo (P)	65.00	2.50	1984
Malatión	—	0.10	1986
Mercurio (P)	1.40	0.77	1995
Metoxicloro	—	0.03	1986



Éter metil-terciario-butílico (MTBE)	—	—	—
Mirex	—	0.001	1986
Níquel (P)	470.00	52.00	1995
Nonilfenol	28.0000	6.6000	2005
Nutrientes	—	—	—
Grasas y Aceites	—	—	1986
Oxígeno disuelto	—	—	1986
Paratión	0.065	0.013	1995
Pentaclorofenol (P)	19.00	15.00	1995
Ácido Perfluorooctánoico	—	—	<i>Borrador</i>
Perfluorooctano Sulfonato	—	—	<i>Borrador</i>
pH	—	6.5 – 9	1986
Fósforo elemental	—	—	1986
Bifenilos policlorados (P)	—	0.014	—
Selenio (P)	—	—	2016
Plata (P)	3.2000	—	1980
Sólidos suspendidos totales y turbidez	—	—	1986
Sulfuro – Sulfuro de hidrógeno	—	2.00	1986
Sustancias contaminantes	—	—	1986
Temperatura	—	—	1986
Toxafeno (P)	0.7300	0.0002	1986
Tributiltina (TBT)	0.460	0.072	2004
Zinc (P)	120.00	120.00	1995
4,4'-DDT (P)	1.100	0.001	1980

1/ CMC: Criterio de máxima concentración.

2/ CCC: Criterio de concentración continua.

## ANEXO II. Descripción de los métodos analíticos utilizados para analizar las muestras de agua.

**Tabla II.1.** Métodos aplicados para la medición de los parámetros fisicoquímicos.

Parámetro	Método de cuantificación	Entidad a cargo
Aforo ( $Q_{promedio}$ )	Molinete	CEA
Acidez total	NMX-AA-036-SCFI-2001	CEA
Alcalinidad total	NMX-AA-036-SCFI-2001	CEA
Carbono 14Irgánico total	415.3 EPA	CIATEJ
Cianuro total (CN)	HACH	CIATEJ
Cloruros totales	NMX-AA-073-SCFI-2001	CEA
Demanda bioquímica de oxígeno	NMX-AA-028-SCFI-2001	CEA
Demanda química de oxígeno	NMX-AA-030/2-SCFI-2011	CEA
Dureza de Calcio	SM-3500-Ca B	CEA
Dureza total	NMX-AA-072-SCFI-2001	CEA
Fenoles	NMX-AA-050-SCFI-2001	CEA
Fluoruros	NMX-AA-077-SCFI-2001	CEA
Fósforo total	NMX-AA-029-SCFI-2001	CEA
Grasas y aceites	NMX-AA-005-SCFI-2013	CEA
Nitrógeno de Nitratos	NMX-AA-079-SCFI-2001	CEA
Nitrógeno de Nitritos	NMX-AA-099-SCFI-2006	CEA
Nitrógeno amoniacal	NMX-AA-026-SCFI-2010	CEA
Nitrógeno total Kjeldahl	NMX-AA-026-SCFI-2010	CEA
Nitrógeno total	NMX-AA-026-SCFI-2010	CEA
S A A M	NMX-AA-039-SCFI-2001	CEA
Solidos disueltos totales	NMX-AA-034-SCFI-2015	CEA
Solidos sedimentables	NMX-AA-004-SCFI-2013	CEA
Solidos suspendidos totales	NMX-AA-034-SCFI-2015	CEA
Solidos Totales	NMX-AA-034-SCFI-2015	CEA
Sulfatos	NMX-AA-074-SCFI-2014	CEA
Sulfuros	NMX-AA-084-1982	CEA
Turbiedad	NMX-AA-038-SCFI-2001	CEA
Conductividad eléctrica	NMX-AA-093-SCFI-2018	CEA
Materia flotante	NMX-AA-006-SCFI-2010	CEA
Oxígeno disuelto	NMX-AA-012-SCFI-2001	CEA
pH	NMX-AA-008-SCFI-2016	CEA
Temperatura	NMX-AA-007-SCFI-2013	CEA

**Tabla II.2.** Métodos aplicados para la medición de los parámetros toxicológicos y microbiológicos.

<b>Toxicológicos</b>	<b>Método de cuantificación</b>	<b>Entidad a cargo</b>
Toxicidad aguda (EC50 48 h)	ISO 6341 2012	CIATEJ
Toxicidad aguda (UT 48 h)	ISO 6341 2012	CIATEJ
<b>Microbiológicos</b>	<b>Método de cuantificación</b>	<b>Entidad a cargo</b>
Coliformes fecales	NMX-AA-042-SCFI-2015	CEA
Coliformes totales	NMX-AA-042-SCFI-2015	CEA
<i>E. coli</i>	NMX-AA-042-SCFI-2015	CEA
Huevos de Helminto	NMX-AA-113-SCFI-2012	CEA

**Tabla II.3.** Métodos aplicados para la medición de los metales pesados y metaloides.

<b>Metales pesados y metaloides</b>	<b>Método de cuantificación</b>	<b>Límite de detección (mg·L<sup>-1</sup>)*</b>	<b>Entidad a cargo</b>
Aluminio	INS-SM/US-71	< 0.05	CIATEJ
Antimonio	INS-SM/US-71	< 0.005	CIATEJ
Arsénico	INS-SM/US-71	< 0.01	CIATEJ
Bario	INS-SM/US-71	< 0.01	CIATEJ
Boro	INS-SM/US-71	< 0.001	CIATEJ
Cadmio	INS-SM/US-71	< 0.002	CIATEJ
Cobre	INS-SM/US-71	< 0.01	CIATEJ
Cromo total	INS-SM/US-71	< 0.01	CIATEJ
Hierro	INS-SM/US-71	< 0.01	CIATEJ
Manganeso	INS-SM/US-71	< 0.01	CIATEJ
Mercurio	INS-SM/US-71	< 0.0005	CIATEJ
Níquel	INS-SM/US-71	< 0.01	CIATEJ
Plomo	INS-SM/US-71	< 0.01	CIATEJ
Selenio	INS-SM/US-71	< 0.002	CIATEJ
Sodio	INS-SM/US-71	< 0.5	CIATEJ
Zinc	INS-SM/US-71	< 0.01	CIATEJ

**Tabla II.4.** Métodos aplicados para la medición de compuestos orgánicos sintéticos.

<b>Plaguicidas</b>	<b>Método de cuantificación</b>	<b>Límite de detección (<math>\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}</math>)*</b>	<b>Entidad a cargo</b>
Glifosato	Método interno	< 2.00	CIATEJ
Alpha-BHC	Modificación EPA Method 8081	< 2.00	CIATEJ
Gamma-BHC (Lindano)	Modificación EPA Method 8081	< 2.00	CIATEJ
Beta-BHC	Modificación EPA Method 8081	< 0.20	CIATEJ
Gamma-Clordano	Modificación EPA Method 8081	< 0.01	CIATEJ
Hexaclorobenceno	Modificación EPA Method 8081	< 0.03	CIATEJ
Heptacloro	Modificación EPA Method 8081	< 0.03	CIATEJ
Aldrín	Modificación EPA Method 8081	< 0.03	CIATEJ
Heptacloro Epóxido	Modificación EPA Method 8081	< 1.00	CIATEJ
Endosulfan I	Modificación EPA Method 8081	< 1.00	CIATEJ
Endosulfan II	Modificación EPA Method 8081	< 1.00	CIATEJ
4,4'-DDE	Modificación EPA Method 8081	< 0.03	CIATEJ
Dieldrin	Modificación EPA Method 8081	< 0.03	CIATEJ
Endrin	Modificación EPA Method 8081	< 1.00	CIATEJ
4,4'-DDD	Modificación EPA Method 8081	< 1.00	CIATEJ
2,4'-DDT	Modificación EPA Method 8081	< 1.00	CIATEJ
4,4'-DDT	Modificación EPA Method 8081	< 20.00	CIATEJ
Metoxicloro	Modificación EPA Method 8081	< 0.66	CIATEJ
Clorpirifos Metilo	Modificación AOAC – Official Method 970.52	< 0.26	CIATEJ
Diazinon	Modificación AOAC – Official Method 970.52	< 0.45	CIATEJ
Etion	Modificación AOAC – Official Method 970.52	< 0.29	CIATEJ

Malation	Modificación AOAC – Official Method 970.52	< 0.30	CIATEJ
Metamidofos	Modificación AOAC – Official Method 970.52	< 2.00	CIATEJ
<b>Compuestos orgánicos semivolátiles</b>	<b>Método de cuantificación</b>	<b>Límite de detección (<math>\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}</math>)*</b>	<b>Entidad a cargo</b>
Benceno	Modificación EPA Method 8081	< 10.00	CIATEJ
Etilbenceno	Modificación EPA Method 8081	< 300.00	CIATEJ
Tolueno	Modificación EPA Method 8081	< 700.00	CIATEJ
Xileno	Modificación EPA Method 8081	< 500.00	CIATEJ
Trihalometanos totales	Modificación NOM 201-SSA-2015	< 0.20	CIATEJ

\*Límites de detección establecidos en los equipos analíticos del laboratorio USAM.

**Tabla II.5.** Métodos aplicados para la medición de antibióticos y hormonas.

<b>Antibióticos</b>	<b>Método de cuantificación</b>	<b>Límite de detección (<math>\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}</math>)*</b>	<b>Entidad a cargo</b>
Oxitetraciclina	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	<3.40	CIATEJ
Penicilina G	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	<7.30	CIATEJ
Sulfadimetoxina	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	<3.10	CIATEJ
Sulfadoxin	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	<2.20	CIATEJ
Sulfametazina	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	<1.50	CIATEJ
Sulfapiridina	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	<1.40	CIATEJ
Sulfatiazol	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	<1.00	CIATEJ
Sulfamerazina	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	<1.50	CIATEJ
Sulfaclopiridazina	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	<3.20	CIATEJ
Sulfadiazina	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	<1.30	CIATEJ
Sulfaquinoxalina	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	<2.60	CIATEJ





Sulfisoxazol	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	<5.30	CIATEJ
Dimetridazol	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	<11.60	CIATEJ
Hidroxi-ipronidazol	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	<6.00	CIATEJ
Metronidazol	Modificación Método interno	<5.70	CIATEJ
Ronidazol	INS-SM-US-247*	<5.50	CIATEJ
<b>Hormonas</b>	<b>Método de cuantificación</b>	<b>Límite de detección (<math>\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}</math>)*</b>	<b>Entidad a cargo</b>
Clenbuterol	Modificación Método interno INS-SM-US-248*	<0.08	CIATEJ
Triamcinolona	Modificación Método interno INS-SM-US-248*	<3.00	CIATEJ
Fenilbutazona	Modificación Método interno INS-SM-US-248*	<0.50	CIATEJ
Acetato de malengestrol	Modificación Método interno INS-SM-US-248*	<0.75	CIATEJ
Ractopamina	Modificación Método interno INS-SM-US-248*	<2.00	CIATEJ
Dexametasona	Modificación Método interno INS-SM-US-248*	<0.38	CIATEJ

\*Límites de detección establecidos en los equipos analíticos del laboratorio USAM.

### Anexo III. Método de Aforo – Comisión Estatal del Agua de Jalisco

El aforo en ríos, es el conjunto de acciones realizadas para conocer la cantidad de flujo de agua que escurre por una corriente, es decir el gasto ( $q = \text{volumen/tiempo}$ ). La información obtenida es fundamental para conocer la dilución de los contaminantes en los afluentes y así poder conocer el gasto que aportan a los cauces principales.

#### III. 1. Importancia de la velocidad media en aforo con molinete

La presencia de elementos que provocan perturbaciones en el flujo, provoca velocidades que no son perpendiculares a la sección transversal. Por lo cual, se requiere utilizar un equipo que pueda medir las velocidades en diferentes puntos, y llegar a un resultado con el mínimo grado de error. Esto puede solucionarse en un grado aceptable con el cálculo de la “velocidad media”. Convirtiendo todas las velocidades dentro del flujo en un rectángulo del ancho y profundidad del caudal (Figura III.1).

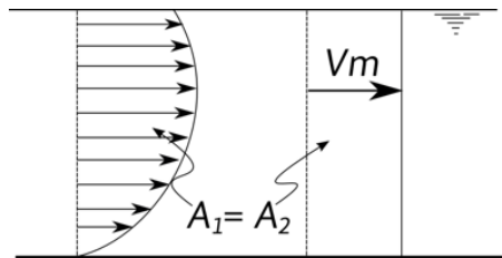


Figura III.1. Velocidad Media (González, 2017).

#### III. 2. Molinetes

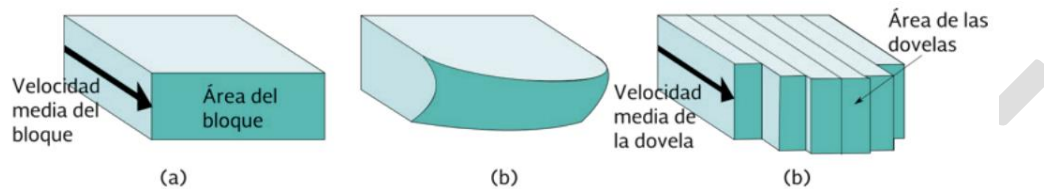
Para calcular el gasto, se utiliza una fórmula donde interviene la velocidad del agua y para conocerla se utiliza un equipo llamado molinete. No es recomendable medir sin equipo especializado de medición debido a que pueden existir errores en los cálculos y por lo tanto en la relación de los contaminantes con el gasto. Un molinete es un conjunto de elementos en los cuales su componente más importante es un rotor acompañado de una serie de accesorios.

Funcionamiento:

1. Inmersión del conjunto en la corriente de agua
2. A cierta profundidad, el rotor comienza a girar debido al empuje de la corriente en cuestión.
3. El número de giros es proporcional a la velocidad del agua.
4. Los accesorios permiten:

- a. Insertar el molinete a la profundidad apropiada.
- b. Alineación con la corriente
- c. Contar los giros de manera precisa

El agua no avanza como un bloque rectangular (Figura III.2a), sino más bien lo hace como aparece en la Figura III.2b. Debido a esto es necesario dividir la sección en dovelas como se muestra en la Figura III.2c.



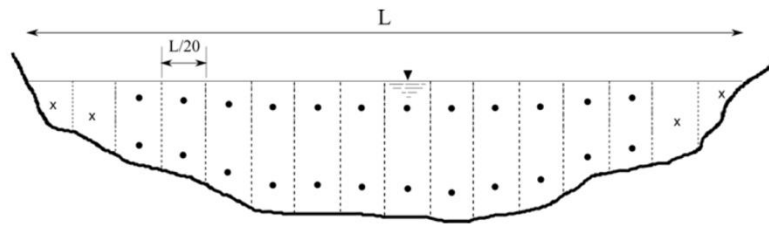
**Figura III. 2.** Uso de Dovelas en la medición con molinete (González, 2017).

A su vez, para conocer la profundidad de la velocidad media se utiliza el método de King.

1. La velocidad media en una vertical dentro de un error máximo del 3% y un error medio de 1% se presenta a 0.6 de la profundidad.
2. La velocidad media en una vertical, dentro de un error máximo de 1% y un error medio nulo, es la media aritmética de las velocidades de 0.2 y 0.8 de la profundidad respectivamente.

Debido a esto, se forman dovelas y se coloca el molinete a seis decimos de la profundidad del agua. Así, se estima el gasto de cada bloque y el gasto total es la suma de los gastos en cada uno. Para esto, se utiliza una libreta de aforos.

Ejemplo:



Cuadro 5.1 Ancho de las franjas en función del ancho de la corriente

Ancho de la corriente (m)	Ancho de la franja (m)
Hasta 1.2	0.2 - 0.3
1.2 - 5	0.3 - 0.5
5 - 10	0.5 - 1.0
10 - 50	1.0 - 5.0
50 - 100	5.0 - 10.0
Más de 100	10.0 - 20.0

**Figura III.3.** Seccionamiento para el aforo con procedimiento de 2 puntos (González, 2017).

### III. 3. Buenas prácticas

Es de suma importancia calibrar los equipos, previo a su utilización, dado que cada molinete es diferente y tiene una resistencia al giro distinta. Por lo cual el operador del equipo deberá insertar el mismo en la corriente de agua, esperar unos momentos y contar el número de giros durante un tiempo determinado. Los equipos son calibrados en el laboratorio y requieren estar certificados para garantizar los equipos de medición. El equipamiento adquirido quedará como capacidad instalada para la Comisión Estatal del Agua y se continuará utilizando posterior al desarrollo de este proyecto en el sitio de estudio.

### III. 4. Bibliografía

González, E. P. (2017). El molinete, importancia, fundamentos y buenas prácticas. México: Instituto Mexicano de la Tecnología del Agua. Recuperado en 27 de junio de 2022, de <http://repositorio.imta.mx/handle/20.500.12013/2185>

INFORME DEL PROYECTO

**Consultoría para la generación del diagnóstico de calidad del agua en los ríos Santiago y Zula y sus afluentes como parte de la “Estrategia Integral para la recuperación del Río Santiago”**

**Segunda parte: Calidad de sedimentos**

Julio 05, 2022

**PRESENTADO A:**

**Fondo Noroeste, A.C. (FONNOR)**

Quito 1260, Colonia Italia Providencia

C.P. 44648, Guadalajara, Jalisco.

Tel. (33) 3642-2803.

Correo electrónico: [licitaciones@fonnor.org](mailto:licitaciones@fonnor.org)

**Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial (SEMADET)**

Av. Circunvalación Agustín Yáñez No. 2343 (esquina, Av. Niños Héroes) #2343,

Colonia: Moderna, Guadalajara, Jalisco, México.

Teléfonos: (33) 3030.8250, (33) 3030.8258

Correo electrónico: Sofía Hernández Morales <[sofia.hernandez@jalisco.gob.mx](mailto:sofia.hernandez@jalisco.gob.mx)>

**RECIBIDO:**

NOMBRE Y FIRMA \_\_\_\_\_

FECHA \_\_\_\_\_

**Copyright©**

Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco A. C. Av. Normalistas 800. Colonia Colinas de la Normal. C.P. 44270 Guadalajara, Jalisco, México.

**RESPONSABLE TÉCNICO:**

Dr. José de Anda Sánchez

CIATEJ - Zapopan

**AUTORES:**

Dr. José de Anda Sánchez

Dr. Luis Alberto Olvera Vargas

Dra. Ofelia Yadira Lugo Melchor

CIATEJ – Unidad de Tecnología Ambiental

Cátedra CONACYT. CIATEJ – Guadalajara

CIATEJ – Unidad de Servicios Analíticos

Como citar este documento:

de Anda-Sánchez, J.; Olvera-Vargas, L. A.; Lugo-Melchor, O. (2022). *Consultoría para la generación del diagnóstico de calidad del agua en los ríos Santiago y Zula y sus afluentes como parte de la “Estrategia Integral para la recuperación del Río Santiago”*. Segunda parte: *Calidad de sedimentos*. Fondo Noroeste, A.C. (FONNOR), Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial (SEMADET). Guadalajara, Jalisco, México.

## CONTENIDO

1. ANTECEDENTES .....	4
1.1. Estudios previos en el área de estudio .....	6
2. ALCANCE DEL PROYECTO .....	8
3. ÁREA DE ESTUDIO .....	9
4. NORMATIVAS NACIONALES E INTERNACIONALES .....	12
5. MÉTODOS ANALÍTICOS .....	13
6. RÉGIMEN DE FLUJO .....	14
7. METALES PESADOS EN SEDIMENTOS .....	17
7.1. Aluminio .....	18
7.2. Antimonio .....	19
7.3. Arsénico .....	20
7.4. Bario .....	21
7.5. Cadmio .....	22
7.6. Cobre .....	23
7.7. Cromo .....	24
7.8. Hierro .....	26
7.9. Manganeseo .....	27
7.10. Níquel .....	28
7.11. Plomo .....	29
7.12. Zinc .....	31
8. COMPUESTOS ORGÁNICOS SINTÉTICOS EN SEDIMENTOS .....	32
9. EVALUACIÓN DE CAUCES .....	33
10. PRIORIZACIÓN DE CAUCES DEL RÍO .....	38
11. CONCLUSIONES .....	41
12. REFERENCIAS .....	43
ANEXO I. Descripción de los parámetros para analizar en muestras de sedimentos. ....	49
ANEXO II. Descripción de los métodos analíticos utilizados en la determinación de los parámetros para analizar en muestras de sedimentos. ....	52

## 1. ANTECEDENTES

Un problema importante al interpretar los resultados analíticos es la evaluación de las concentraciones de las sustancias originales en el medio natural y distinguirlas de los efectos antropogénicos (Hou et al., 2009). Este es el caso del carbono orgánico, los nutrientes, los metales pesados y el arsénico, pero no de los microcontaminantes orgánicos creados por el hombre. Los sedimentos de ríos y lagos depositados antes de la era industrial se utilizan comúnmente para evaluar las concentraciones naturales que originalmente estaban presentes en el cuerpo de agua (Chapman, 1996).

Los metales pesados son una preocupación apremiante en términos de su contaminación en los ecosistemas acuáticos debido a su persistencia, toxicidad ambiental, bioacumulación, etc. Los ambientes acuáticos (p. ej., lagos, ríos, embalses y humedales) reciben metales pesados de las descargas de las aguas residuales no tratadas o tratadas inadecuadamente de fuentes domésticas, industriales y agrícolas. La contaminación por metales pesados está dañando los ríos en todo el mundo, especialmente en los países en desarrollo (EPA, 2007; Huang et al., 2020).

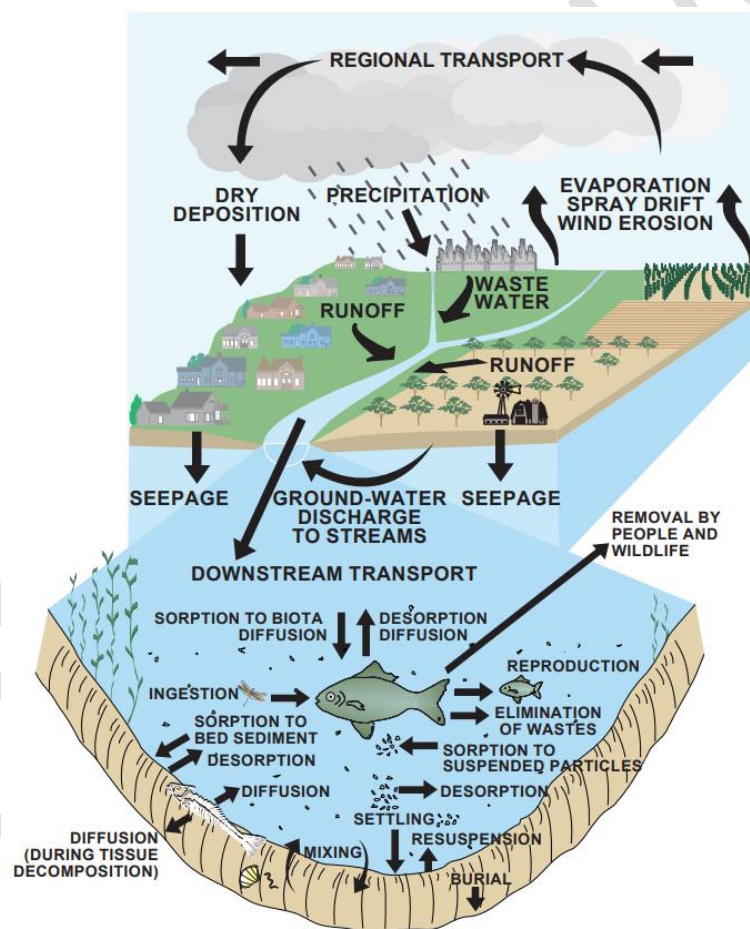
Como componente importante de los ecosistemas fluviales, los sedimentos sirven como sumidero y fuente de metales pesados. La mayoría de los metales pesados se depositan rápidamente en el sedimento después de ingresar a los ríos y están mucho más concentrados en el sedimento que en el cuerpo de agua de los sistemas fluviales. Por el contrario, cuando cambian las condiciones fisicoquímicas o hidrológicas, los metales pesados del sedimento pueden desorberse o resuspenderse y causar una contaminación secundaria en el cuerpo de agua. La acumulación de metales pesados en el sedimento afecta directamente a los organismos bentónicos y también influye en muchos otros organismos a través de la red alimentaria, y pone en peligro el bienestar del ecosistema acuático. Por lo tanto, es de gran importancia evaluar y comprender la distribución y acumulación de metales pesados en los sedimentos (EPA, 2007; Huang et al., 2020).

El sedimento sirve como hábitat para la biota béntica (como insectos y almejas, que comúnmente son consumidos por los peces), como fuente y mecanismo de eliminación de algunos contaminantes hacia y desde el arroyo, y como vehículo para el transporte de contaminantes río abajo. La biota acuática también es importante en la red alimenticia de los organismos terrestres, y algunas biotas acuáticas, como los peces, son consumidas por personas y vida silvestre. El análisis de contaminantes en sedimentos y biota acuática proporciona una manera eficiente de probar si hay contaminantes hidrofóbicos presentes en la corriente (USGS, 1999).

Los productos químicos hidrofóbicos tienen poca o ninguna afinidad por el agua; tales productos químicos tienen una baja solubilidad en agua, una alta solubilidad en lípidos



(grasas) y una fuerte tendencia a absorber material orgánico en el suelo y sedimento. Muchos productos químicos hidrófobos también son resistentes a la degradación, por lo que persisten durante mucho tiempo en el medio ambiente (USGS, 1999). Los contaminantes hidrofóbicos persistentes en un río pueden acumularse en los sedimentos y la biota acuática, incluso cuando las concentraciones en el agua son demasiado bajas para ser detectadas mediante métodos analíticos y de muestreo convencionales (ver Figura 1.1). Históricamente, los plaguicidas de principal preocupación en los sedimentos y la biota acuática han sido los insecticidas organoclorados, como el DDT, que se utilizaron mucho en la agricultura, el control de termitas y los programas de control de la malaria desde mediados de la década de 1940 hasta la década de 1960 o más tarde (USGS, 1999).



**Figura 1.1.** Movilidad de los pesticidas en el ciclo hidrológico, incluido el movimiento de pesticidas hacia y desde los sedimentos y la biota acuática dentro de la corriente (USGS, 1999).

## 1.1. Estudios previos en el área de estudio

En la cuenca del Río Santiago-Guadalajara se encontró un estudio realizado en el año 2010 para determinar el nivel de riesgo de contaminación del agua de suministro para Guadalajara debido al proyecto de obra de represamiento de agua del río denominado Presa de Arcediano, el cual finalmente no se llevó a cabo. Sin embargo, este trabajo aportó los primeros indicios de contaminación por metales pesados en los sedimentos del río (Hansen & González-Márquez, 2010).

El proyecto de represa Arcediano pretendía captar las aguas de los ríos Verde y Santiago, y después del tratamiento proporcionar agua a la ciudad. El estudio se realizó para formular escenarios y estimar los riesgos de contaminar el agua que se almacenara en la presa a partir de la liberación de contaminantes acumulados en los sedimentos. La desorción de metales de los sedimentos se estimó mediante muestreo de agua y sedimentos, análisis químicos de las muestras ambientales y modelado numérico de las interacciones agua-sedimento. Los resultados del estudio mencionan que la calidad del agua aumentó a medida que el río fluía río abajo desde la estación de muestreo El Salto hasta el sitio donde se construiría la Presa de Arcediano. El aluminio superó el Criterio Mexicano para Suministro de Agua Potable (CMSAP), en todas las estaciones de muestreo, mientras que el hierro (Fe) y el manganeso (Mn) superaron los criterios en algunas estaciones (DOF, 1989). Los metales trazan estuvieron por debajo de sus respectivos criterios. Para las muestras de sedimentos en el río, el cromo, el cobre y el zinc excedieron las directivas provisionales de calidad de sedimentos canadienses (ISQG, s/f), mientras que el manganeso (Mn) y el níquel (Ni) excedieron el nivel de efecto probable (PEL). Otros metales estaban por debajo de estos límites. Con excepción de la estación de muestreo de El Salto, los metales se enriquecieron principalmente en sedimentos con contenido de hierro (Fe), seguidos de arcillas con contenido de aluminio (Al) y, en menor medida, de óxidos de manganeso. Por lo tanto, la interacción de los metales con los óxidos de hierro se consideró como el mecanismo de control de la adsorción. Las simulaciones para estimar los riesgos de contaminación del agua por desorción de metales de los sedimentos indican que el Mn y el Ni pueden alcanzar concentraciones superiores al CMSAP. En algunos casos, las concentraciones disueltas de plomo y cromo pueden ser superiores a los respectivos CMSAP, especialmente en condiciones de alta acumulación de sedimentos en la presa. Las concentraciones de arsénico (As), cobre (Cu) y mercurio (Hg) no excedieron el CMSAP en las condiciones simuladas (Hansen & González-Márquez, 2010).

Rangel-Peraza et. al. (2014) estudiaron la concentración de metales pesados en los sedimentos de la Presa de Aguamilpa la cual forma parte del sistema de embalses en cascada formado por cuatro embalses en la parte media y baja del Río Santiago. Este sistema ha recibido durante décadas las aguas residuales urbanas e industriales de la Zona Metropolitana

de Guadalajara y las escorrentías de los campos agrícolas ubicados en la cuenca del río. El presente estudio se realizó para obtener una evaluación preliminar sobre la distribución de la concentración de metales pesados (Al, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mg, Ni, Pb y Zn) en los sedimentos superficiales del embalse de Aguamilpa recolectados de 10 estaciones de muestreo. Las concentraciones de metales ( $\text{mg kg}^{-1}$  b.s.) en las estaciones de muestreo variaron de la siguiente manera: Al, 27,600-7,760; Ba, 190.0-15.9; Cd, 0.27-0.02; Cr, 18.30-0.22; Cu, 60.80-0.79; Fe, 15,900-4,740; Hg, 0.04-0.01; Mg, 7,590-8.05; Ni, 189.00-0.24; Pb, 13.6-1.64; y Zn, 51.8-14.8. Se observó una variación espacial significativa en las concentraciones de Al, Fe y Pb. La contaminación de sedimentos se evaluó utilizando el factor de enriquecimiento, el índice de geoacumulación, el índice de carga de contaminación y las directrices de calidad de los sedimentos. Con base en los índices de geoacumulación y carga de contaminación, se encontraron sedimentos de Aguamilpa, en algunas estaciones de muestreo, como no contaminados a moderadamente contaminados con Ni, Cd, Cu y Mg. Los factores de enriquecimiento mostraron que el Cd está altamente relacionado con las actividades agrícolas que se desarrollan en las áreas aledañas al embalse de Aguamilpa. A pesar de estos resultados, ninguno de los metales pesados evaluados superó los límites de concentración internacionales, lo que indica que los sedimentos superficiales del embalse de Aguamilpa no están contaminados.

De Anda et al. (2019) reportaron los resultados de un estudio de metales pesados en sedimentos para la Laguna de Cajititlán la cual se ubica en una cuenca endorreica cercana a la cuenca Santiago-Guadalajara. Este estudio evaluó la presencia de metales pesados y metaloides en el lago Cajititlán para determinar posibles riesgos para su biota acuática y el medio ambiente. Se seleccionaron once sitios de monitoreo en todo el lago; de cada sitio se tomó una muestra de los sedimentos y otra de la interfase sedimento-agua utilizando una draga Ekman y una botella Van Dorn, respectivamente. Los metales medidos en cada muestra fueron As, Cd, Cr, Hg, Pb, Zn, Cu, Ni, Fe, Mn y Al. Los resultados mostraron la siguiente secuencia de concentraciones de metales pesados  $\text{Al} > \text{Fe} > \text{Mn} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Cr}$ , donde Al tenía la concentración promedio más alta y Cr tenía la más baja. As, Cd, Hg y Pb eran prácticamente indetectables. Debido a que la roca predominante en la cuenca del lago es la toba volcánica y el suelo es vertisol, las altas cantidades de Al y Fe sugieren la meteorización de los minerales de la cuenca. Los análisis de las muestras de agua y sedimentos contenían pequeñas cantidades de Al, Fe y Mn disueltos. De acuerdo con las ecuaciones de Håkanson con Hg, Cd, As, Cu, Pb, Cr y Zn, los cálculos del grado de contaminación y riesgo ecológico revelaron que la presencia de metales y metaloides no presenta un riesgo potencial para la biota acuática; sin embargo, el agua no es apta para el consumo humano local debido a un factor no relacionado asociado a la contaminación por nutrientes y bacteriológica. Los resultados muestran que los metales pesados en los sedimentos se dispersaron por todo el lago debido principalmente a la meteorización de los minerales de la cuenca local y no a las descargas puntuales de los contaminantes de las plantas de tratamiento de aguas residuales

(PTAR) municipales. Sin embargo, para garantizar que las pequeñas cantidades de metales disueltos (Al, Fe y Mn) no estén bioacumulándose en la biota acuática, es necesario analizar internamente las especies de peces, especies bentónicas, y el fitoplancton.

## 2. ALCANCE DEL PROYECTO

El proyecto contempla realizar análisis de metales pesados y metaloides, plaguicidas, y compuestos orgánicos semivolátiles (COS) en muestras de sedimentos. Las muestras fueron colectadas y entregadas por la Comisión Estatal del Agua (CEA) en las instalaciones del Laboratorio de Servicios Analíticos del CIATEJ. La toma de muestras se realizó por la CEA en 25 puntos seleccionados de muestreo que se localizan en los ríos Santiago y Zula, así como en sus afluentes principales. El listado de los parámetros para el análisis químico de muestras de sedimentos se muestra en el Anexo I. La frecuencia de monitoreo para la toma de muestras de sedimentos se llevó a cabo una sola vez (1) en el mes de octubre del 2021. La Unidad de Servicios Analíticos del CIATEJ recibió las muestras y éstas se procesaron de acuerdo con las técnicas analíticas aprobadas en las **Normas Oficiales Mexicanas** (NMX) para la detección de compuestos emergentes. La Tabla 2.1 describe el número de muestras que se procesaron durante la campaña de monitoreo de sedimentos.

**Tabla 2.1.** Descripción del número de muestras para el análisis químico de sedimentos en el Río Santiago-Guadalajara.

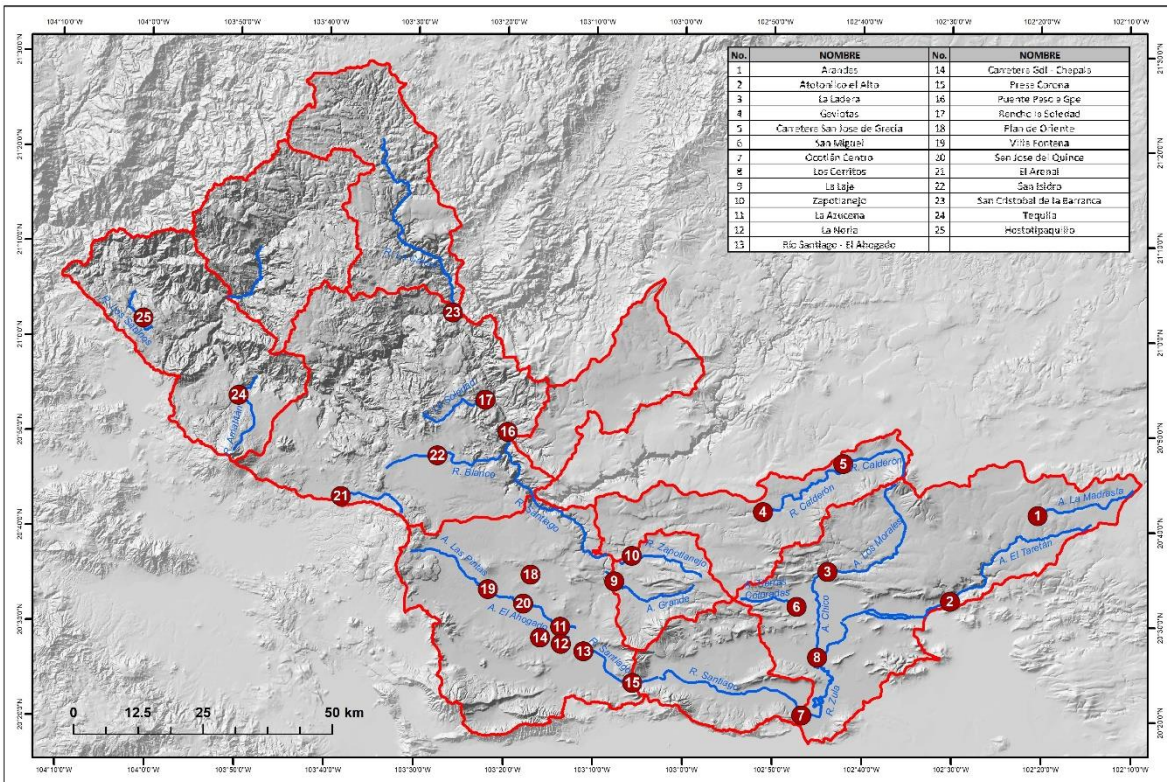
Parámetro	Núm.	Campañas de muestreo	Estaciones	Número de análisis
Metales pesados y metaloides	16	1	25	400
Plaguicidas	23	1	25	575
COS	5	1	25	125
<b>Total</b>				<b>1,100</b>

### 3. ÁREA DE ESTUDIO

Las corrientes fluviales en donde se tomaron muestras de sedimentos corresponden a la cuenca del Río Santiago-Guadalajara. La localización geográfica de las estaciones seleccionadas para el monitoreo de los sedimentos se describe en la Tabla 3.1. En esta tabla se describe el número y nombre de la estación. En La figura 3.1 se describe el mapa de localización de cada una de las estaciones de monitoreo. La Tabla 2 ubica cada una de las estaciones de monitoreo en la subcuenca y microcuenca a la cual corresponden. Estas se ordenaron de acuerdo con el criterio de ser enunciadas primero aquellas que se encuentran en la parte alta de su microcuenca.

**Tabla 3.1.** Descripción de la localización geográfica de las estaciones de monitoreo en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

No.	Nombre	X	Y
1	Arandas	-102.33959	20.69607
2	Atotonilco el Alto	-102.50246	20.54540
3	La Ladera	-102.73044	20.59711
4	Gaviotas	-102.85156	20.70156
5	Carretera San José de Gracia	-102.70205	20.78619
6	San Miguel	-102.78823	20.53503
7	Ocotlán Centro	-102.77800	20.34467
8	Los Cerritos	-102.74937	20.44643
9	La Laja	-103.12778	20.57804
10	Zapotlanejo	-103.09545	20.62301
11	La Azucena	-103.22780	20.49743
12	La Noria	-103.22635	20.46763
13	Río Santiago antes de El Ahogado	-103.18452	20.45462
14	Carretera Gdl - Chapala	-103.26535	20.47816
15	Presas Corona	-103.09304	20.40014
16	Puente Paso a Gpe	-103.32881	20.83900
17	Rancho la Soledad	-103.37082	20.89438
18	Plan de Oriente	-103.28403	20.58856
19	Villa Fontana	-103.36321	20.56268
20	San José del Quince	-103.29677	20.53781
21	El Arenal	-103.63856	20.72332
22	San Isidro	-103.45939	20.79633
23	San Cristóbal de la Barranca	-103.43309	21.04759
24	Tequila	-103.83174	20.89847
25	Hostotipaquillo	-104.01113	21.03211



**Figura 3.1.** Localización de las estaciones de monitoreo de sedimentos localizadas en la cuenca del Río Santiago-Guadalupe.

CONFIDENTIAL

**Tabla 3.2.** Localización de las estaciones de monitoreo de sedimentos de acuerdo con su ubicación en la subcuenca y microcuenca correspondiente de la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

Subcuenca del Río Santiago-Guadalajara	Microcuencas	Estación	Corriente fluvial monitoreada
Río Zula	Arandas	<b>E1</b>	Arroyo La Madrastra
	Alto Zula	<b>E2</b>	Arroyo El Teretán
	San José de Gracia	<b>E3</b>	Arroyo Los Morales
	Tototlán	<b>E6</b>	Arroyo Tierras Coloradas
	Bajo Zula	<b>E8</b>	Arroyo Chico
	Bajo Zula	<b>E7</b>	Río Zula
Lago de Chapala-Río Corona			<i>Ninguna</i>
Río La Laja	Puente de Calderón	<b>E9</b>	Arroyo Grande
	Puente de Calderón	<b>E10</b>	Río Zapotlanejo
Río Calderón	Calderón	<b>E5</b>	Río Calderón
	Calderón	<b>E4</b>	Río Calderón
Río Corona-Río Verde	Poncitlán (Presa Corona)	<b>E15</b>	Río Santiago
	El Salto-Juanacatlán	<b>E12</b>	Río Santiago
	El Salto-Juanacatlán	<b>E13</b>	Río Santiago
	El Salto-Juanacatlán	<b>E14</b>	Arroyo Las Pintas
	El Ahogado	<b>E11</b>	Arroyo El Ahogado
	El Ahogado	<b>E18</b>	Arroyo El Ahogado
	El Ahogado	<b>E19</b>	Arroyo Las Pintas
	El Ahogado	<b>E20</b>	Arroyo El Ahogado
Río Gigantes	Ixtlahuacán del Río	<b>E16</b>	Río Santiago
Río Verde-Presa Santa Rosa	Valle de Tesistán	<b>E22</b>	Río Blanco
	La Soledad	<b>E17</b>	Río La Soledad
	Presa Santa Rosa	<b>E21</b>	Río Arenal
Río Cuixtla	García de la Cadena	<b>E23</b>	Río La Calera
Río Chico			<i>Ninguna</i>
Presas Santa Rosa-Río Bolaños	Tequila	<b>E24</b>	Río Amatitán
	Los Sabinos	<b>E25</b>	Río Los Sabinos

#### 4. **NORMATIVAS NACIONALES E INTERNACIONALES**

En México no se localizaron criterios o normativas específicas para la evaluación de la contaminación en sedimentos. Con la finalidad de contar con algún valor de referencia, en aquellos parámetros en donde no se contó con valores límites para sedimentos se usaron los establecidos por otras normativas internacionales como las establecidas por la Agencia de Protección al Medio Ambiente de los Estados Unidos de América (USEPA, por sus siglas en inglés) o las del Ministerio de Medio Ambiente de Canadá (EC, por sus siglas en inglés).

La USEPA cuenta con criterios para establecer el nivel de contaminación por metales pesados en sedimentos ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  base seca) (Onjefu et al., 2020). La USGS de los Estados Unidos cuenta con directrices específicas para plaguicidas en agua, sedimentos, y organismos acuáticos para su aplicación en evaluaciones de la calidad del agua (Nowell & Resek, 1992).

Por otra parte, las directivas de calidad de sedimentos canadienses fueron desarrolladas por el Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente como herramientas de protección amplia para apoyar el funcionamiento de ecosistemas acuáticos saludables (CCME, 2001). Se basan en programas de investigación de campo que han demostrado asociaciones entre los efectos químicos y biológicos al establecer relaciones de causa y efecto en organismos particulares.

La comparación de las concentraciones medidas de varios contaminantes dentro de los sedimentos con estos valores guía, por lo tanto, proporcionan una indicación básica sobre el grado de contaminación y el posible impacto en la ecología. Estas directivas consisten en niveles de efecto umbral [*Threshold effects level* (TEL)] y límites de exposición permisibles [*Permissible Exposure Limit* (PEL)]. Los TEL y PEL se utilizan para identificar los siguientes tres rangos de concentraciones químicas con respecto a los efectos biológicos. Es probable que los TEL se adopten como directivas provisionales de calidad de sedimentos [*Interim Sediment Quality Guidelines* (ISQG)] (CCME, 2001):

- Debajo del TEL; el rango de efecto mínimo dentro del cual rara vez ocurren efectos adversos.
- Entre el TEL y el PEL; el posible rango de efectos dentro del cual ocurren ocasionalmente los efectos adversos.
- Por encima del PEL; el rango de efecto probable dentro del cual ocurren frecuentemente los efectos adversos.

La Tabla A.4 del Anexo I enumera las directivas de calidad de sedimentos existentes para algunos de los parámetros que se han monitoreado. Esto muestra las directivas provisionales de calidad de sedimentos marinos (ISQG)/niveles de efecto umbral (TEL),



niveles de efecto probable (PEL) (pesos secos) e incidencia (%) de efectos biológicos adversos en los rangos de concentración definidos por estos valores.

Finalmente, la Tabla A.5 del Anexo I muestra igualmente los valores de referencia predeterminados de sustancias tóxicas recomendados para la calidad de los sedimentos de acuerdo con las directrices de Australia y Nueva Zelanda. Burton (2002) publicó un trabajo en donde se presentan los criterios de calidad para sedimentos que se encuentran vigentes a nivel global.

## **5. MÉTODOS ANALÍTICOS**

Los métodos analíticos y los límites de detección de los equipos analíticos utilizados para la determinación de cada uno de los parámetros indicados se describen en el Anexo II del presente documento. En todos los casos se siguieron las normativas aprobadas a nivel nacional para los cuales el Laboratorio Unidad de Servicios Analíticos y Metrológicos del CIATEJ cuenta con acreditación correspondiente. Todas las muestras de sedimentos se almacenaron en frío en un refrigerador a aproximadamente 4 °C y se enviaron al laboratorio analítico para su análisis. Para las muestras tanto de sedimentos, se utilizó el método EPA 3050B para la digestión ácida de sedimentos secos y lodos, mientras que el método EPA 6010B basado en espectrometría de emisión atómica de plasma acoplado inductivamente (ICP-AES) se aplicó para el análisis del contenido de metales y metaloides en las muestras digeridas (USEPA, 1996; van de Wiel 2003).

## 6. RÉGIMEN DE FLUJO

El tamaño y la formación geológica de una cuenca determina el régimen de descarga del río. La descarga y sus fluctuaciones anuales, así como a largo plazo, están influenciadas principalmente por las características de la cuenca de drenaje. Los factores climáticos, meteorológicos, topográficos e hidrológicos juegan un papel importante en la generación de caudales fluviales (Chapman, 1996).

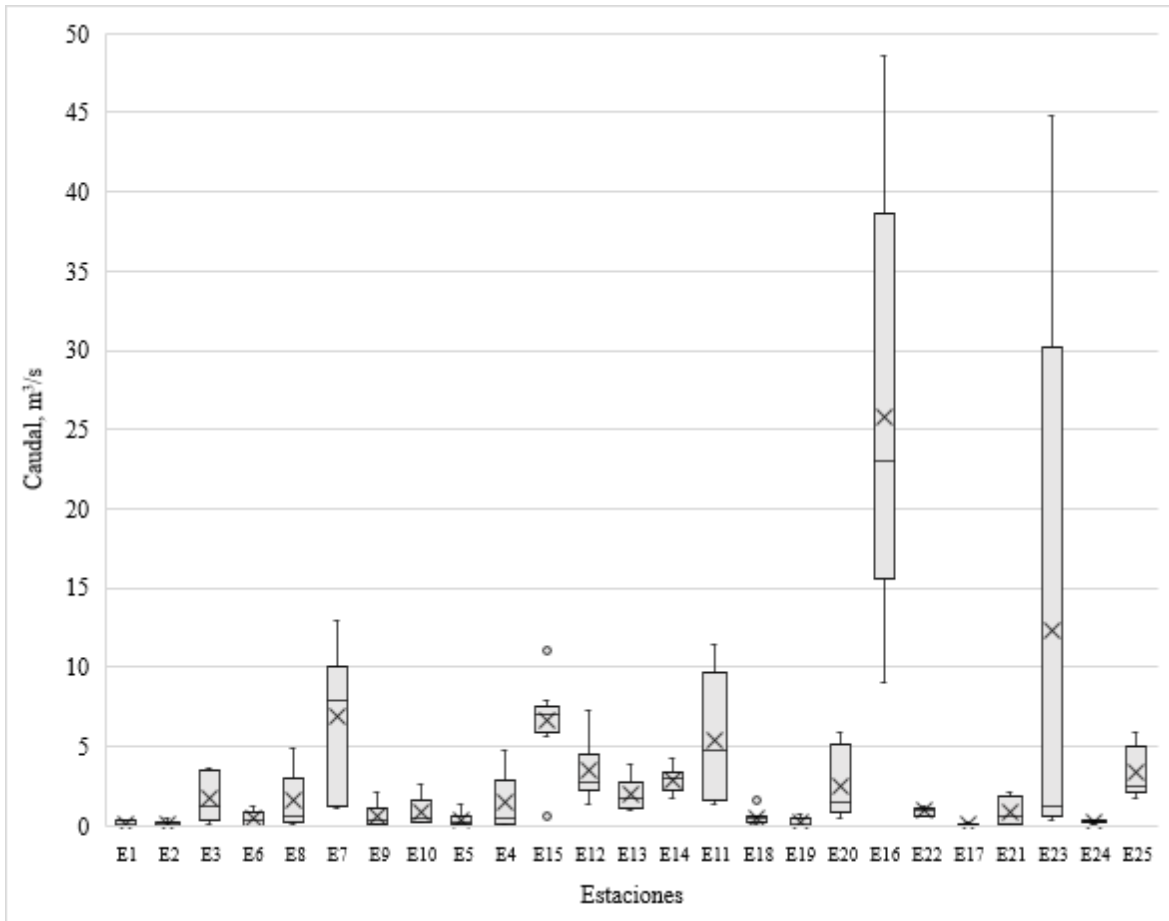
El factor principal que provoca grandes fluctuaciones en el caudal de un río y sus afluentes es el clima, que determina la distribución de las precipitaciones a lo largo del año. Además del clima algunas de las causas por las cuales se presenta dicha variabilidad son la composición y estructura del subsuelo. Se pueden observar grandes diferencias entre rocas porosas, arcillas, suelos pantanosos y rocas fisuradas. Asimismo, la vegetación también influye en la generación de caudales fluviales porque determina en gran medida la cantidad de escorrentía superficial. Las fluctuaciones en la descarga pueden ser amortiguadas por la cubierta vegetal. En áreas con poca o ninguna vegetación, la lluvia da como resultado una escorrentía superficial inmediata (Chapman, 1996).

La variabilidad y la falta de uniformidad resultante de la descarga son extremas para algunos de los afluentes monitoreados en el río Santiago. La Figura 6.1 muestra las variaciones en los caudales observados en cada una de las vertientes monitoreadas durante el periodo de estudio. En la Tabla 6.1 se muestran las estaciones en donde se observa un flujo promedio mayor a  $1.0 \text{ m}^3/\text{s}$  de las corrientes tributarias al Río Santiago-Guadalajara durante el periodo de estudio.

Es relevante considerar la carga de contaminación que pueden tener cada uno de los afluentes directos al Río Santiago como criterio de priorización de los cauces, lo cual será discutido más adelante en la sección correspondiente de este documento. Para fines prácticos se definió la siguiente clasificación de flujos:

- a) Muy Bajo:  $[Q_{prom}] < 0.50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ,
- b) Bajo:  $0.50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \geq [Q_{prom}] < 1.0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ,
- c) Intermedio:  $1.0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \geq [Q_{prom}] < 3.0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ,
- d) Alto:  $3.0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \geq [Q_{prom}] < 5.0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .
- e) Muy Alto:  $[Q_{prom}] \geq 5.0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ,

Se asignaron los valores 1, 2, 3, 4, y 5 a cada caudal de acuerdo con como se muestra en la Tabla 6.1. En la Figura 6.1 se muestran los resultados de los aforos realizados durante 10 campañas de monitoreo que fueron reportados en el Informe Técnico de Calidad del Agua (de Anda et al., 2022).



**Figura 6.1.** Gráfica de caja-bigotes que muestra el valor promedio y la variabilidad de los caudales en el periodo de julio 2021 a abril de 2022 en las corrientes fluviales monitoreadas.

COMPR

**Tabla 6.1.** Caudales promedio ( $Q_{prom}$ ) medido en cada una de las estaciones de monitoreo en el periodo de estudio y su clasificación de acuerdo con el flujo.

Est	Nombre	Microcuenca	Cuerpo de agua	$Q_{prom}$ (m <sup>3</sup> /s)	Desv. Est. (m <sup>3</sup> /s)	Muy bajo 1	Bajo 2	Inter-medio 3	Alto 4	Muy Alto 5
E1	Arandas	Arandas	Arroyo La Madrastra	0.154	±0.166	X				
E2	Atotonilco el Alto	Alto Zula	Arroyo El Taretán	0.125	±0.126	X				
E3	La Ladera	San José de Gracia	Arroyo Los Morales	1.737	±1.512			X		
E4	Gaviotas	Calderón	Río Calderón	1.433	±1.734			X		
E5	Carretera San Jose de Gracia	Calderón	Río Calderón	0.402	±0.454	X				
E6	San Miguel	Tototlán	Arroyo Tierras Coloradas	0.426	±0.472	X				
E7	Ocotlán Centro	Bajo Zula	Río Zula	6.866	±4.354					X
E8	Los Cerritos	Bajo Zula	Arroyo Chico	1.564	±1.729			X		
E9	La Laja	Puente de Calderón	Arroyo Grande	0.661	±0.677		X			
E10	Zapotlanejo	Puente de Calderón	Río Zapotlanejo	0.915	±0.911		X			
E11	La Azucena	El Ahogado	Arroyo El Ahogado	5.339	±3.865					X
E12	La Noria	El Salto-Juanacatlán	Río Santiago	3.545	±1.938				X	
E13	Río Santiago antes de El Ahogado	El Salto-Juanacatlán	Río Santiago	1.967	±0.957		X			
E14	Carretera GDL-Chapala	El Salto-Juanacatlán	Arroyo Las Pintas	2.863	±0.759		X			
E15	Presa Corona	Poncitlán	Río Santiago	6.641	±2.572					X
E16	Puente paso a Guadalupe	Ixtlahuacán del Río	Río Santiago	25.783	±12.701					X
E17	Rancho La Soledad	La Soledad	Río La Soledad	0.104	±0.061	X				
E18	Plan de Oriente	El Ahogado	Arroyo El Ahogado	0.506	±0.438		X			
E19	Villa Fontana	El Ahogado	Arroyo Las Pintas	0.232	±0.275	X				
E20	San Jose del Quince	El Ahogado	Arroyo el Ahogado	2.462	±2.145			X		
E21	El Arenal	Presa Santa Rosa	Río Arenal	0.906	±0.906		X			
E22	San Isidro	Valle de Tesistán	Río Blanco	0.928	0.274		X			
E23	San Cristóbal de la Barranca	García de la Cadena	Río La Calera	12.252	±18.369					X
E24	La Mata	Tequila	Río Amatitán	0.248	±0.105	X				
E25	Los Sabinos	El Sabino	Río Los Sabinos	3.321	±1.550				X	

## 7. METALES PESADOS EN SEDIMENTOS

En la campaña de monitoreo llevada a cabo en el mes de octubre del 2021 para el estudio de metales pesados y metaloides en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara se investigaron los elementos traza en muestras de sedimentos superficiales de 25 estaciones del lecho del río. Los elementos traza investigados fueron: Aluminio (Al), Antimonio (Sb), Arsénico (As), Bario (Ba), Boro (B), Cadmio (Cd), Cobre (Cu), Cromo total (Cr), Hierro (Fe), Manganeseo (Mn), Mercurio (Hg), Níquel (Ni), Plomo (Pb), Selenio (Se), y Zinc (Zn).

Los elementos metálicos que no fueron identificados con los límites de detección establecidos son: B, Hg, y Se.

A lo largo del documento se estableció un código de colores para la representación gráfica de los resultados el cual se muestra en la Tabla 7.1. Esto permitirá la identificación de las estaciones de monitoreo de acuerdo con la subcuenca a la cual pertenecen. El orden en el que se ordenó cada estación va de acuerdo con el criterio de ser enunciadas primero aquellas que se encuentran en la parte alta de su microcuenca.

**Tabla 7.1.** Código de colores designado para cada una de las subcuencas seleccionadas del Río Santiago-Guadalajara para la ubicación de las estaciones de monitoreo.

Código de color	Subcuenca	Estaciones
	Río Zula	E1, E2, E3, E6, E8, E7
	Lago de Chapala-Río Corona	<i>Ninguna</i>
	Río La Laja	E9, E10
	Río Calderón	E5, E4
	Río Corona-Río Verde	E15, E12, E13, E14, E11, E18, E19, E20
	Río Gigantes	E16
	Río Verde-Presa Santa Rosa	E22, E17, E21
	Río Cuixtla	E23
	Río Chico	<i>Ninguna</i>
	Presa de Santa Rosa-Río Bolaños	E24, E25

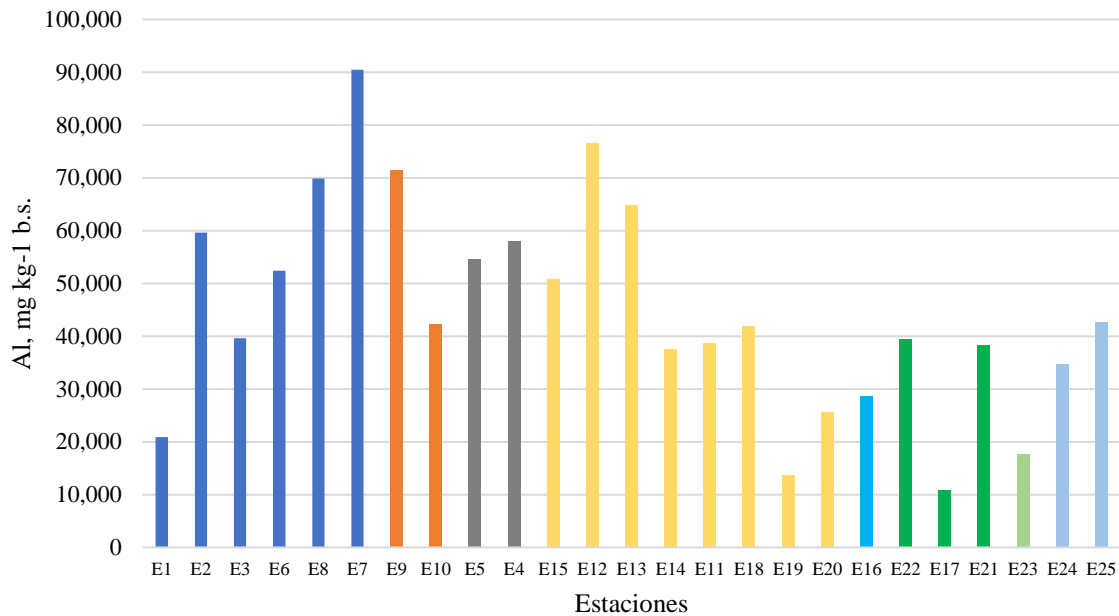
## 7.1. Aluminio

El metal de aluminio (Al) y los compuestos de aluminio se utilizan en una variedad de aplicaciones en todo el mundo. Las sales de sulfato y cloruro de aluminio se utilizan principalmente en el tratamiento de agua potable y aguas residuales municipales como agente floculante para ayudar a eliminar las partículas suspendidas y las bacterias del agua. También se utilizan como aditivo en la industria de la pulpa y el papel para el encolado del papel. Los productos de consumo que contienen aluminio incluyen: antiácidos, astringentes, aspirina amortiguada, aditivos alimentarios, antitranspirantes, productos naturales para la salud, cosméticos, latas de bebidas, ollas, sartenes y papel de aluminio. Como metal ligeramente conductor, se usa ampliamente en las industrias de la construcción, el transporte y la electrónica y la electricidad para productos que van desde aviones hasta líneas eléctricas (FEQG, 2021).

Los pulsos ácidos episódicos, por ejemplo, los eventos de lluvia ácida o las descargas de sustancias ácidas en los cuerpos de agua pueden movilizar el aluminio del suelo y los sedimentos, aumentando la biodisponibilidad y el potencial de toxicidad para los organismos acuáticos (FEQG, 2021). Las directrices de la USEPA y las canadienses no establecen un valor límite para el aluminio debido a que es un componente natural abundante en diferentes regiones el mundo y es por ello necesario realizar estudios específicos para distinguir el aporte natural de las contribuciones antropogénicas (Onjefu et al., 2020; FEQG, 2021).

Las concentraciones de Al encontradas en las estaciones observadas varían de 10,910  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b.s. hasta los 90,490  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b.s. Es posible observar en la Figura 10.1 que existe una aparente contribución antropogénica de este elemento en la cuenca del Río Zula dado que su concentración se incrementa gradualmente en la medida que se comparan los resultados de la concentración de Al observada en la parte alta de la cuenca hasta llegar a la población de Ocotlán (E7) en donde la su concentración es la más elevada. La microcuenca del Río La Soledad (E17) es en donde se observó la menor concentración de este elemento. Cabe señalar que esta cuenca está comprometida por la contaminación potencial de lixiviados no controlados que proceden de un relleno sanitario ya clausurado localizado aguas arriba de este cuerpo de agua.

Umbral Al = depende de cada región



**Figura 10.1.** Concentración de aluminio (Al) en muestra de sedimentos tomada en cada estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

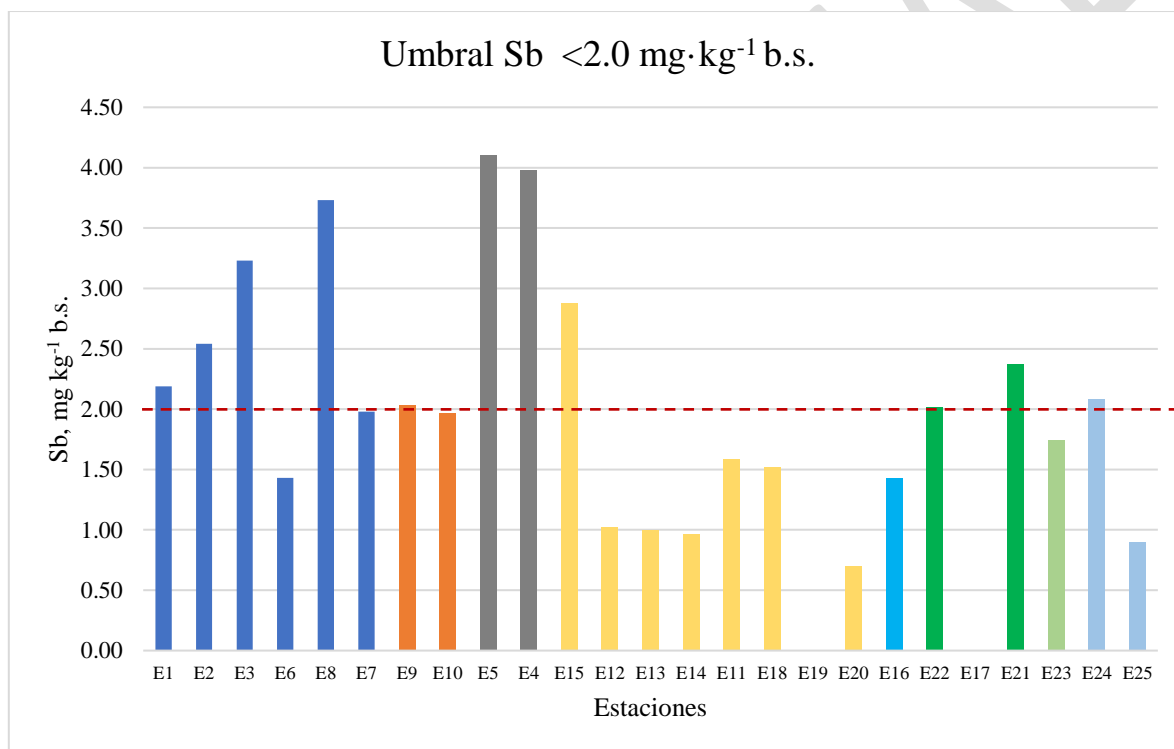
## 7.2. Antimonio

El antimonio es un importante producto mineral utilizado ampliamente en las sociedades industrializadas modernas. El elemento imparte resistencia, dureza y resistencia a la corrosión a las aleaciones que se utilizan en muchas áreas de la industria, incluidas las baterías de almacenamiento de plomo-ácido. El principal uso del antimonio es como retardador de fuego en equipos de seguridad y artículos para el hogar, como colchones (USGS, 2017). La presencia de antimonio en las aguas superficiales y subterráneas se debe principalmente a la meteorización de las rocas, la escorrentía del suelo y las fuentes antropogénicas. Las emisiones globales de antimonio a la atmósfera promedian las 6.100 toneladas métricas por año. Los datos empíricos sugieren que el potencial de generación de ácido de los desechos de las minas de antimonio es bajo (USGS, 2017).

A diferencia de las muestras de agua en donde no se detectó la presencia del antimonio (Sb), en los sedimentos se detectaron prácticamente en todas las estaciones con excepción de la estación 19 localizada en el Arroyo Las Pintas de la microcuenca de El Ahogado y la estación 17 localizada en el Río La Soledad localizada en la microcuenca del mismo nombre (ver Figura 10.1).

Con relación al Sb no se cuenta con una directriz en la USEPA o en la CCME de Canadá. Sin embargo, en las directrices de Australia y Nueva Zelanda se cuenta con un valor de referencia predeterminado de 2.0 mg/kg b.s. y un valor de referencia alto de 25 mg/kg b.s. (Tabla A.3 del Anexo I).

Se puede observar en la Figura 10.2 que la distribución de las concentraciones de Sb tiene una similitud con las observadas en el Al en donde las mayores concentraciones se observan en las subcuencas con mayor grado de intervención antropogénica. Las concentraciones detectables de Sb en las muestras de sedimentos van desde los 0.70 mg·kg<sup>-1</sup> b.s. hasta los 4.10 mg·kg<sup>-1</sup> b.s.



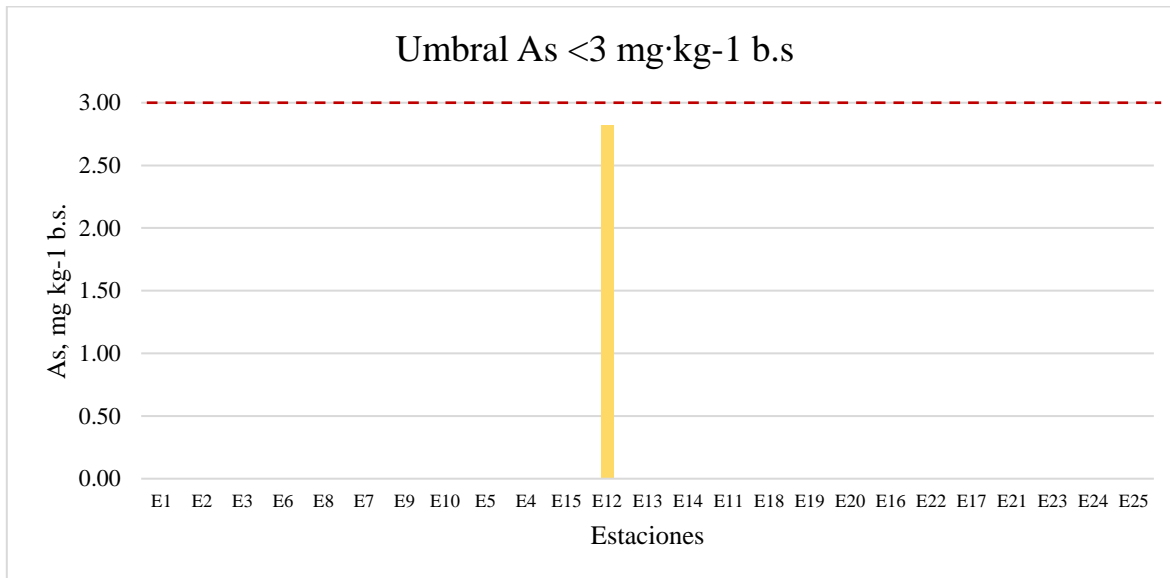
**Figura 10.2.** Concentración de antimonio (Sb) en muestra de sedimentos tomada en cada estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 7.3. Arsénico

El arsénico (As) no se detectó en ninguna de las estaciones excepto en la estación 12 (La Noria) que se localiza en el Río Santiago en la microcuenca El Salto-Juanacatlán en donde se midió una concentración de 2.82 mg·kg<sup>-1</sup> (ver Figura 10.3). Debido a que no se observó este elemento en ninguna otra de las estaciones, es muy probable que su presencia no se deba necesariamente a las características geológicas de la cuenca y que este más bien asociada a las actividades humanas en la cuenca como la minería, la fundición, la quema de combustibles fósiles, la producción y el uso de pesticidas agrícolas y el tratamiento de la



madera para su conservación, actividades en donde se usan compuestos que contienen arsénico en los procesos productivos (PAHO, s/f). Las directrices de la USEPA señalan que concentraciones de As menores a  $3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  en sedimentos pueden considerarse como no contaminados (ver Tabla A.1 del Anexo I).



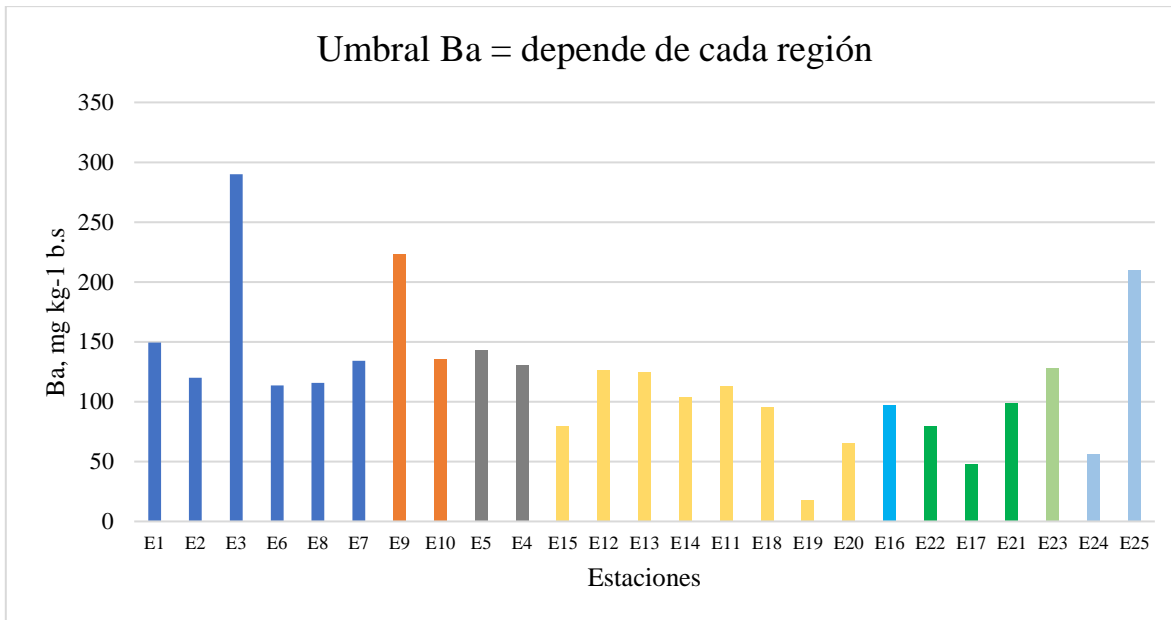
**Figura 10.3.** Concentración de arsénico (As) en muestra de sedimentos tomada en cada estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

#### 7.4. Bario

El bario (Ba) está naturalmente presente en rocas metamórficas, ígneas y sedimentarias en una amplia gama de concentraciones; sin embargo, las actividades antropogénicas (como la dispersión de fertilizantes e insecticidas ricos en bario, el lodo de perforación y el desarrollo de gas de esquisto) también pueden aumentar su concentración. Los sulfatos y carbonatos precipitan el bario en el suelo, y los óxidos e hidróxidos metálicos también favorecen su adsorción en las partículas del suelo. La movilidad del bario en el suelo es generalmente baja, dado que se adsorbe fácilmente a minerales arcillosos y materia orgánica; tiende a formar sales insolubles y complejos húmicos no solubles. En condiciones ácidas, anaeróbicas y altas en cloruro/bajas en sulfato, así como en condiciones de reducido potencial de oxidación-reducción, la movilidad del bario aumenta, favoreciendo su migración a las aguas subterráneas (Kravchenko et al., 2014).

De acuerdo con la Figura 10.4 el Ba se encuentra presente en todas las estaciones monitoreadas en cantidades similares que oscilan desde los  $18.02 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ b.s.}$  hasta los  $290.10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , lo cual permite suponer que, al igual que el Al, Fe, Mn, y Sb, que el Ba puede ser un componente natural del sistema y se requerirían más estudios para diferenciar la contribución antrópica de este elemento en el ecosistema del río (Figura 10.3). Por lo tanto,

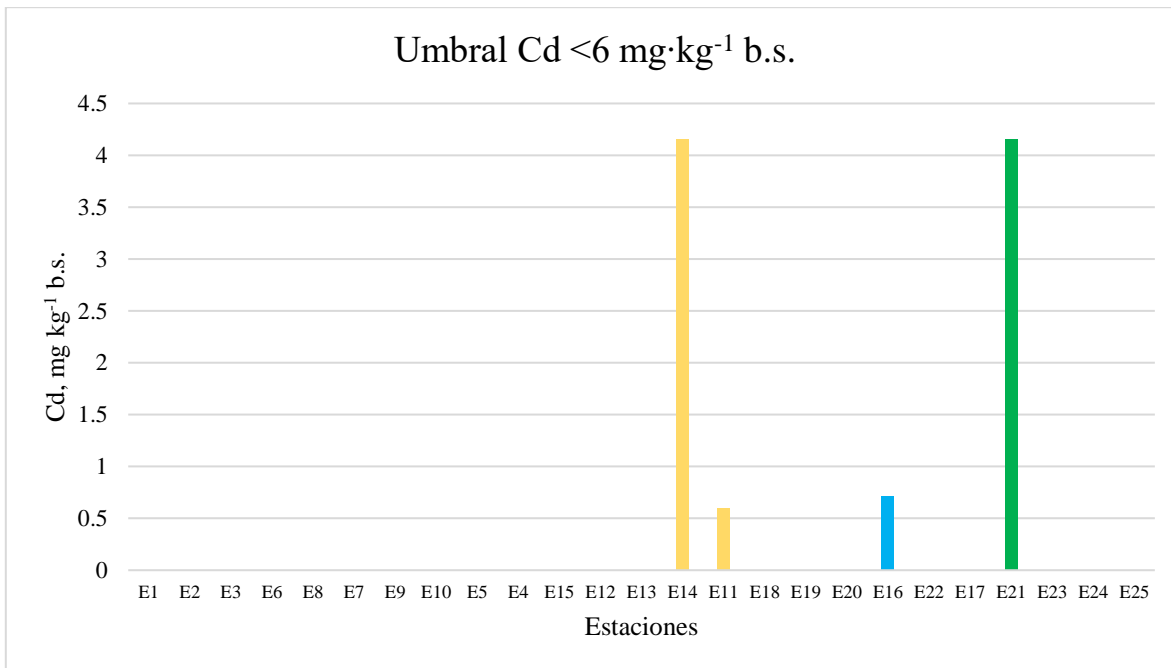
el orden de magnitud en cuanto a la composición de los elementos encontrados en las muestras de sedimentos que pudieran estar asociados a la geología natural de la cuenca serían  $Al > Fe > Mn > Ba > Sb$ .



**Figura 10.4.** Concentración de bario (Ba) en muestra de sedimentos tomada en cada estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 7.5. Cadmio

De acuerdo con la Figura 10.5 el cadmio (Cd) se detectó en muestras de sedimentos de las estaciones del Arroyo Las Pintas (14), del Arroyo El Ahogado (11), del Río Santiago en Ixtlahuacán del Río (16), y de Río Arenal (21). Las concentraciones encontradas oscilan entre los  $0.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  hasta los  $4.15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Este elemento fue encontrado en las muestras de agua en las estaciones 9 y 16. La estación 16 fue coincidente con las muestras de agua y muy probablemente su presencia se deba a las descargas de la Planta de Tratamiento de Agua Prieta en donde este elemento puede arrastrarse hasta ser detectado en la estación de Ixtlahuacán del Río (16). Es notable la presencia de Cd en sedimentos de la estación del Río Arenal (21) lo cual requiere una mayor investigación sobre las posibles fuentes de este elemento en esta corriente fluvial. Como se mencionó anteriormente el Cd es un elemento altamente tóxico cuya presencia está mayormente asociada a las actividades humanas más que a la geología de la cuenca. De acuerdo con las directrices de la USEPA y las de Canadá se puede considerar que su presencia en concentraciones menores a  $6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ b.s.}$  se pueden considerar que son sedimentos moderadamente contaminados (ver Tabla A.1 y Tabla A.4 del Anexo I). Sin embargo, las normas australianas son más estrictas u establecen un valor de referencia de  $1.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ b.s.}$  (Tabla A.5 del Anexo I).



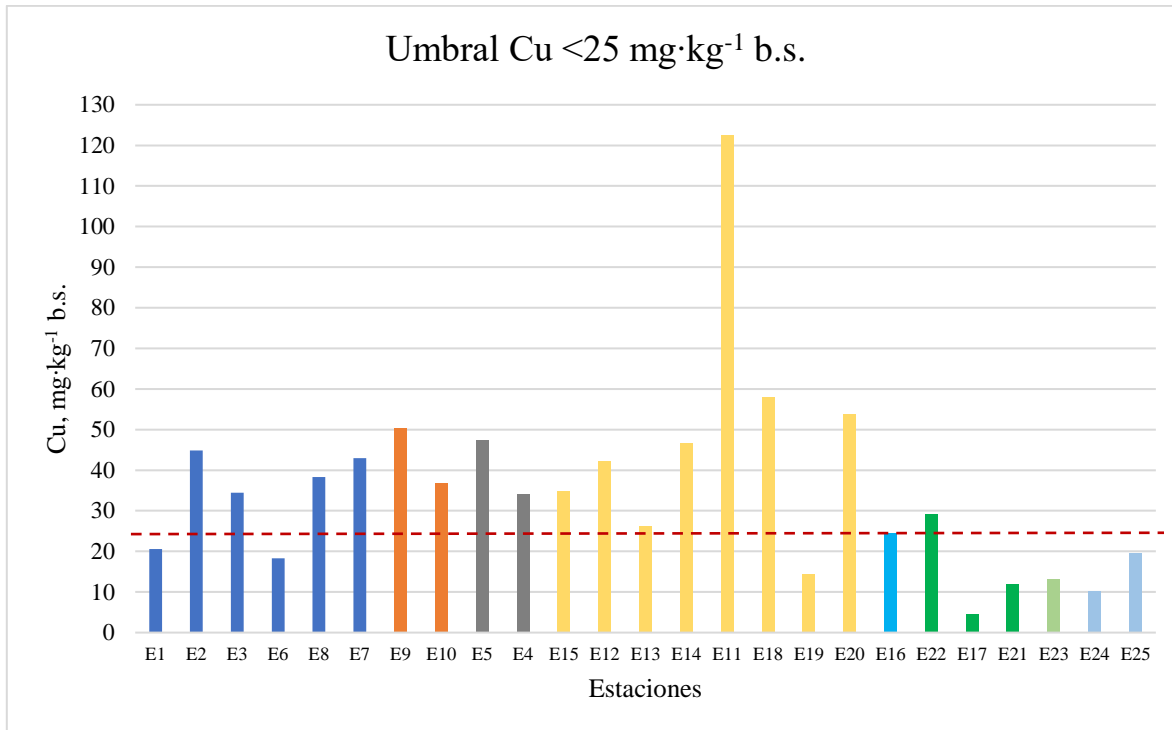
**Figura 10.5.** Concentración de cadmio (Cd) en muestra de sedimentos tomada en cada estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 7.6. Cobre

Los perfiles de concentración de metales pesados en sedimentos en cuerpos de agua dulce a menudo se utilizan para rastrear la historia de la acumulación de metales de fuentes antropogénicas a través del transporte hidrológico y atmosférico de largo plazo (Georgopoulos et al., 2011). Durante las campañas de monitoreo en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara solamente se tomaron muestras superficiales de los sedimentos depositados en el lecho del río por lo que no se puede establecer un proceso evolutivo de la contaminación del río. Sin embargo, se pudo observar que, al igual que en las muestras de agua, el cobre (Cu) se encontró prácticamente en todas las estaciones siendo su variabilidad desde los  $4.65 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ b.s.}$  hasta los  $122.60 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ b.s.}$

Es notable en la Figura 10.6 observar que a medida que las estaciones están más alejadas de los centros urbanos en donde se tiene mayor actividad agrícola, menor es la concentración de este elemento en los sedimentos, lo cual permite suponer que una parte de este puede estar asociado a la geología de la cuenca y otra ser aportaciones derivadas de las actividades humanas. De acuerdo con las directrices de la USEPA se puede considerar que a partir de los  $25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  se tiene un proceso de contaminación moderada y a partir de los  $50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  como altamente contaminados (ver Tabla A.1 del Anexo I). De acuerdo con las Figura 10.5 son varias las estaciones que sobrepasan el valor de  $25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Destaca su presencia en altas concentraciones las estaciones E11, E18 y E20 localizadas en la

microcuenca de El Ahogado; así como la E9 localizada en Arroyo Grande en la subcuenca del Río La Laja y en la microcuenca de Puente de Calderón.



**Figura 10.6.** Concentración de cobre (Cu) en muestra de sedimentos tomada en cada estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 7.7. Cromo

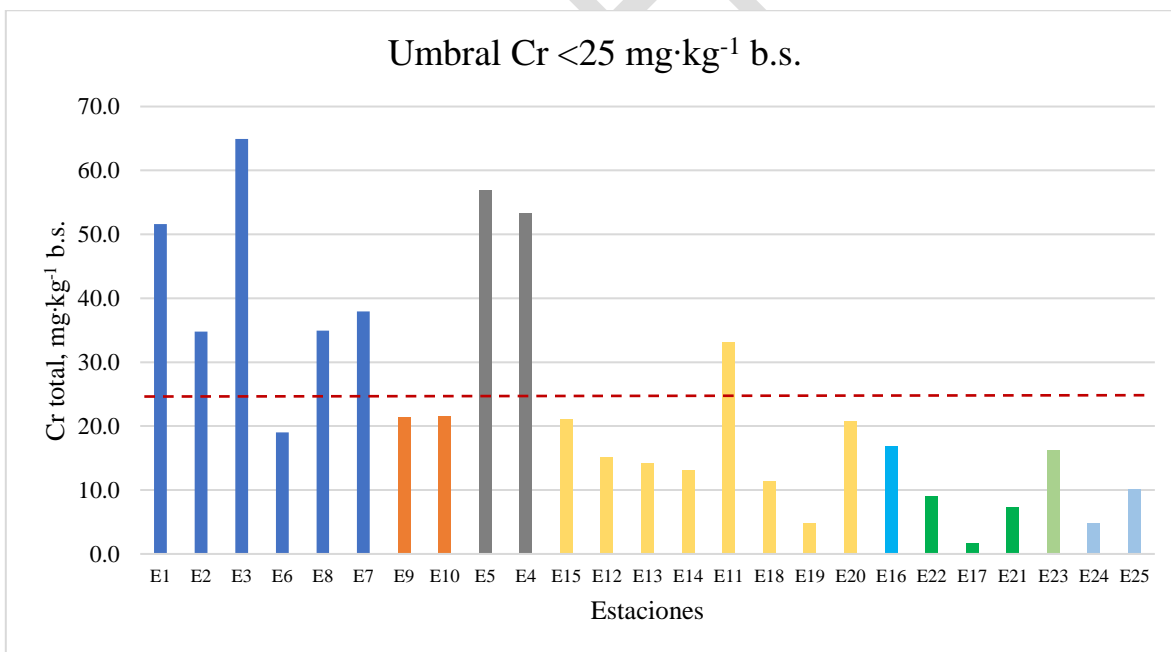
El cromo existe en los sedimentos en dos estados de oxidación: Cr(III), que es relativamente insoluble y no tóxico, y Cr(VI), que es mucho más soluble y tóxico. El cromo (VI) es termodinámicamente inestable en sedimentos anóxicos, y el sulfuro ácido volátil (SAV) se forma solo en sedimentos anóxicos; por lo tanto, los sedimentos con concentraciones medibles de SAV no deben contener Cr(VI) tóxico. Si esta hipótesis es cierta, la medición de SAV podría formar la base para una guía con base teórica para el Cr en los sedimentos (Berry et al., 2004).

En el estudio previo de calidad del agua se explica que el sulfuro es un compuesto que se encuentra en todas las estaciones monitoreadas de la cuenca, asimismo se discute en este estudio que existen condiciones anóxicas principalmente en las estaciones localizadas en las microcuencas del Bajo Zula y El Ahogado por lo que se pudiera inferir que la forma de Cr(VI) no estaría presente en estas microcuencas (de Anda-Sánchez et al., 2022). Sin embargo, no se descarta que, considerando que el cromo total (Cr) está presente en todas las estaciones y que en algunas de estas existen condiciones relativamente buenas de oxigenación, pudiera

haber formación del Cr(VI) si no existe formación de vegetación acuática sumergida en los sedimentos del fondo.

La Figura 10.6 muestra las concentraciones encontradas en las estaciones de monitoreo en el rango de  $1.58 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b.s. hasta  $64.94 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b.s. Los criterios de la USEPA indican que se pueden considerar sedimentos moderadamente contaminados por Cr cuando sus concentraciones son mayores a los  $25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b.s. y como altamente contaminados cuando las concentraciones de Cr son superiores a los  $75 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b.s. (ver Tabla A.1 del Anexo I).

Las estaciones en donde destaca la presencia de Cr total en sedimentos con concentraciones superiores a los  $25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  son las localizadas en las del Río Zula con excepción de la E6 y las de Río Calderón (E4, E5), así como la estación E11 del Arroyo El Ahogado. Nuevamente se puede observar que las estaciones que mostraron menor nivel de presencia de Cr total son las localizadas den las subcuencas en donde la actividad urbana, agrícola, e industrial es menor que en el resto de la cuenca, Sin embargo, la estación localizada en Ixtalhuacán del Río (16) presenta concentraciones relativamente altas superiores a los  $15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  muy probablemente debido a la influencia de las descargas de la Planta de Tratamiento de Agua Prieta.

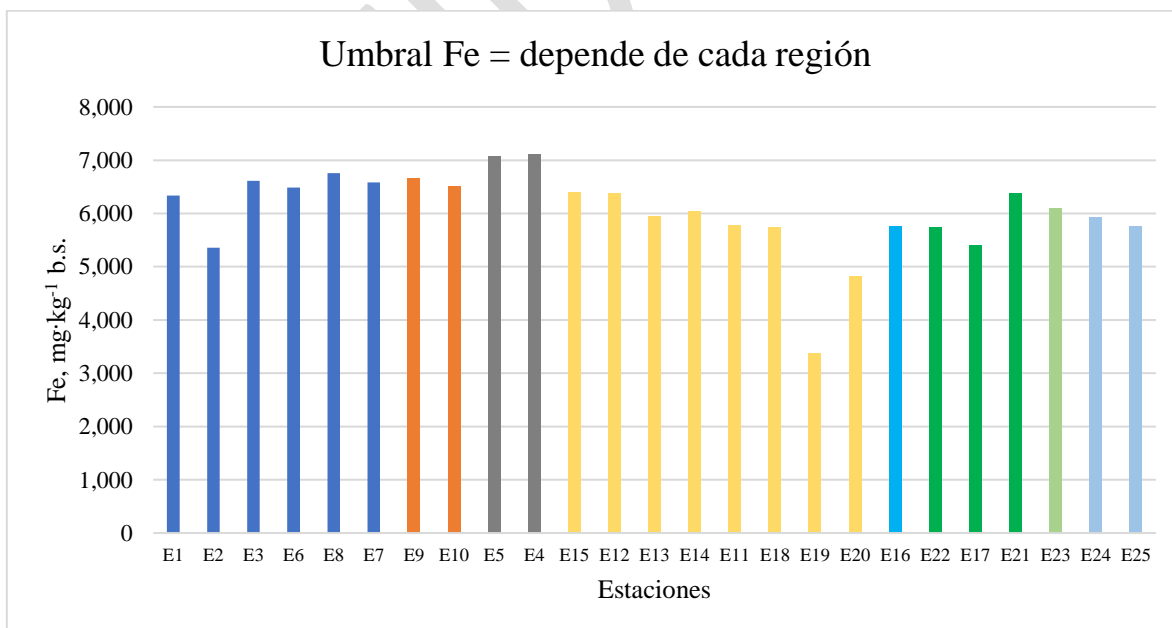


**Figura 10.6.** Concentración de cromo total (Cr) en muestra de sedimentos tomada en cada estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

## 7.8. Hierro

El hierro (Fe) es un elemento natural y es el cuarto elemento más abundante por masa en la corteza terrestre. Los minerales de hierro son rocas y minerales de los que se puede extraer hierro metálico (Fe) cuando se calientan en presencia de un agente reductor como el coque (FEQG. 2019). Los minerales suelen ser ricos en óxidos de hierro y carbonatos. El hierro es un metal de transición con una densidad de  $7,87 \text{ g/cm}^3$  y un peso molecular de  $55,9 \text{ g/mol}$ . El hierro se encuentra en muchos minerales, siendo los más importantes la magnetita, hematita, goethita, pirrotita, siderita, ilmenita y pirita. A menudo es un componente importante de los suelos (especialmente las arcillas) y se encuentra en las vías fluviales como resultado de la escorrentía natural, la erosión de los suelos arcillosos y otras fuentes geológicas. El hierro es esencial para todas las formas de vida y juega un papel importante en los procesos metabólicos, pero en concentraciones más altas puede ser tóxico (FEQG. 2019).

La USEPA no cuenta con valores establecidos para la protección de la vida acuática para el Fe tampoco se localizó un valor límite establecido de acuerdo con las guías canadienses. Por lo tanto, no se puede inferir con este elemento qué proporción del mismo se debe a la composición natural del sedimento y que parte pudiera tener un componente antropogénico. Para ello se requerirían más estudios para determinar cuál sería la composición promedio de Fe aceptable en cada corriente fluvial estudiada.



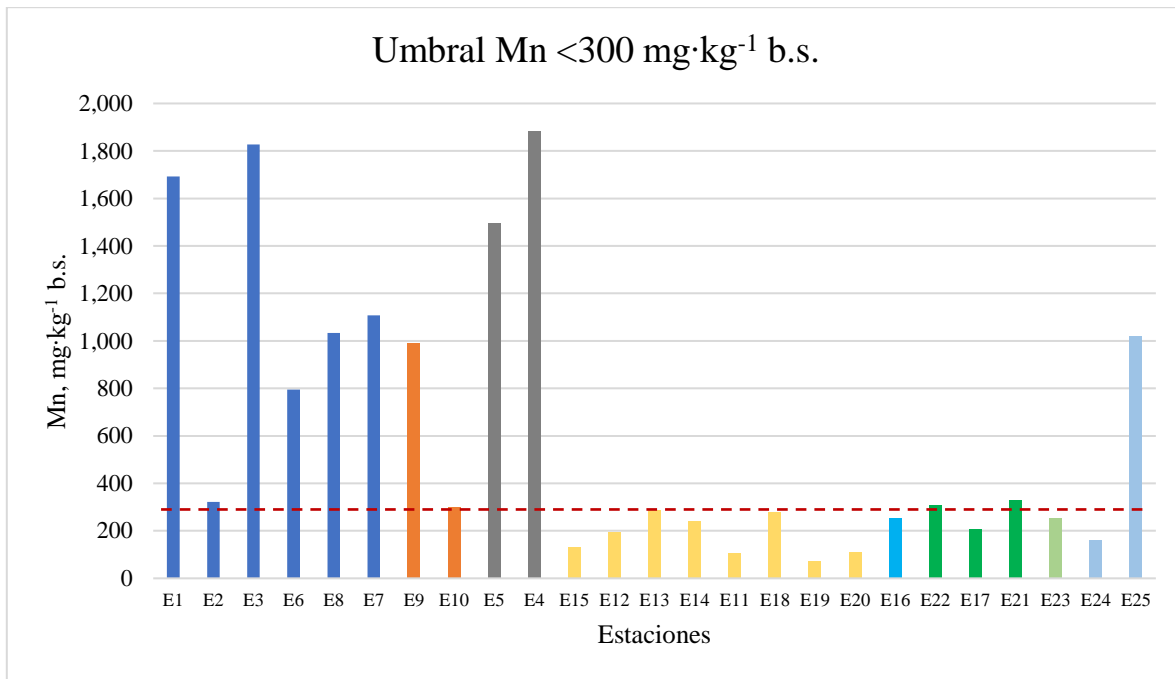
**Figura 10.6.** Concentración de hierro (Fe) en muestra de sedimentos tomada en cada estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

## 7.9. Manganeso

El manganeso (Mn) es uno de los nutrientes traza esenciales para todas las formas de vida, pero puede ser tóxico en exceso. Se ha demostrado que promueve la inflamación de los astrocitos, la célula más abundante del cerebro humano, y puede causar un trastorno del sistema nervioso central que se parece a la enfermedad de Parkinson. También es tóxico en exceso para las plantas. El manganeso se le encuentra de forma natural en los sedimentos y suelos, principalmente debido a la meteorización del material original. Sin embargo, las actividades humanas como la minería, la fundición de metales y la aplicación de biosólidos y desechos orgánicos similares a las tierras agrícolas han aumentado el contenido de manganeso en muchos suelos y sedimentos de varios cuerpos de agua a nivel global (Li et al., 2014).

La Figura 10.8 muestra las concentraciones encontradas en las estaciones de monitoreo en el rango de  $71.56 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b.s. hasta los  $1,882.00 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b.s. Los criterios de la USEPA indican que se pueden considerar sedimentos moderadamente contaminados por Mn cuando sus concentraciones son mayores a los  $300 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b.s. y como altamente contaminados cuando las concentraciones de Mn son superiores a los  $500 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b.s. (ver Tabla A.1 del Anexo I).

Por otra parte, se debe tomar en cuenta que el Mn es un elemento abundante en la composición geológica de los sedimentos del río, tal como se ha mencionado en el caso del Al y del Fe. De acuerdo con la Tabla A.1 del Anexo I el orden de importancia de los elementos más abundantes en la cuenca es:  $\text{Al} > \text{Fe} > \text{Mn}$ . Por lo que resulta relevante mencionar que es necesario realizar más estudios para conocer la composición prístina de Mn en la cuenca y de esta forma diferenciarla de lo que pudiera asociarse a una contribución antropogénica. Teniendo en cuenta esto, las estaciones que calificarían en el nivel de “moderadamente contaminadas” con Mn son las ubicadas en la subcuenca del río Zula, las de La Laja (E9, E10), destacan las estaciones del Río Calderón (E5, E4), la estación del Río Arenal (E21), Río Blanco (E22), y la del Río Los Sabinos (E25).



**Figura 10.8.** Concentración de manganeso (Mn) en muestra de sedimentos tomada en cada estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

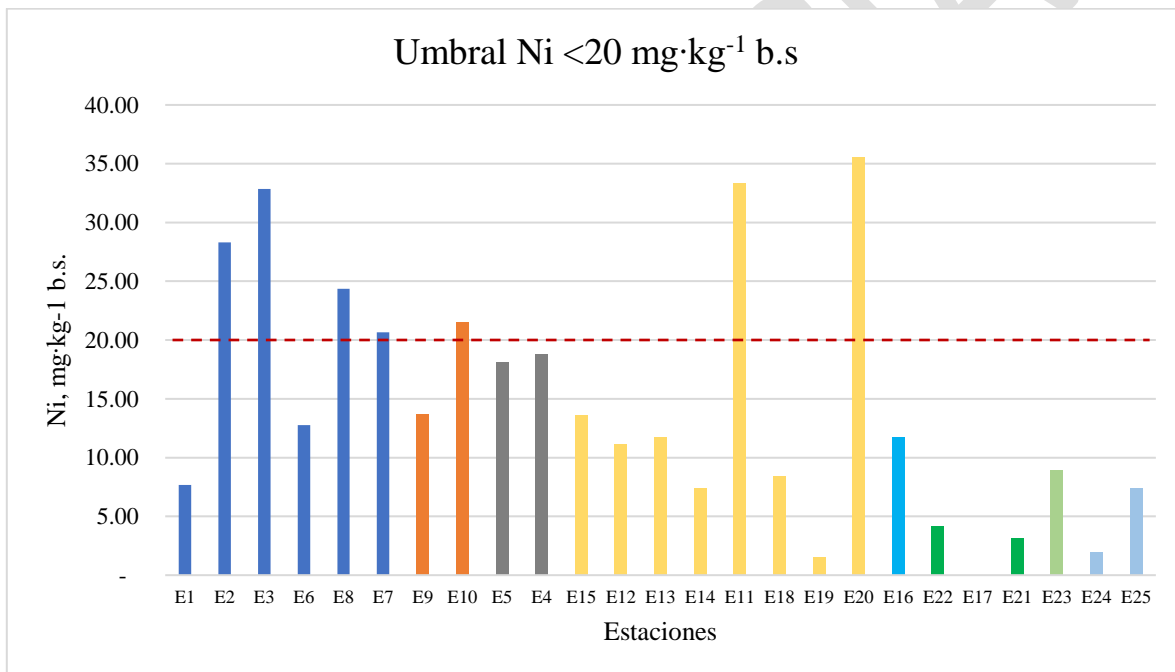
### 7.10. Níquel

El Ni en los depósitos sedimentarios se puede clasificar de acuerdo con su fuente de origen predominante, ya sea litogénico (natural) o antropogénico. También se encuentran extensos recursos de Ni en las costras y nódulos de manganeso en el fondo del océano. Las reacciones de especiación acuosa, la adsorción y la precipitación controlan la partición del Ni en los sedimentos y, por lo tanto, su movilidad, biodisponibilidad y toxicidad. Los sedimentos de los lagos y ríos son buenos indicadores de la contaminación con metales pesados, incluido el Ni, porque los lagos de agua dulce han sido el centro de importantes desarrollos culturales durante miles de años (Knox et al., 2019).

Como se reportó en el informe de calidad del agua el níquel (Ni) se detectó en muy bajas concentraciones en las muestras de agua existiendo pocas probabilidades de ser tóxico para la vida acuática (de Anda-Sánchez et al., 2022). Los criterios de la USEPA mencionan que concentraciones de Ni en sedimentos superior a los  $20 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  pueden considerarse como moderadamente contaminados, mientras que si son superiores a los  $50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  se clasifican como altamente contaminados. De acuerdo con este criterio, algunas de las estaciones podrían considerarse como moderadamente contaminadas por Ni como los son algunas de la cuenca del Río Zula (2, 3, 7 y 8), de la microcuenca del Arroyo El Ahogado (11, 20), y una sobre el Río Zapotlanejo (10).



Sin embargo, puesto que la presencia del Ni se detectó prácticamente en todas las muestras de sedimentos en el rango desde los  $1.55 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  y hasta los  $35.51 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b.s. pudiera inferirse que al igual que otros metales pesados, la mayor proporción del Ni encontrada en los sedimentos podría formar parte de la composición geológica natural de la cuenca. De hecho, en las rocas sedimentarias, el Ni se encuentra principalmente en minerales de silicato ferromagnesiano detrítico, óxidos de Fe primarios detríticos, óxidos de Fe y Mn hidratados y minerales arcillosos. Se concentra en lutitas (hasta  $90 \text{ mg kg}^{-1}$  b.s.) en relación con grauvaca (aprox.  $40 \text{ mg kg}^{-1}$  b.s.), areniscas cuarcíticas (aprox.  $20 \text{ mg kg}^{-1}$  b.s.) y calizas ( $<5 \text{ mg kg}^{-1}$  b.s.) (WEPPPI, s/f). Con base en estos argumentos podemos entonces decir que los metales pesados que se encuentran de forma natural en los sedimentos de la cuenca son:  $\text{Al} > \text{Fe} > \text{Mn} > \text{Ba} > \text{Ni} > \text{Sb}$ .



**Figura 10.7.** Concentración de níquel (Ni) en muestra de sedimentos tomada en cada estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

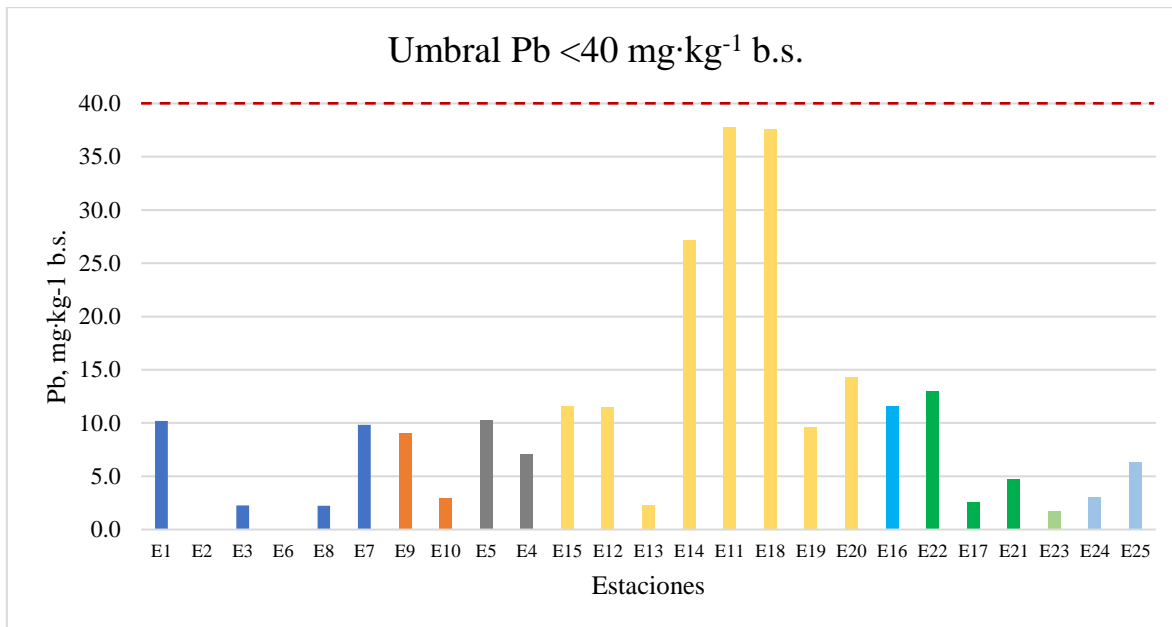
### 7.11. Plomo

El plomo (Pb) es un elemento que se le puede encontrar en el medio ambiente y que tiene múltiples orígenes que involucran la meteorización natural de las rocas madre y los aportes antropogénicos, como la gasolina, la combustión del carbón, las actividades mineras y las emisiones industriales (Gao, 2018). Debido a la rápida urbanización e industrialización de las últimas décadas, las actividades antropogénicas han contribuido considerablemente a la acumulación de Pb en los suelos urbanos y los sedimentos fluviales (Gao, 2018). El enriquecimiento de Pb en los sedimentos podría afectar la calidad del agua suprayacente

debido a la liberación de Pb lábil de los sedimentos ante cambios en las propiedades fisicoquímicas (p. ej., pH y redox) en la interfase sedimento-agua suprayacente, induciendo una bioacumulación distinta de Pb en bivalvos y peces y, en última instancia, afectando la salud humana a través de la cadena alimentaria y/o la exposición directa. En consecuencia, la contaminación por Pb está despertando una creciente preocupación entre el público en todo el mundo (Gao, 2018).

En la investigación de elementos traza reportados en el informe sobre calidad del agua en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara, encontramos que el Pb es un elemento que fue localizado en bajas concentraciones solamente en la estación E18 localizada en la microcuenca de El Ahogado (de Anda-Sánchez et al., 2022, sección 9.11). Sin embargo, en los sedimentos se han encontrado cantidades importantes de este elemento cuya presencia oscila entre los  $1.69 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b.s. y los  $37.80 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b.s. según se observa en la gráfica de la Figura 10.8. indica que no se debe a procesos antropogénicos. Estos valores coinciden con los reportados en varios de los ríos de China en donde su presencia se atribuye mayormente a las descargas de aguas residuales urbanas e industriales (Han et al., 2018). Esta diferencia entre las concentraciones de Pb encontradas en los sedimentos del Río Santiago-Guadalajara y las reportadas para las muestras de agua permiten inferir sobre la baja capacidad de disolución que tienen los compuestos de Pb que se encuentran en los sedimentos.

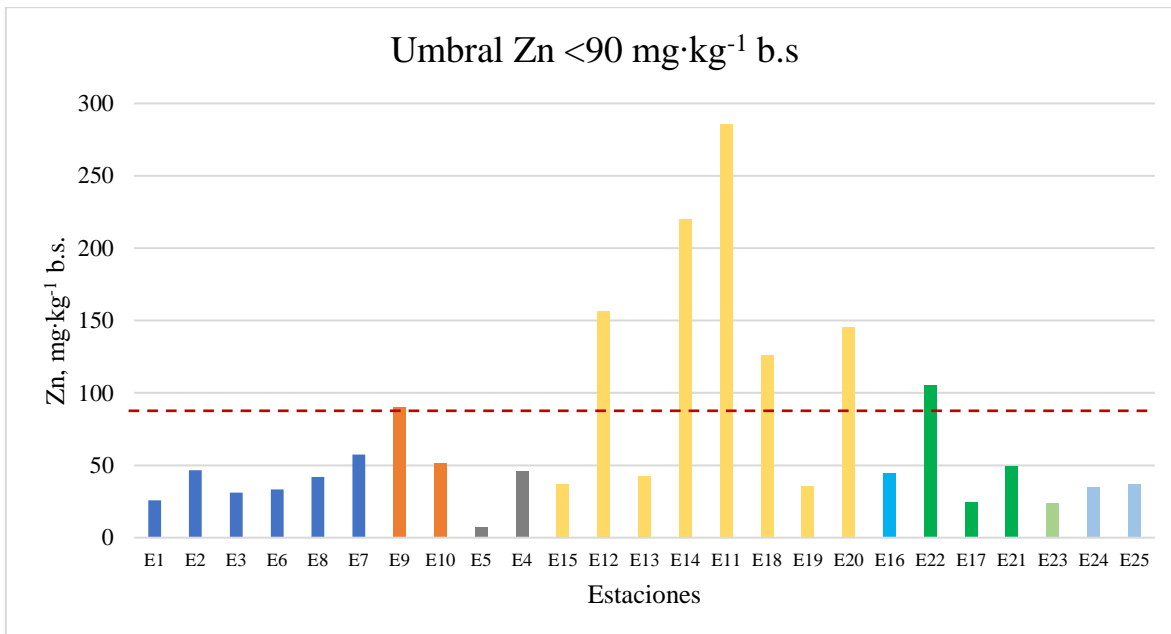
De acuerdo con los criterios de la USEPA se pueden considerar como sedimentos moderadamente contaminados con Pb si las concentraciones de este elemento son mayores a los  $40 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b.s., y estarían altamente contaminados si sobrepasan el valor de  $60 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b.s. (Tabla A.7 del Anexo I). Tomando un criterio de  $\geq 40.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b.s. para identificar las áreas que puedan estar con mayores niveles de contaminación por Pb en la cuenca podemos observar que ninguna de las estaciones monitoreadas cae en este supuesto. Sin embargo, las estaciones que están más cerca de este umbral son la E11 y la E18 localizadas en la microcuenca del Arroyo El Ahogado.



**Figura 10.8.** Concentración de plomo (Pb) en muestra de sedimentos tomada en cada estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

### 7.12. Zinc

La contaminación por metales pesados en ríos localizados en cuencas con un alto nivel de urbanización se ha convertido en el problema más grave en los entornos urbanos y ha atraído una mayor atención por parte de los investigadores. Especialmente, el zinc es un elemento crucial para los organismos, pero su toxicidad para los organismos acuáticos en altas concentraciones sigue siendo motivo de preocupación (Wardhani et al., 2022). Con base en las pautas de metales pesados para sedimentos de la Agencia de Protección Ambiental (USEPA), en particular para Zn, <math>90 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ b.s.}</math> se clasifica como no contaminado, <math>90\text{--}200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ b.s.}</math> como moderadamente contaminado y <math>>200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ b.s.}</math> como altamente contaminado (Tabla A.7 del Anexo I). Las estaciones que caen en el criterio de moderadamente contaminadas a altamente contaminadas son la del Río Santiago en El Salto-Junacatlán (12) Arroyo las Pintas (14), Arroyo El Ahogado (11, 18, 20), y la estación del Río Blanco (22). El Arroyo El Ahogado (11) y el Arroyo Las Pintas (14) resultaron ser las que muestran el mayor grado de contaminación por Zn debido a que su concentración es <math>>200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ b.s.}</math>



**Figura 10.9.** Concentración de zinc (Zn) en muestra de sedimentos tomada en cada estación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

## 8. COMPUESTOS ORGÁNICOS SINTÉTICOS EN SEDIMENTOS

La mayoría de los pesticidas organoclorados ya no se venden para su uso en los Estados Unidos y en varios países incluido México debido a preocupaciones sobre la salud humana y el medio ambiente; sin embargo, estos compuestos y sus metabolitos son extremadamente persistentes en el medio ambiente (USGS, 1997; Leal-Soto et al., 2014 Zaragoza-Bastida et al., 2016). Por otra parte, las fuentes de compuestos orgánicos semivolátiles (COS) son principalmente industriales e incluyen tintes, solventes, lubricantes, aditivos de aceite y combustión. Los COS ingresan a los ríos principalmente en efluentes de aguas residuales industriales y municipales y escorrentías no puntuales. Algunos hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) también resultan como subproductos de la combustión natural, como los incendios forestales (USGS, 1997).

En las determinaciones realizadas por el CIATEJ en las muestras de sedimentos considerando los métodos analíticos y los valores límites establecidos en el Anexo I y Anexo II de este documento, no fueron detectados los compuestos orgánicos sintéticos objetivo. Sin embargo, dado que algunos de estos compuestos si fueron identificados y cuantificados en las muestras de agua, es necesario desarrollar técnicas analíticas para reducir los límites de detección en varios órdenes de magnitud para detectarlos en las muestras de sedimentos.

## 9. EVALUACIÓN DE CAUCES

La sociedad gestiona las cuencas fluviales para cumplir una serie de objetivos, entre los que destacan (Heise et al., 2004):

- Mantener las funciones, usos y calidad ecológica de la cuenca hidrográfica y sus subcuencas.
- Encontrar un compromiso sostenible que equilibre las funciones, los usos y los criterios de calidad a escala local y de la cuenca fluvial que pueda ser acordado por todos los actores involucrados (políticos, científicos, económicos, ambientales, privados).

Las actividades y decisiones en la gestión del recurso hídrico estarán motivadas principalmente por los siguientes factores (adaptado de Heise et al., 2004):

1. *Organizar e implementar los objetivos acordados*, incluido el cambio de las funciones y usos del río.
2. *Cumplir los criterios normativos* de una serie de acuerdos y reglamentos regionales, nacionales, y multilaterales.
3. *Mantener la viabilidad económica*. Esto puede verse obstaculizado por si disminuye la profundidad del agua a un nivel crítico, si la mala calidad del agua causa pérdidas económicas, p.ej. la pesca, o el turismo, o si el régimen de flujo provoca inundaciones o procesos erosivos no deseables.
4. *Asegurar la calidad ambiental y el desarrollo de la naturaleza*. Los recursos hídricos deben gestionarse para reducir el riesgo de deterioro de la función ecológica del sistema fluvial, evitando la reducción de las especies, la destrucción de sus hábitats, la degradación de la calidad del agua y el deterioro de la salud humana en forma directa (pérdida de espacios recreativos) o indirecta por contacto (consumo de alimentos contaminados o contaminación de las fuentes de agua potable).
5. *Asegurar la calidad de la vida humana*. El agua contaminada puede poner en peligro la salud de las personas, la seguridad hídrica para satisfacer las necesidades de uso del recurso, y la subsistencia del ecosistema del río.

Este enfoque fomenta el pensamiento a escala de cuenca y la conciencia de que solo los esfuerzos y las medidas conjuntas pueden tener éxito en la reducción del impacto de los sitios históricamente degradados por la contaminación en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara. Sin embargo, para lograr los objetivos de recuperación del río, los esfuerzos tienen que ser dirigidos a áreas específicas en donde se tiene el mayor impacto ambiental.

La priorización de esos sitios en una cuenca con respecto al riesgo que representan para las áreas aguas abajo del río debe aplicar un enfoque de tres pasos (adaptado de Heise, 2008):

- Identificación de *sustancias preocupantes* y su clasificación en “clases de peligro de compuestos”. Estas clases se asignan en función de la persistencia de los productos químicos, su partición en sedimentos y su riesgo ambiental;
- Identificación de *áreas de preocupación* y su clasificación en “clases de peligro de sitios”. Las áreas se definen como preocupantes si los datos exceden los criterios de calidad que son válidos en las zonas aguas abajo del río. La clasificación en clases, que difieren en el alcance del peligro y el grado de incertidumbre, se basa en la confianza en los datos obtenidos para un área específica (p. ej., si solo se tomó una muestra en comparación con el resto de los sitios de monitoreo), el alcance de la contaminación y la clase de peligro de aquellas sustancias que excedieron los umbrales objetivo. Las clases en las cuales se pueden clasificar las áreas de preocupación son:
  - Clase 1: peligro potencial,
  - Clase 2: peligro potencialmente alto,
  - Clase 3: peligro alto con certeza alta.
- Identificación de *áreas de riesgo*. La evaluación de riesgos aguas abajo debido a esas “sustancias de preocupación” que podrían derivar de las “áreas de preocupación” identificadas requiere estimar las probabilidades de transporte y la determinación de las cantidades transportadas. Dado que el régimen de flujo difiere a lo largo de la corriente principal y de sus afluentes, la evaluación final de las “áreas de riesgo” debe tener en cuenta el impacto del aumento de los niveles de descarga.

Basado en los resultados del análisis de los metales pesados y metaloides identificados y cuantificados en los sedimentos se proponen las siguientes clases para las sustancias identificadas como preocupantes (Tabla 9.1).

**Tabla 9.1** Sustancias de preocupación, umbrales objetivos, y clasificación – Metales pesados en sedimentos.

Metales pesados y metaloides en sedimentos	Símbolo	Unidades	Umbral objetivo	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Aluminio	Al	mg·kg <sup>-1</sup> b.s.	-	-	-	-
Antimonio	Sb	mg·kg <sup>-1</sup> b.s.	<2	1		
Arsénico	As	mg·kg <sup>-1</sup> b.s.	<3		2	
Bario	Ba	mg·kg <sup>-1</sup> b.s.	-	-	-	-
Cadmio	Cd	mg·kg <sup>-1</sup> b.s.	<6			3
Cobre	Cu	mg·kg <sup>-1</sup> b.s.	<25	1		
Cromo	Cr	mg·kg <sup>-1</sup> b.s.	<25		2	
Hierro	Fe	mg·kg <sup>-1</sup> b.s.	-	1		
Manganeso	Mn	mg·kg <sup>-1</sup> b.s.	<300	1		
Níquel	Ni	mg·kg <sup>-1</sup> b.s.	<20		2	
Plomo	Pb	mg·kg <sup>-1</sup> b.s.	<40		2	
Zinc	Zn	mg·kg <sup>-1</sup> b.s.	<90		2	

Nota: Clase 1: peligro potencial, Clase 2: peligro potencialmente alto, Clase 3: peligro alto con certeza alta.

Para evaluar cada uno de los cauces se identificaron el número de veces que un parámetro rebasó el valor umbral y se multiplicó por el número correspondiente a la Clase de acuerdo con la Tabla 9.1. Los resultados de este procedimiento se muestran en la Tabla 9.2. Las casillas de la Tabla 9.2 en donde se detectó un valor de concentración por arriba del valor umbral se anotó un “1”; en donde no se detectó un valor por arriba del umbral o en donde no existe un criterio para determinar que sea una sustancia de preocupación se dejó la casilla sin ninguna anotación. La Tabla 9.3 es el resultado de calcular el valor de la Clase de la sustancia de preocupación por el valor positivo de una sustancia que pasó el umbral

establecido como límite. En la figura 10.10 se observa estos mismo niveles, pero sobre el cauce del río correspondiente.

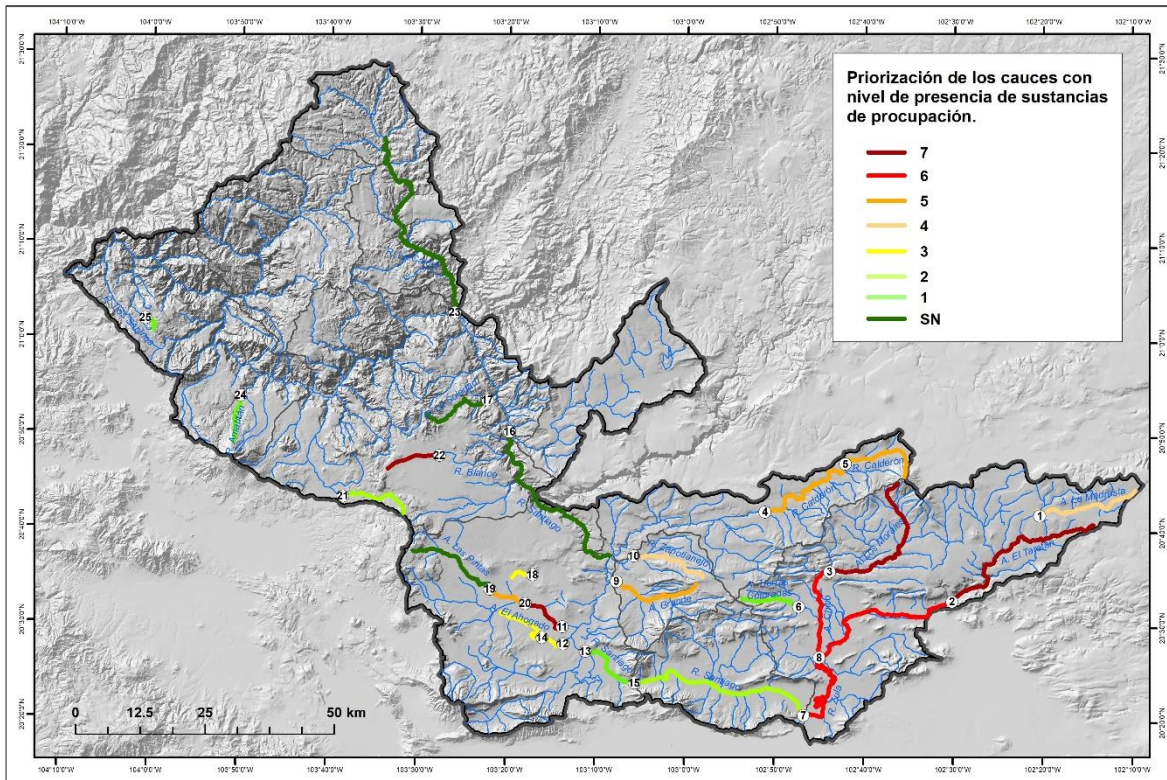
**Tabla 9.2.** Evaluación de los cauces de acuerdo con el nivel de presencia de sustancias de preocupación.

Est	Cuerpo de agua	Al	Sb	As	Ba	Cd	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	Total
	Clase	-	1	2	-	3	1	2	1	1	2	2	2	
E1	Arroyo La Madrastra		1					1		1				4
E2	Arroyo El Taretán		1				1	1		1	1			7
E3	Arroyo Los Morales		1				1	1		1	1			7
E4	Río Calderón		1				1	1		1				5
E5	Río Calderón		1				1	1		1				5
E6	Arroyo Tierras Coloradas									1				1
E7	Río Zula						1	1		1	1			6
E8	Arroyo Chico						1	1		1	1			6
E9	Arroyo Grande		1				1			1			1	5
E10	Río Zapotlanejo						1			1	1			4
E11	Arroyo El Ahogado						1	1			1		1	7
E12	Río Santiago						1						1	3
E13	Río Santiago						1							1
E14	Arroyo Las Pintas						1						1	3
E15	Río Santiago		1				1							2
E16	Río Santiago													0
E17	Río La Soledad													0
E18	Arroyo El Ahogado						1						1	3
E19	Arroyo Las Pintas													0
E20	Arroyo el Ahogado						1				1		1	5
E21	Río Arenal		1							1				2
E22	Río Blanco		1				1			1	1		1	7
E23	Río La Calera													0
E24	Río Amatitán		1											1
E25	Río Los Sabinos									1				1



**Tabla 9.3.** Priorización de los cauces de acuerdo con el nivel de presencia de sustancias de preocupación.

<b>Estación</b>	<b>Cuerpo de agua</b>	<b>Puntaje</b>
<b>E2</b>	Arroyo El Taretán	7
<b>E3</b>	Arroyo Los Morales	7
<b>E11</b>	Arroyo El Ahogado	7
<b>E22</b>	Río Blanco	7
<b>E7</b>	Río Zula	6
<b>E8</b>	Arroyo Chico	6
<b>E4</b>	Río Calderón	5
<b>E5</b>	Río Calderón	5
<b>E9</b>	Arroyo Grande	5
<b>E20</b>	Arroyo el Ahogado	5
<b>E1</b>	Arroyo La Madrastra	4
<b>E10</b>	Río Zapotlanejo	4
<b>E12</b>	Río Santiago	3
<b>E14</b>	Arroyo Las Pintas	3
<b>E18</b>	Arroyo El Ahogado	3
<b>E15</b>	Río Santiago	2
<b>E21</b>	Río Arenal	2
<b>E6</b>	Arroyo Tierras Coloradas	1
<b>E13</b>	Río Santiago	1
<b>E24</b>	Río Amatitán	1
<b>E25</b>	Río Los Sabinos	1
<b>E16</b>	Río Santiago	-
<b>E17</b>	Río La Soledad	-
<b>E19</b>	Arroyo Las Pintas	-
<b>E23</b>	Río La Calera	-



**Figura 10.10.** Priorización de los cauces de acuerdo con el nivel de presencia de sustancias de preocupación.

## 10. PRIORIZACIÓN DE CAUCES DEL RÍO

Como se mencionó anteriormente todas las corrientes que se monitorearon son de preocupación y requieren de atención de saneamiento y recuperación de sus funciones ambientales. Sin embargo, los recursos se deben administrar de acuerdo con criterios que permitan establecer un programa de inversión pública para el saneamiento de cada microcuenca en particular. Para priorizar las corrientes monitoreadas se pueden definir diversos criterios. En esta sección se presentan los resultados de la estrategia de priorización basada en el nivel de contaminación de los sedimentos de la corriente independientemente y de la carga de contaminación que potencialmente aporta dicha corriente.

- Para cada estación, se asignó el valor de uno (1) al parámetro que superó el umbral en la estación correspondiente. Si el valor promedio del parámetro no superó el umbral establecido se le dio el valor de cero (0).
- Se multiplicó el valor de 1 o 0 asignado a cada parámetro por la Clase (1, 2, o 3) la cual fue clasificada para dicho parámetro.



- c) Se sumaron todos los puntos de cada estación y se calcula el total.
- d) El total de puntos de cada estación se multiplica a su vez por el número de clasificación del caudal de su cauce correspondiente de acuerdo con la Tabla 6.1 de este documento.

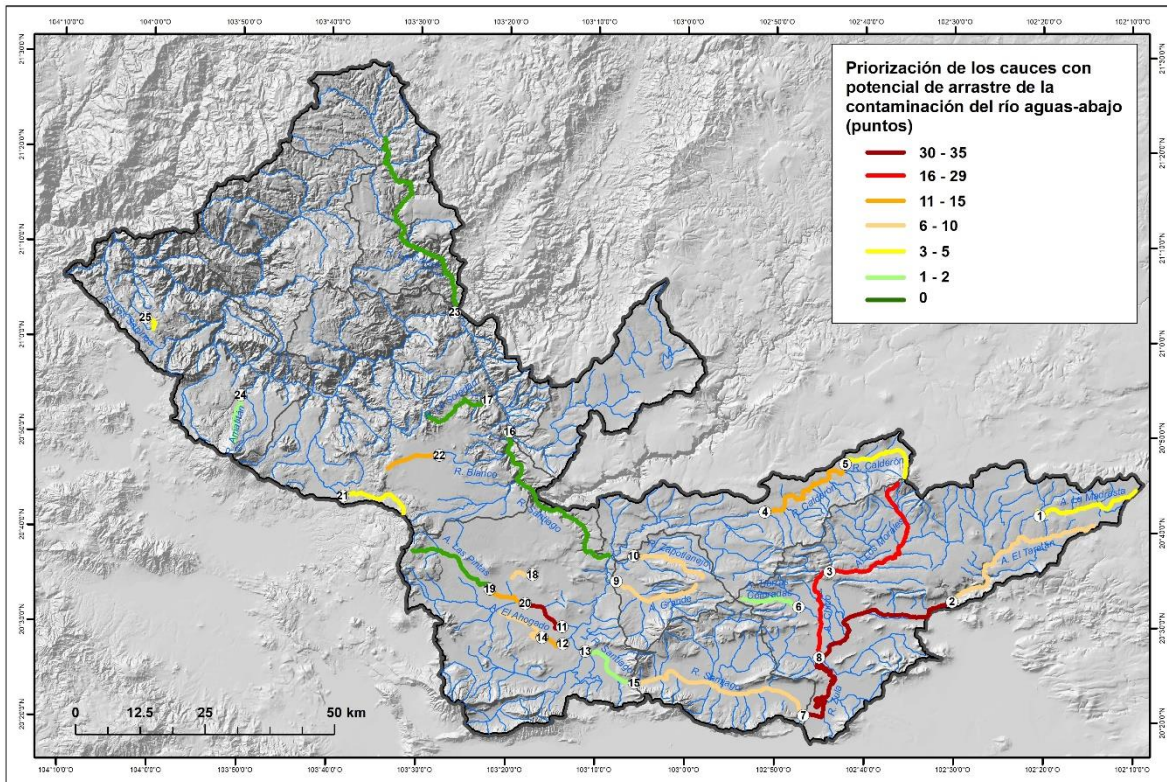
La Tabla 10.1 refleja el cálculo de la priorización de la corriente basada en la cantidad de contaminantes que potencialmente aporta cada corriente. Esta resulta de multiplicar el número de clasificación de la corriente con el total de puntos obtenidos en cada estación de la Tabla 9.3. La Tabla 10.2 muestra los resultados de priorización de acuerdo con este criterio de mayor a menor, y la figura 10.11 muestra la distribución espacial del puntaje de priorización por cauce.

**Tabla 10.1** Cálculo de puntos para la priorización de cauces de acuerdo con el potencial de arrastre de la contaminación del río aguas abajo.

Estación	Cuerpo de agua	Clasificación del caudal	Puntos de evaluación	Total
E1	Arroyo La Madrastra	1	4	4
E2	Arroyo El Taretán	1	7	7
E3	Arroyo Los Morales	3	7	21
E4	Río Calderón	3	5	15
E5	Río Calderón	1	5	5
E6	Arroyo Tierras Coloradas	1	1	1
E7	Río Zula	5	6	30
E8	Arroyo Chico	3	6	18
E9	Arroyo Grande	2	5	10
E10	Río Zapotlanejo	2	4	8
E11	Arroyo El Ahogado	5	7	35
E12	Río Santiago	4	3	12
E13	Río Santiago	2	1	2
E14	Arroyo Las Pintas	2	3	6
E15	Río Santiago	5	2	10
E16	Río Santiago	5	0	0
E17	Río La Soledad	1	0	0
E18	Arroyo El Ahogado	2	3	6
E19	Arroyo Las Pintas	1	0	0
E20	Arroyo el Ahogado	3	5	15
E21	Río Arenal	2	2	4
E22	Río Blanco	2	7	14
E23	Río La Calera	5	0	0
E24	Río Amatitán	1	1	1
E25	Río Los Sabinos	4	1	4

**Tabla 10.1** Priorización de cauces de acuerdo con el potencial de arrastre de la contaminación del río aguas abajo.

Estación	Cuerpo de agua	Clasificación del caudal	Puntos de evaluación	Total
<b>E11</b>	Arroyo El Ahogado	5	7	35
<b>E7</b>	Río Zula	5	6	30
<b>E3</b>	Arroyo Los Morales	3	7	21
<b>E8</b>	Arroyo Chico	3	6	18
<b>E4</b>	Río Calderón	3	5	15
<b>E20</b>	Arroyo el Ahogado	3	5	15
<b>E22</b>	Río Blanco	2	7	14
<b>E12</b>	Río Santiago	4	3	12
<b>E9</b>	Arroyo Grande	2	5	10
<b>E15</b>	Río Santiago	5	2	10
<b>E10</b>	Río Zapotlanejo	2	4	8
<b>E2</b>	Arroyo El Taretán	1	7	7
<b>E14</b>	Arroyo Las Pintas	2	3	6
<b>E18</b>	Arroyo El Ahogado	2	3	6
<b>E5</b>	Río Calderón	1	5	5
<b>E1</b>	Arroyo La Madrastra	1	4	4
<b>E21</b>	Río Arenal	2	2	4
<b>E25</b>	Río Los Sabinos	4	1	4
<b>E13</b>	Río Santiago	2	1	2
<b>E6</b>	Arroyo Tierras Coloradas	1	1	1
<b>E24</b>	Río Amatitán	1	1	1
<b>E16</b>	Río Santiago	5	0	0
<b>E17</b>	Río La Soledad	1	0	0
<b>E19</b>	Arroyo Las Pintas	1	0	0
<b>E23</b>	Río La Calera	5	0	0



**Figura 10.11.** Priorización de cauces de acuerdo con el potencial de arrastre de la contaminación del río aguas abajo.

## 11. CONCLUSIONES

De acuerdo con los límites de detección reportados en la Tabla A.1 del Anexo I no se detectó la presencia de los elementos B, Hg, y Se en ninguna de las estaciones monitoreadas. Sin embargo, cantidades importantes de Al, Fe, y Mn se encontraron en abundancia en todas las estaciones siendo  $Al > Fe > Mn$  este resultado es consistente con lo reportado en otros estudios llevados a cabo en sedimentos de cuerpos lacustres localizados en el occidente del país. No obstante que las directrices de la USEPA para metales pesados en sedimentos indica que concentraciones de Mn mayores a  $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  b.s. pueden considerarse como sedimentos altamente contaminados, el hecho de que se hayan encontrado cantidades similares en otros cuerpos de agua de la región privilegia el supuesto de que su presencia en cantidades que oscilan entre los  $71.56 - 1,882 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  b.s. está influenciada de forma importante por procesos geológicos propios de la cuenca.

En la lista el Sb, Ba, Ni también quedan en discusión porque una parte de este podría formar parte de la litología regional mientras que otra pudiera estar asociada a los procesos

productivos en la cuenca, razón por la cual se le ha dejado en la clasificación de moderadamente contaminante (Clase 2). Teniendo en cuenta esto, no sería posible discernir si una parte de la presencia de estos elementos pudiera deberse igualmente a contribuciones derivadas de las actividades productivas en la cuenca. Por lo tanto, el análisis de los resultados de concentración de metales pesados en sedimentos da como resultado que la presencia de algunos de éstos se encuentra de forma natural en los sedimentos de la cuenca y se requieren de más estudios para determinar en qué proporción existe un aporte antropogénico. Los metales que se identificaron en esta condición son: Al > Fe > Mn > Ba > Ni > Sb.

Por lo antes mencionado, de este estudio se deriva que los metales pesados de mayor preocupación en las estaciones monitoreadas son: Cd, Cu, Cr, Pb, y Zn. Esto debido a la frecuencia en las que se mostraron desviaciones importantes con respecto a los valores establecidos como criterios a nivel nacional e internacional para la protección de la vida acuáticas. El Cd se clasificó en nivel alto de riesgo debido a su alta capacidad bioacumulativa y alto nivel de toxicidad sin embargo su presencia se dio solamente en tres estaciones (E11, E14, E21) y el nivel de concentración presente en los sedimentos no excedió el umbral establecido para considerarlo como potencialmente riesgoso.

Debido a que los límites de detección establecidos para la determinación de los compuestos orgánicos sintéticos no fueron suficientes para la identificación y cuantificación de los mismos en los sedimentos, se sugiere continuar con la investigación de estos compuestos desarrollando métodos analíticos que permita su detección en niveles de nanogramos por kilogramo en las muestras de sedimentos que se analicen en un futuro.

## 12. REFERENCIAS

- AGI., 2019. Toxicant default guideline values for sediment quality. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh & Marine Water Quality. Australian Government Initiative. Recuperado en 12 de mayo de 2022, de <https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/guideline-values/default/sediment-quality-toxicants>
- Berry, W. J., Boothman, W. S., Serbst, J. R., Edwards, P. A. (2004). Predicting the toxicity of chromium in sediments. *Environ Toxicol Chem.*, 23(12), 2981-2992. doi: 10.1897/03-599.1. PMID: 15648774.
- Bollo-Manent, M., Montaña-Salazar, R., Hernández-Santana, J. R. (Coordinadores), (2017). *Situación ambiental de la cuenca Santiago-Guadalajara*. Centro de Investigaciones en geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México. Secretaría de Medio Ambiente y recursos Naturales (SEMARNAT), Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial (SEMADET). Guadalajara, Jalisco, México. ISBN: 978-607-97786-5-1. 164 p. Recuperado en 12 de mayo de 2022, de [https://semadet.jalisco.gob.mx/sites/semadet.jalisco.gob.mx/files/apendice-pmicsg/Libro%20%22Situación%20Ambiental%20de%20la%20Cuenca%20del%20Río%20Santiago%20-%20Guadalajara%22/Libro%20SACRSG\\_vf.pdf](https://semadet.jalisco.gob.mx/sites/semadet.jalisco.gob.mx/files/apendice-pmicsg/Libro%20%22Situación%20Ambiental%20de%20la%20Cuenca%20del%20Río%20Santiago%20-%20Guadalajara%22/Libro%20SACRSG_vf.pdf)
- Burton, Jr., G. (2002). Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology*, 3, 65-76. <https://doi.org/10.1007/s102010200008>
- CCEM. (2001). *Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*. Canadian Council of Ministers of the Environment. Recuperado en 04 de junio de 2022, de <https://www.pla.co.uk/Environment/Canadian-Sediment-Quality-Guidelines-for-the-Protection-of-Aquatic-Life>
- Chapman, D. (1996). *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring*. World Health Organization. United Nations Environment Programme. Published by E&FN Spon, an imprint of Chapman & Hall, Second Edition. ISBN 0 419 21590 5 (HB) 0 419 21600 6 (PB). 609 p. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/41850>
- de Anda-Sánchez, J., López-López, A., Gallardo-Valdez, J., et al. (2012). *Diagnóstico integral del polígono de fragilidad ambiental (POFA) y su entorno 2012*. Juan Gallardo Valdez (Coordinador). Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco, A. C. (CIATEJ), Consejo Estatal de Ciencia y Tecnología del Estado de Jalisco (COECYTJAL), Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT). Guadalajara, Jalisco, México. 230 p. <https://ciatej.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1023/674>
- de Anda, J., Gradilla-Hernández, M.S., Díaz-Torres, O., Díaz-Torres, J. de J., de la Torre-Castro, L.M. (2019). Assessment of heavy metals in the surface sediments and sediment-water interface of Lake Cajititlán, Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(396), 1-13. doi: 10.1007/s10661-019-7524-y.

- de Anda-Sánchez, J., Olvera-Vargas, L. A., Lugo-Melchor, Y. O., et al. (2022). *Consultoría para la generación del diagnóstico de calidad del agua en los ríos Santiago y Zula y sus afluentes como parte de la “Estrategia Integral para la recuperación del Río Santiago”*. Primera parte: Calidad del agua. Fondo Noroeste, A. C. Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial del Estado de Jalisco. México. Mayo 2022.
- DOF. (1997). *NORMA Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales*. Diario Oficial de la Federación. Secretaría de Gobernación. México. Recuperado en 09 de mayo de 2022, de [http://dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=4863829&fecha=06/01/1997](http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4863829&fecha=06/01/1997)
- DOF. (2022). *NORMA Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación*. Diario Oficial de la Federación. Secretaría de Gobernación. México. Recuperado en 09 de mayo de 2022, de <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2022/03/DOF-NOM-001-SEMARNAT-2021.pdf>
- FEQG. 2019. *Canadian Environmental Protection Act, 1999. Federal Environmental Quality Guidelines. Iron*. Recuperado en 07 de junio de 2022, de <https://www.canada.ca/content/dam/eccc/documents/pdf/pded/feqg-iron/Federal-Environmental-Quality-Guidelines-Iron.pdf>
- FEQG. 2021. *Canadian Environmental Protection Act, 1999. Federal Environmental Quality Guidelines – Aluminium*. Recuperado en 05 de junio de 2022, de <https://www.canada.ca/content/dam/eccc/documents/pdf/pded/feqg-aluminium/Federal-environmental-quality-guidelines-aluminium.pdf>
- Gao, L., Li, S., Wang, Z., Liang, Z., Chen, J., Liang, B. (2018). Contamination, potential mobility, and origins of lead in sediment cores from the Shima River, south China. *Environmental Pollution*, 242, Part B, 1128-1136. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.104>.
- Georgopoulos, P. G., Roy, A., Yonone-Lioy, M. J., Opiekun, R. E., Lioy, P. J. (2011). Environmental Copper: Its Dynamics and Human Exposure Issues. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 4(4), 341-394. <https://doi.org/10.1080/109374001753146207>
- González-Pérez, M. G., & López-Lara, L. F. (2018). Entropía del crecimiento habitacional en el río Blanco de la metrópoli de Guadalajara, México. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 39(2), 100-111. Recuperado en 07 de mayo de 2022, de [http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1680-03382018000200008&lng=es&tlng=es](http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1680-03382018000200008&lng=es&tlng=es).
- Gradilla-Hernández, M.S., Casillas-García, L. F., de Anda-Sánchez, J., y Yebra-Montes, C. (2020). Desarrollo de un índice de calidad del agua para el Río Santiago en la Cuenca Río Santiago-Guadalajara. Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial. Gobierno del Estado de Jalisco, México, 03-2021-050713080900-1. Recuperado en 10 de mayo de 2022, de <http://riosantiago.jalisco.gob.mx/estrategia>



- Han, L., Gao, B., Hao, H., Zhou, H., Lu, J., Sun, K. (2018). Lead contamination in sediments in the past 20 years: A challenge for China. *Science of The Total Environment*, 640–641, 746-756. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.330>.
- Hansen, A. & González-Márquez, L. (2010). Scenarios of metal concentrations in the Arcediano Dam (State of Jalisco, Mexico). *Journal of environmental science and health. Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering*, 45, 99-106. <https://doi.org/10.1080/10934520903389259>.
- Heise, S., Apitz, S. E., Babut, M., Bergmann, H., Besten, Pd., Ellen, G. J., Joziassse, J., Katsiri, A., Maaß, V., Oen, A., Slob, A., White, S. (2004). Risk management of sediments and communication. Synthesis of the SedNet working group 5 outcomes. *J Soils & Sediments*, 4(4):233-235. Recuperado en 10 de mayo de 2022, de <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.599.6102&rep=rep1&type=pdf>
- Heise, S. (2008). Risk management of sediments. *Ann Ist Super Sanità*, 44(3), 224-232. Recuperado en 10 de mayo de 2022, de <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.599.6102&rep=rep1&type=pdf>
- Hou, A., DeLaune, R. D., Tan, M., Reams, M., & Laws, E. (2009). Toxic Elements in Aquatic Sediments: Distinguishing Natural Variability from Anthropogenic Effects. *Water, air, and soil pollution*, 203(1), 179–191. <https://doi.org/10.1007/s11270-009-0002-3>
- Huang, Z., Liu, C., Zhao, X. et al. (2020). Risk assessment of heavy metals in the surface sediment at the drinking water source of the Xiangjiang River in South China. *Environ Sci Eur*, 32, 23. <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00305-w>
- ISQG. (s/f). *Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*. Recuperado en 31 de mayo de 2022, de <https://www.pla.co.uk/Environment/Canadian-Sediment-Quality-Guidelines-for-the-Protection-of-Aquatic-Life>
- IWA. (2022). *Helminth eggs*. The International Water Association. IWA Publishing. UK. <https://www.iwapublishing.com/news/helminth-eggs#:~:text=Helminth%20eggs%20are%20the%20infective,in%20wastewater%2C%20sludge%20and%20excreta>.
- Knox, A. S., Paller, M. H., & Dien Li, D. (2019). A Review of Nickel in Sediments. In: *Nickel in Soils and Plants*. Eds. Christos D. Tsadilas, Jörg Rinklebe, & H. Magdi Selim. 1<sup>st</sup> edition. CRC Press. 38 p. eBook ISBN9781315154664
- Kravchenko, J., Darrah, T.H., Miller, R.K., Lyerly, H.K. and Vengosh, A. (2014). A review of the health impacts of barium from natural and anthropogenic exposure. *Environ. Geochem. Health*, 36(4): 797-814. <https://doi.org/10.1007/s10653-014-9622-7>
- LABCSA. (2022). Alertan por contaminación del río La Soledad, en Zapopan. Laboratorio de conflictos socioambientales. Recuperado en 08 de mayo de 2022, de <https://labcsa.org/2021/05/23/alertan-por-contaminacion-del-rio-la-soledad-en-zapopan/>

- Leal-Soto, S. D., Valenzuela-Quintanar, A.I., Gutiérrez-Coronado, M. de L., Bermúdez-Almada, M. del C., García-Hernández, J., Aldana-Madrid, M. L., Grajeda-Cota, P., Silveira-Gramont, M. I., Meza-Montenegro, M. M., Palma-Durán, S. A., Leyva-García, G. N., Camarena-Gómez, B. O., & Valenzuela-Navarro, C. P. (2014). Residuos de plaguicidas organoclorados en suelos agrícolas. *Terra Latinoamericana*, 32(1), 1-11. Recuperado en 03 de mayo de 2022, de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0187-57792014000100001&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792014000100001&lng=es&tlng=es).
- LFD. (2021). Ley Federal de Derechos. Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión. México. Recuperado en 09 de mayo de 2022, de [https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf\\_mov/Ley\\_Federal\\_de\\_Derechos.pdf](https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf_mov/Ley_Federal_de_Derechos.pdf)
- Li, P., Qian, H., Howard, K.W.F. et al. (2014). Anthropogenic pollution and variability of manganese in alluvial sediments of the Yellow River, Ningxia, northwest China. *Environ Monit Assess*, 186, 1385-1398 <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3461-3>
- Montes-Rubio, P. Y., Aguilar-Castro, N., Ávila-Domínguez, R., Macbani-Olvera, P., Raygoza-Anaya, M., Garnica-Guerrero, B., Reynoso-Vázquez, J., Ruvalcaba-Ledezma, J. C. (2021). Contaminación del Río Santiago: Un problema epidemiológico ambiental persistente de Salud Pública en Jalisco, México. *Proeditio*. Recuperado en 17 de mayo de 2022, de <https://revistas.proeditio.com/jonnpr/article/view/3951/5043>
- Nowell, L. H. & Resek, E. A. (1994). *National standards and guidelines for pesticides in water, sediment, and aquatic organisms*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. U. S. Geological Survey. U. S. Environmental Protection Agency. Recuperado en 14 de mayo de 2022, de <https://pubs.usgs.gov/of/1994/0044/report.pdf>
- Onjefu, S. A., Shaningwa, F., Lusilao, J., Abah, J., Hess, E. & Kwaambwa, H. M. (2020) Assessment of heavy metals pollution in sediment at the Omaruru River basin in Erongo region, Namibia, *Environmental Pollutants and Bioavailability*, 32(1), 187-193. <https://doi.org/10.1080/26395940.2020.1842251>
- PAHO. (s/f). Arsenic. Pan American Health Organization. Recuperado en 14 de mayo de 2022, de [https://www3.paho.org/hq/index.php?option=com\\_content&view=article&id=9201:2013-arsenic&Itemid=40132&lang=es](https://www3.paho.org/hq/index.php?option=com_content&view=article&id=9201:2013-arsenic&Itemid=40132&lang=es)
- Rangel-Peraza, J. G., de Anda, J., González-Farías, F. A., Rode, M., Antonio Sanhouse-García, Bustos-Terrones, Y. A. (2015). Assessment of heavy metals in Aguamilpa Dam, Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment*. 187(3), 134. ISSN: 0167-6369. DOI: 10.1007/s10661-015-4359-z.
- RIVM. (2020). Environmental quality standards for barium in surface water. Recuperado en 11 de mayo de 2022, de <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2020-0024.pdf>
- Rizo-Decelis, L. D., Andreo, B. (2016). Water Quality Assessment of the Santiago River and Attenuation Capacity of Pollutants Downstream Guadalajara City, Mexico. *River Research and Applications*, 32(7): 1505-1516. <https://doi.org/10.1002/rra.2988>

- SEMADET. (s/f). Programa de Manejo Integral de la Cuenca del Río Santiago-Guadalajara (PMICSG). Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial. Recuperado en 10 de mayo de 2022, de <https://semadet.jalisco.gob.mx/sites/semadet.jalisco.gob.mx/files/apendice-pmicsg/Informaci%C3%B3n%20estadistica%20y%20cartografica/Mapas%20etapa%20Caracterizaci%C3%B3n/Subcuencas.pdf>
- SCFI. (2001). NMX-AA-039-SCFI-2001. Análisis de aguas - determinación de Sustancias Activas al Azul de Metileno (SAAM) en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas - Método de prueba (cancela a la NMX-AA039-1980). Secretaría de Economía. México. Recuperado en 10 de mayo de 2022, de <http://legismex.mty.itesm.mx/normas/aa/aa039-01.pdf>
- USEPA. (1978). *Phenol: Ambient Water Quality Criteria*. National Service Center for Environmental Publications (NSCEP). United States Environmental Protection Agency. USA. Recuperado en 17 de mayo de 2022, de <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=9100H4VJ.TXT>
- USEPA. (1996). *Acid digestion of sediments, sludges, and soils*. Washington, DC. Recuperado en 03 de junio de 2022, de <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/epa-3050b.pdf>.
- USEPA. (2007). *Framework for Metals Risk Assessment*. United States Environmental Protection Agency. Recuperado en 17 de mayo de 2022, de <https://www.epa.gov/sites/default/files/2013-09/documents/metals-risk-assessment-final.pdf>
- USGS. (1997). *Trace elements and synthetic organic compounds in biota and streambed sediment of the Western Lake Michigan Drainages, 1992-1995*. U. S. Geological Survey. Middleton, WI. USA. Recuperado en 07 de mayo de 2022, de <https://www.usgs.gov/publications/trace-elements-and-synthetic-organic-compounds-biota-and-streambed-sediment-western>
- USGS. (1999). *Pesticides in Stream Sediment and Aquatic Biota. Current Understanding of Distribution and Major Influences*. Recuperado en 04 de junio de 2022, de <https://water.usgs.gov/nawqa/pnsp/pubs/fs09200/fs09200.pdf>
- USGS. (2018). *Bacteria and E. Coli in Water*. U. S. Geological Survey. Recuperado en 07 de mayo de 2022, de <https://www.usgs.gov/special-topics/water-science-school/science/bacteria-and-e-coli-water#:~:text=coli%20is%20a%20type%20fecal,types%20of%20disease%20causing%20organisms>.
- van deWiel, H. J. (2003). *Determination of elements by ICP-AES and ICP-MS*. Recuperado en 03 de junio de 2022, de [https://horizontal.ecn.nl/docs/society/horizontal/hor\\_desk\\_19\\_icp.pdf](https://horizontal.ecn.nl/docs/society/horizontal/hor_desk_19_icp.pdf).
- Verdebandera (2013). *Espuma tóxica invade durante la semana el Río Santiago*. Verdebandera – Periodismo Ambiental. Recuperado en 10 de mayo de 2022, de <https://verdebandera.mx/invade-espuma-el-rio-santiago-exhibe-falta-de-saneamiento/>

- Wardhani, W. K., Ariesyady, H. D.; Andarani, P., Nguyen, M. N., Yokota, K., Inoue, T. (2022). Assessment of zinc concentrations in surface sediment from urban and industrial sites of Umeda River, Japan. *Water Supply. IWA Publishing*, 22 (4), 3941–3950. <https://doi.org/10.2166/ws.2022.025>
- WEPPi. (s/f). *Ni-Nickel*. The Geological Survey of Finland. <http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/text/Ni.pdf>
- Wyrwas, B., & Zgoła-Grześkowiak, A. (2014). Continuous Flow Methylene Blue Active Substances Method for the Determination of Anionic Surfactants in River Water and Biodegradation Test Samples. *Journal of surfactants and detergents*, 17(1), 191–198. <https://doi.org/10.1007/s11743-013-1469-x>
- Zaragoza-Bastida, A., Valladares-Carranza, B., Ortega-Santana, C., Zamora-Espinosa, J., Velázquez-Ordoñez, V., & Aparicio-Burgos, J. (2016). Repercusiones del uso de los organoclorados sobre el ambiente y salud pública. *Abanico veterinario*, 6(1), 43-55. Recuperado en 03 de mayo de 2022, de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S2448-61322016000100043&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2448-61322016000100043&lng=es&tlng=es)

CONFIDENCIAL

## ANEXO I. Descripción de los parámetros para analizar en muestras de sedimentos.

**Tabla A.1.** Metales pesados y metaloides en sedimentos – Directrices de la USEPA para metales pesados en sedimentos (valores en  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  base seca) (Onjefu et al., 2020).

Metales pesados y metaloides	Límite de detección ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ b.s.)*	No contaminado	Moderadamente contaminado	Altamente contaminado	Este estudio
Aluminio		–	–	–	10,910.00 – 90,490.00
Antimonio	<0.05	–	–	–	0.70 – 4.10
Arsénico	<1.00	<3	3-8	>8	2.82
Bario		–	–	–	18.02 – 290.10
Boro	<0.10	–	–	–	N.D. <sup>1</sup>
Cadmio	<0.25	–	<6	>6	0.6 – 4.15
Cobre		<25	25-50	>50	4.65 – 122.60
Cromo total		<25	25-75	>75	1.58 - 64.94
Hierro		–	–	–	3,369.00 – 7,114.00
Manganeso		<300	300-500	>500	71.56 – 1,882.00
Mercurio	<0.10	–	–	–	N.D.
Níquel	<1.00	<20	20-50	>50	1.55 – 35.51
Plomo	<0.01	<40	40-60	>60	1.69 – 10.82
Selenio	<0.25	–	–	–	N.D.
Sodio		–	–	–	–
Zinc		<90	90-200	>200	7.32 – 285.40

\*Límites de detección establecidos en los equipos analíticos del laboratorio USAM.

<sup>1</sup>N.D. = No detectado

**Tabla A.2.** Contaminantes en sedimentos – Directrices canadienses (unidades en  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  base seca) (CCME, 2001).

Substancia	Unidades	ISQG TEL	PEL	Incidencia (%ISQG)	Incidencia (ISQG<%<PEL)	Incidencia (%PEL)
<b>Metales</b>						
Arsénico	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	7.24	41.6	3	13	47
Cadmio	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	0.7	4.2	6	20	71
Cromo	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	52.3	160	4	15	53
Cobre	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	18.7	108	9	22	56
Plomo	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	30.2	112	6	26	58
Mercurio	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	0.13	0.7	8	24	37
Zinc	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	124	271	4	27	65
<b>Bifenilos policlorados (BPC)</b>						
PCBs: PCBs total	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	21.5	189	16	37	55
<b>Hidrocarburos poliaromáticos (HPA)</b>						
Acenafteno	$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	6.71	88.9	8	29	57
Acenaftileno	$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	5.87	128	7	14	51
Antraceno	$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	46.9	245	9	20	75
Benz(a)antraceno	$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	74.8	693	9	16	78
Benzo(a)pireno	$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	88.8	763	8	22	71
Criseno	$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	108	846	9	19	72
Dibenz(a,h)antraceno	$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	6.22	135	16	12	65
Fluoranteno	$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	113	1494	10	20	80
Fluoreno	$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	21.2	144	12	20	70
2-metilnaftaleno	$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	20.2	201	0	23	82
Naftalina	$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	34.6	391	3	19	71
Fenantreno	$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	86.7	544	8	23	78
Pireno	$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	153	1398	7	19	83

**Tabla A.3.** Valores de referencia predeterminados de sustancias tóxicas recomendados para la calidad de los sedimentos – Directrices de Australia y Nueva Zelanda (valores en  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  base seca) (AGI, 2019).

Tipo de sustancia tóxica	Sustancia tóxica	Valores de referencia predeterminados	Valores de referencia altos
Metales ( $\text{mg}/\text{kg}$ b.s.)	Antimonio	2	25
	Cadmio	1.5	10
	Cromo	80	370
	Cobre	65	270
	Plomo	50	220
	Mercurio	0.15	1
	Niquel	21	52
	Plata	1	4
Zinc	200	410	
Metaloides ( $\text{mg}/\text{kg}$ b.s.)	Arsénico	20	70
Organometálicos ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ b.s., 1% CO) <sup>a</sup>	Tributilestaño (como estaño)	9	70
Orgánicos ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ b.s., 1% CO)	Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos totales (HAPs)	10,000	50,000
	DDT total	1.2	5
	p,p'-DDE	1.4	7
	o,p'- + p,p'-DDD	3.5	9
	Clordano	4.5	9
	Dieldrin <sup>f</sup>	2.8	7
	Endrin <sup>f</sup>	2.7	60
	Lindano	0.9	1.4
Bifenilos Policlorados totales (BPCs)	34	280	
Orgánicos ( $\text{mg}/\text{kg}$ b.s.)	Hidrocarburos del petróleo totales (HPTs)	280	550

<sup>a</sup> CO = Carbono orgánico.

## ANEXO II. Descripción de los métodos analíticos utilizados en la determinación de los parámetros para analizar en muestras de sedimentos.

**Tabla II.1.** Métodos analíticos aplicados para la medición de cianuro, metales pesados, y metaloides.

<b>Físicoquímicos</b>	<b>Símbolo</b>	<b>Límites de detección (<math>\mu\text{-kg}^{-1}</math> b.s.)</b>	<b>Método de cuantificación</b>
Cianuro	CN <sup>-</sup>	<0.02	HACH
<b>Metales pesados y metaloides</b>	<b>Símbolo</b>	<b>Límites de detección (<math>\mu\text{-kg}^{-1}</math> b.s.)</b>	<b>Método de cuantificación</b>
Aluminio	Al	<5.0	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Antimonio	Sb	<0.5	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Arsénico	As	<1.0	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Bario	Ba	<1.0	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Boro	B	<0.1	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Cadmio	Cd	<0.25	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Cobre	Cu	<1.0	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Cromo total	Cr	<1.0	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Hierro	Fe	<1.0	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Manganeso	Mn	<1.0	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Mercurio	Hg	<0.10	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Níquel	Ni	<1.0	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Plomo	Pb	< 1.0	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Selenio	Se	0.25	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Sodio	Na	<5.0	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Zinc	Zn	<1.0	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71



**Tabla II.2.** Métodos analíticos aplicados para la medición de plaguicidas.

Plaguicidas	Símbolo	Límites de detección ( $\mu\cdot\text{kg}^{-1}$ b.s.)	Método de cuantificación
Alpha-BHC	$\text{C}_6\text{H}_6\text{Cl}_6$	<2.00	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el EPA Method 8081
Gamma-BHC (Lindano)	$\text{C}_6\text{H}_6\text{Cl}_6$	<2.00	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el EPA Method 8081
Beta-BHC	$\text{C}_6\text{H}_6\text{Cl}_6$	<2.00	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el EPA Method 8081
Gamma-Clordano	$\text{C}_{10}\text{H}_6\text{Cl}_8$	<0.20	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el EPA Method 8081
Hexaclorobenceno	$\text{C}_6\text{Cl}_6$	<0.01	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el EPA Method 8081
Heptacloro	$\text{C}_{10}\text{H}_5\text{Cl}_7$	<0.03	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el EPA Method 8081
Aldrin	$\text{C}_{12}\text{H}_8\text{Cl}_6$	<0.03	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el EPA Method 8081
Heptacloro Epóxido	$\text{C}_{10}\text{H}_5\text{Cl}_7\text{O}$	<0.03	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el EPA Method 8081
Endosulfan I	$\text{C}_9\text{H}_6\text{Cl}_6\text{O}_3\text{S}$	<1.00	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el EPA Method 8081
Endosulfan II	$\text{C}_9\text{H}_6\text{Cl}_6\text{O}_3\text{S}$	<1.00	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el EPA Method 8081
4,4'-DDE	$\text{C}_{14}\text{H}_8\text{Cl}_4$	<1.00	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el EPA Method 8081
Dieldrin	$\text{C}_{12}\text{H}_8\text{Cl}_6\text{O}$	<0.03	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el EPA Method 8081
Endrin	$\text{C}_{12}\text{H}_8\text{Cl}_6\text{O}$	<0.03	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el EPA Method 8081
4,4'-DDD	$\text{C}_{14}\text{H}_{10}\text{Cl}_4$	<1.00	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el EPA Method 8081
2,4'-DDT	$\text{C}_{14}\text{H}_9\text{Cl}_5$	<1.00	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el EPA Method 8081
4,4'-DDT	$\text{C}_{14}\text{H}_9\text{Cl}_5$	<1.00	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el EPA Method 8081
Metoxicloro	$\text{C}_{16}\text{H}_{15}\text{Cl}_3\text{O}_2$	<20.00	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el EPA Method 8081
Clorpirifos Metilo	$\text{C}_7\text{H}_7\text{Cl}_3\text{NO}_3$ PS	<0.66	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el AOAC Official Method 970.52
Diazinon	$\text{C}_{12}\text{H}_{21}\text{N}_2\text{O}_3\text{P}$ S	<0.26	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el AOAC Official Method 970.52
Etion	$\text{C}_9\text{H}_{22}\text{O}_4\text{P}_2\text{S}_4$	<0.45	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el AOAC Official Method 970.52
Malation	$\text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_6\text{PS}_2$	<0.29	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el AOAC Official Method 970.52
Metamidofos	$\text{C}_2\text{H}_8\text{NO}_2\text{PS}$	<0.30	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el AOAC Official Method 970.52

**Tabla II.3.** Métodos analíticos aplicados para la medición de compuestos orgánicos semivolátiles.

COS	Símbolo	Límites de detección ( $\mu\cdot\text{kg}^{-1}$ b.s.)	Método de cuantificación
Benceno	$\text{C}_6\text{H}_6$	<10.00	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el EPA Method 8260
Etilbenceno	$\text{C}_8\text{H}_{10}$	<300.00	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el EPA Method 8260
Tolueno	$\text{C}_7\text{H}_8$	<700.00	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el EPA Method 8260
Xileno	$\text{C}_8\text{H}_{10}$	<500.00	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el EPA Method 8260
Trihalometanos totales	THT	<0.20	Tratamiento de muestra: Método interno y análisis con el NOM 201-SSA-2015

CONFIDENCIAL

INFORME DEL PROYECTO

**Consultoría para la generación del diagnóstico de calidad del agua en los ríos Santiago y Zula y sus afluentes como parte de la “Estrategia Integral para la recuperación del Río Santiago”**

**Tercera parte: Lirio acuático**

Agosto 10, 2022

**PRESENTADO A:**

**Fondo Noroeste, A.C. (FONNOR)**

Quito 1260, Colonia Italia Providencia

C.P. 44648, Guadalajara, Jalisco.

Tel. (33) 3642-2803.

Correo electrónico: [licitaciones@fomnor.org](mailto:licitaciones@fomnor.org)

**Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial (SEMADET)**

Av. Circunvalación Agustín Yáñez No. 2343 (esquina, Av. Niños Héroes) #2343,

Colonia: Moderna, Guadalajara, Jalisco, México.

Teléfonos: (33) 3030.8250, (33) 3030.8258

Correo electrónico: Sofía Hernández Morales <[sofia.hernandez@jalisco.gob.mx](mailto:sofia.hernandez@jalisco.gob.mx)>

**RECIBIDO:**

NOMBRE Y FIRMA \_\_\_\_\_

FECHA \_\_\_\_\_

**Copyright©**

Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño del Estado de Jalisco A. C. Av. Normalistas 800. Colonia Colinas de la Normal. C.P. 44270 Guadalajara, Jalisco, México.

**RESPONSABLE TÉCNICO:**

Dr. José de Anda Sánchez

CIATEJ - Zapopan

**AUTORES:**

Dr. José de Anda Sánchez

Dr. Luis Alberto Olvera Vargas

Dra. Ofelia Yadira Lugo Melchor

CIATEJ – Unidad de Tecnología Ambiental

Cátedra CONACYT. CIATEJ – Guadalajara

CIATEJ – Unidad de Servicios Analíticos

Como citar este documento:

de Anda-Sánchez, J.; Olvera-Vargas, L. A.; Lugo-Melchor, O. (2022). *Consultoría para la generación del diagnóstico de calidad del agua en los ríos Santiago y Zula y sus afluentes como parte de la “Estrategia Integral para la recuperación del Río Santiago”. Tercera Parte: Lirio acuático*. Fondo Noroeste, A.C. (FONNOR), Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial (SEMADET). Guadalajara, Jalisco, México.

## CONTENIDO

1. ANTECEDENTES .....	4
2. ALCANCE DEL PROYECTO .....	8
3. ÁREA DE ESTUDIO .....	9
4. CRITERIOS PARA LA EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN .....	11
4.1. Determinación del grado de contaminación .....	12
4.2. Determinación del riesgo ecológico .....	13
5. MÉTODOS ANALÍTICOS .....	15
5.1. Tratamiento de muestras de lirio para la cuantificación de metales pesados .....	15
5.2. Tratamiento de muestras de lirio para la cuantificación de plaguicidas .....	15
6. ELEMENTOS TRAZA EN LIRIO ACUÁTICO .....	16
6.1. Aluminio .....	17
6.2. Arsénico .....	18
6.3. Bario .....	19
6.4. Boro .....	20
6.5. Cadmio .....	21
6.6. Cianuro .....	22
6.7. Cobre .....	24
6.8. Cromo .....	25
6.9. Hierro .....	26
6.10. Manganeso .....	28
6.11. Níquel .....	29
6.12. Plomo .....	30
6.13. Selenio .....	31
6.14. Zinc .....	32
7. COMPUESTOS ORGÁNICOS SINTÉTICOS EN LIRIO ACUÁTICO .....	34
8. EVALUACIÓN DEL GRADO DE CONTAMINACIÓN .....	36
8.1. Factor de contaminación .....	36
8.2. Determinación del grado de contaminación .....	37
8.3. Determinación del riesgo ecológico .....	37
9. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES .....	39
10. REFERENCIAS .....	40
ANEXO I. Parámetros analizados en muestras de lirio acuático .....	46

## 1. ANTECEDENTES

La planta denominada científicamente como *Eichhornia crassipes*, comúnmente conocida como jacinto de agua o lirio acuático, es una de las plantas acuáticas que más interés científico ha despertado en la última década. Originaria de América del Sur, su atractivo ornamental llevó a su introducción en África, Asia, el Pacífico Sur, América del Norte y Europa, donde se ha vuelto una especie invasora. Su gran capacidad de multiplicación se ha convertido en un verdadero problema en los trópicos, donde las altas temperaturas y la falta de depredadores han provocado su desarrollo descontrolado (De Laet et al., 2019). Asimismo, se encuentra aún en discusión las mejores prácticas amigables con el medio ambiente para el control de la proliferación de esta planta (Karouach et al., 2022).

Sin embargo, *Eichhornia crassipes* no es solamente una planta invasora y dañina, también es una planta útil con notables capacidades de fitoacumulación de contaminantes metálicos. *E. crassipes* es capaz de bioconcentrar metales tóxicos como Cr, Cu, Co, Ni, Zn, Pb, Cd y As en su sistema radicular. Desde la década de los 1970s se han publicado artículos que describen la extraordinaria capacidad de esta planta para bioacumular metales pesados altamente tóxicos (Wolverton & McDonald, 1978; Tiwari et al., 2007). Esta capacidad de bioacumulación de metales tóxicos se ha descrito en innumerables artículos desde entonces (De Laet et al., 2019). Debido a sus altos factores de bioacumulación, con correlaciones proporcionales significativas, varios autores han respaldado el potencial de estas especies para servir como bioindicadores y biomonitores de la presencia de metales pesados en cuerpos de agua superficiales (Eid et al., 2020).

De esta forma el valor de las plantas como el lirio acuático, para el tratamiento de aguas residuales industriales ricas en metales pesados ha sido aceptado plenamente y ahora se considera una opción rentable y respetuosas con el medio ambiente frente a los métodos fisicoquímicos actualmente disponibles para la eliminación de metales, los cuales son costosos, además de requerir una gestión intensiva y mantenimiento a largo plazo, a veces menos eficientes y poco amigables con el medio ambiente (Jayaweera et al., 2007).

Por otra parte, algunos autores han descrito recientemente el uso de *E. crassipes* para la fitodegradación de contaminantes orgánicos emergentes como el bisfenol A, el etión, el clorpirifos, y triazina, entre otros (Anudechakul et al., 2014; Shahabaldin et al., 2015; De Laet et al., 2019; Wang et al., 2021). Otros autores demostraron la capacidad de *E. crassipes* para la captación de compuestos inorgánicos no metálicos como el nitrato, ortofosfato, nitrito y amonio, con un mejor desempeño para nitrato (De Laet et al., 2019).

En México *E. crassipes* ha sido estudiada como una planta potencialmente útil en procesos de fitoremediación para la captura de metales pesados en los canales de Xochimilco

en la ciudad de México y en la Presa de Valsequillo en el estado de Puebla (Carrión et al., 2012; Tabla-Hernandez et al., 2019) (ver Tablas 1.1 y 1.2 respectivamente). Igualmente, en la literatura se reportan trabajos relacionados con la remoción de compuestos organofosforados y organoclorados de los canales de riego de Xochimilco mediante el uso de la *E. Crassipes* (Mercado-Borrayo et al., 2015) (ver Tablas 1.3 y 1.4 respectivamente).

**Tabla 1.1.** Concentraciones promedio ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b. s.) de metales en lirio acuático observadas en tres sitios de muestreo en canales de Xochimilco (Carrión et al., 2012).

Uso del suelo	Urbano		Agrícola		Turístico	
	Parte aérea	Parte sumergida	Parte aérea	Parte sumergida	Parte aérea	Parte sumergida
Al	197.9 (21) <sup>1</sup>	2,292.9 (23)	332.9 (22)	1,043.1 (23)	389.0 (21)	1,813.7 (20)
Fe	293.4 (17)	1660.4 (18)	173.2 (16)	331.86 (20)	188.1 (17)	682.7 (14)
Mn	138.4 (8)	587.3 (10)	137.7 (9)	332.9 (10)	97.0 (11)	87.1 (10)
Ti	32.6 (19)	248.8 (20)	16.7 (17)	116.1 (20)	25.3 (17)	173.0 (16)
Zn	47.3 (21)	135.5 (17)	34.8 (17)	38.9 (19)	26.5 (17)	32.7 (15)
Sr	106.2 (12)	60.4 (14)	116.0 (12)	79.9 (13)	114.1 (10)	79.9 (15)
V	5.5 (8)	49.7 (8)	15.8 (9)	50.0 (8)	6.5 (10)	154.2 (11)
Cr	2.3 (11)	35.5 (9)	3.0 (8)	15.0 (7)	2.0 (6)	58.1 (7)
Ni	1.8 (10)	18.2 (8)	8.2 (10)	9.4 (10)	2.6 (8)	33.2 (9)
Cu	3.9 (13)	14.3 (14)	8.2 (14)	5.7 (12)	2.8 (10)	27.3 (12)
Pb	1.4 (5)	7.7 (6)	0.6 (3)	3.6 (6)	0.6 (4)	3.6 (7)
Sn	1.3 (7)	2.4 (6)	1.0 (9)	1.4 (8)	1.1 (9)	2.1 (8)
As	0.9 (16)	2.2 (16)	0.8 (18)	1.6 (16)	0.8 (20)	1.7 (22)
Co	0.3 (13)	1.5 (12)	0.2 (17)	1.0 (17)	0.1 (11)	0.5 (13)
Cd	0.2 (8)	0.7 (9)	0.2 (8)	0.4 (10)	0.2 (10)	0.4 (10)

<sup>1</sup>Cantidades entre paréntesis se refiere al número de muestras de lirio acuático procesadas.

**Tabla 1.2.** Concentraciones promedio ( $\text{mg kg}^{-1}$  b. s.) y desviación estándar observadas de metales pesados y metaloides en muestras de lirio acuático tomadas en la Presa de Valsequillo (Tabla-Hernandez et al., 2019)

Metal pesado o metaloide	Símbolo	Parte sumergida $\text{mg kg}^{-1}$ b.s.	Parte aérea $\text{mg kg}^{-1}$ b.s.
Cobalto	Co	$18.6 \pm 8.6$	$2.6 \pm 1.5$
Zinc	Zn	$249.0 \pm 191$	$159.0 \pm 159$
Arsénico	As	$9.3 \pm 5.6$	<LD <sup>1</sup>
Níquel	Ni	$69.6 \pm 24.0$	$23.3 \pm 4.1$
Cobre	Cu	$74.6 \pm 63.6$	$18.0 \pm 7.9$
Plomo	Pb	$37.6 \pm 23.5$	$15.0 \pm 6.1$
Titanio	Ti	$900.0 \pm 624.4$	$166.7 \pm 57.7$
Cromo	Cr	$63.6 \pm 51.6$	$14.3 \pm 5.0$
Bario	Ba	$86.6 \pm 29.6$	$275.6 \pm 38.6$
Molibdeno	Mo	$9.6 \pm 1.5$	$4.6 \pm 0.6$
Vanadio	V	$80.6 \pm 32.9$	$15.3 \pm 9.0$
Cadmio	Cd	0.4	<LD
Mercurio	Hg	<LD	<LD

<sup>1</sup><LD = Por debajo de los límites de detección.

**Tabla 1.3.** Concentraciones promedio de pesticidas en agua de canales de Xochimilco ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) (Mercado-Borrayo et al., 2015).

Plaguicidas organoclorados	Área de ganado	Área agrícola I	Área urbana	Área agrícola II	Área de conservación
$\alpha$ -BHC (Lindano)	0.004	0.010	0.001	0.002	0.004
$\beta$ -BHC (Lindano)	0.007	0.010	0.001	0.007	0.008
$\delta$ -BHC (Lindano)	0.022	ND <sup>1</sup>	0.608	ND	ND
$\gamma$ -BHC (Lindano)	0.023	0.023	0.066	0.058	0.049
$\alpha$ -endosulfan	ND	0.009	ND	ND	ND
$\beta$ -endosulfan	0.003	ND	ND	ND	0.015
Endosulfan sulfate	ND	0.004	ND	0.021	0.041
Aldrin	0.070	0.038	0.892	ND	ND
Dieldrin	ND	ND	ND	ND	0.010
Endrin ketone	ND	0.137	ND	ND	ND
Heptachlor epoxide	0.003	0.007	ND	ND	ND
DDD (metabolito del DDT)	0.011	0.046	0.012	0.028	0.011
Methoxychlor	0.009	0.015	ND	0.019	0.022
Plaguicidas organofosforados	Área de ganado	Área agrícola I	Área urbana	Área agrícola II	Área de conservación
Chlorpyrifos	0.27	0.38	0.19	ND	0.46
Diazinon	0.11	0.12	0.03	0.06	0.16
Ethoprophos	0.7	1.23	0.7	ND	1.71
Malathion	0.79	1.3	0.73	ND	1.96
Methylparathion	0.43	0.6	0.29	ND	0.51

<sup>1</sup>ND=No detectable con los límites de detección aplicados.



**Tabla 1.4.** Concentraciones promedio de pesticidas en lirio acuático de canales de Xochimilco ( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  b. s.) (Mercado-Borrayo et al., 2015).

	Límite de detección	Área de ganado		Área agrícola I		Área Urbana		Área agrícola II		Área de conservación	
		$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	Raíz	Aérea	Raíz	Aérea	Raíz	Aérea	Raíz	Aérea	Raíz
<b>Plaguicidas organoclorados</b>											
$\alpha$ -BHC (Lindano)	0.013	ND	0.82	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
$\beta$ -BHC (Lindano)	0.014	7.14	14.06	2.62	17.89	65.75	56.96	ND	25.49	ND	16.12
$\delta$ -BHC (Lindano)	0.016	34.28	27.63	8.32	11.16	ND	58.56	25.79	27.81	22.79	ND
$\gamma$ -BHC (Lindano)	0.050	ND	ND	ND	ND	83.32	92.33	ND	35.93	ND	51.66
$\beta$ -endosulfan	0.090	ND	ND	ND	17.45	ND	165.55	ND	ND	ND	54.73
Heptacloro epoxido	0.006	48.19	16.82	18.92	17.81	259.64	52.20	65.74	38.59	54.73	ND
DDT	0.040	5.81	4.34	1.42	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
<b>Plaguicidas organofosforados</b>											
Clorpirifos	0.448	22.84	16.04	28.5	10.57	9.79	4.9	12.7	12.26	18.04	17.23
Diazinón	2.036	6.99	5.6	22.85	2.03	5.53	1.2	11.77	5.12	11.64	7.06
Etoprofos	0.707	ND	50.04	ND	29.79	ND	22.71	717.78	ND	62.76	44.99
Malatión	0.395	72.48	47.68	74.35	31.08	27.16	22.23	39.82	42.87	58.48	59.56
Metilparatión	0.565	17.73	25.81	21.15	16.07	11.05	8.34	14.63	13.66	15.56	20.12
Ometoato	9.020	1052.67	46.96	1581.44	19.57	381.58	5.7	1.45	623.72	ND	575.88

<sup>1</sup>ND=No detectable con los límites de detección aplicados.

Es relevante observar del trabajo de Mercado-Borrayo et al. (2015) que algunos plaguicidas detectados en el lirio acuático no fueron observados en la fase acuosa el día de muestreo lo cual demuestra que el lirio es un indicador que permite evidenciar la presencia de plaguicidas dado que el proceso de bioacumulación de estos compuestos persistentes se da con el tiempo y quedan en la planta como testigo de que estuvieron presentes en un momento dado y fueron absorbidos por la planta a través de sus raíces.

En este informe se reportan los resultados obtenidos en el análisis de diferentes muestras de lirio acuático tomadas en varios cauces fluviales localizados dentro de la cuenca del Río Santiago-Guadalajara. El trabajo se dedica a investigar la presencia de cianuro, 16 metales pesados y metaloides, 22 plaguicidas organoclorados y organofosforados, así como de 4 hidrocarburos poliaromáticos y uno (1) de trihalometanos totales (HPAs y THMs) de acuerdo con las normas oficiales mexicanas para las cuales la Unidad de Servicios Analíticos del CIATEJ cuenta con acreditación.

## 2. ALCANCE DEL PROYECTO

El proyecto consiste en realizar análisis de parámetros seleccionados en muestras de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*). Las muestras fueron entregadas por la Comisión Estatal del Agua de Jalisco (CEA) en las instalaciones de la Unidad de Servicios Analíticos del CIATEJ. Se llevaron a cabo tres campañas de monitoreo realizadas los meses de octubre de 2021, febrero de 2022, y abril del 2022 por la CEA en donde se inspeccionaron 28 puntos previamente seleccionados para el muestreo de lirio acuático que se localizan en los ríos Santiago y Zula, así como en sus afluentes principales. Los analitos para cuantificar en las muestras de lirio acuático corresponden a cianuro, metales pesados y metaloides, plaguicidas, e hidrocarburos poliaromáticos y trihalometanos totales (HPAs y THMs). El listado de los parámetros para el análisis químico de muestras de lirio acuático se muestra en el Anexo I. Debido a que no en todas las estaciones de muestreo seleccionadas se encontró lirio acuático no fue posible reportar resultados por ausencia del lirio. La Tabla 2.3 describe el número de estaciones en donde se obtuvieron muestras de lirio acuático.

**Tabla 2.3.** Descripción de las estaciones en donde se tomaron muestras de lirio acuático en las corrientes fluviales seleccionadas de la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

Parámetro	Núm. Parámetros	Estaciones 1ª campaña	Estaciones 2ª campaña	Estaciones 3ª campaña	Número de análisis
Fisicoquímicos (cianuro)	1	8	9	11	28
Metales pesados y metaloides	16	8	9	11	448
Plaguicidas	22	8	9	11	616
HPAs y THMs	5	8	9	11	140
<b>Total</b>					<b>1,232</b>

La Unidad de Servicios Analíticos del CIATEJ recibió las muestras y las procesó de acuerdo con las técnicas analíticas aprobadas en las **Normas Oficiales Mexicanas (NMX)** para la detección de sustancias emergentes en alimentos. Al final de cada campaña de monitoreo el CIATEJ entrega un informe con los resultados obtenidos de los análisis llevados a cabo en el laboratorio. Adicionalmente se considera:

- 1) Una evaluación de las sustancias de preocupación presentes en las muestras de lirio acuático analizadas;
- 2) El desarrollo de una metodología para evaluar la contaminación potencial en las corrientes en donde se tomaron las muestras de lirio acuático analizadas;

Toda la información será integrada y transferida a los usuarios en un Sistema de Información Geográfica.

### 3. ÁREA DE ESTUDIO

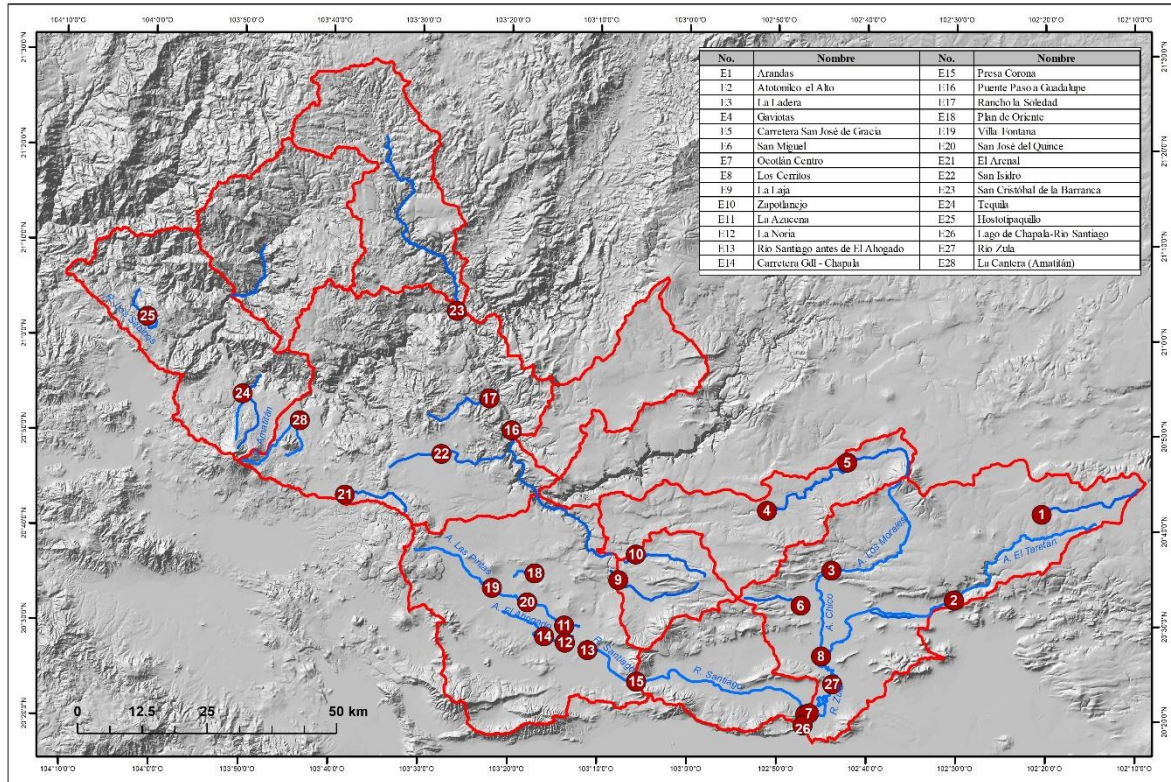
Tal como se presentó en el primer informe referente a la calidad del agua, el estudio se llevó a cabo en los límites geográficos de la cuenca del Río Santiago-Guadalajara. La localización geográfica de las estaciones seleccionadas para el monitoreo de los diferentes parámetros en muestras de lirio acuático se describe en la Tabla 3.1 y en la Figura 3.1. En esta tabla se describe el número y nombre de la estación, el nombre de la microcuenca y el cuerpo de agua que fue monitoreado. A diferencia de las campañas de monitoreo de agua y sedimentos en esta ocasión se consideraron las estaciones E26, E27, y E28 en la colecta de muestras de lirio acuático.

**Tabla 3.1.** Descripción de la localización geográfica de las estaciones de monitoreo en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara. Se distinguen en color verde en negritas aquellas donde se tomaron muestras de lirio acuático.

No.	Nombre	X	Y
E1	Arandas	-102.33959	20.69607
<b>E2</b>	<b>Atotonilco el Alto</b>	<b>-102.50246</b>	<b>20.54540</b>
E3	La Ladera	-102.73044	20.59711
E4	Gaviotas	-102.85156	20.70156
E5	Carretera San José de Gracia	-102.70205	20.78619
E6	San Miguel	-102.78823	20.53503
<b>E7</b>	<b>Ocotlán Centro</b>	<b>-102.77800</b>	<b>20.34467</b>
<b>E8</b>	<b>Los Cerritos</b>	<b>-102.74937</b>	<b>20.44643</b>
E9	La Laja	-103.12778	20.57804
E10	Zapotlanejo	-103.09545	20.62301
<b>E11</b>	<b>La Azucena</b>	<b>-103.22780</b>	<b>20.49743</b>
<b>E12</b>	<b>La Noria</b>	<b>-103.22635</b>	<b>20.46763</b>
<b>E13</b>	<b>Río Santiago antes de El Ahogado</b>	<b>-103.18452</b>	<b>20.45462</b>
<b>E14</b>	<b>Carretera Gdl - Chapala</b>	<b>-103.26535</b>	<b>20.47816</b>
<b>E15</b>	<b>Presa Corona</b>	<b>-103.09304</b>	<b>20.40014</b>
E16	Puente Paso a Guadalupe	-103.32881	20.83900
E17	Rancho la Soledad	-103.37082	20.89438
<b>E18</b>	<b>Plan de Oriente</b>	<b>-103.28403</b>	<b>20.58856</b>
E19	Villa Fontana	-103.36321	20.56268
E20	San José del Quince	-103.29677	20.53781
E21	El Arenal	-103.63856	20.72332
E22	San Isidro	-103.45939	20.79633
E23	San Cristóbal de la Barranca	-103.43309	21.04759
E24	Tequila	-103.83174	20.89847
<b>E25</b>	<b>Hostotipaquillo</b>	<b>-104.01113</b>	<b>21.03211</b>



<b>E26</b>	<b>Lago de Chapala-Río Santiago</b>	<b>-102.78308</b>	<b>20.33764</b>
<b>E27</b>	<b>Río Zula</b>	<b>-102.72864</b>	<b>20.39751</b>
<b>E28</b>	<b>La Cantera (Amatitán)</b>	<b>-103.72414</b>	<b>20.85247</b>



**Figura 3.1.** Ubicación de las estaciones de muestreo de lirio acuático seleccionadas en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

#### 4. CRITERIOS PARA LA EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN

El criterio que se tomó para evaluar el nivel de contaminación potencial que puede tener el lirio acuático presente en los afluentes del Río Santiago-Guadalajara es el comparar las concentraciones de las sustancias que se han establecido como objetivo a investigar con la Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002 la cual establece los límites máximos permisibles de contaminantes para su uso y disposición de lodos y biosólidos (Tabla 4.1). Esta norma tiene como sustancias objetivo los metales pesados que se mencionan en la Tabla 4.1 así como organismos patógenos como las Coliformes fecales, *Salmonella spp.*, y Huevos de helmintos, estos últimos no considerados en este estudio. Se puede observar que, de acuerdo con la Tabla 4.1, la Norma Oficial Mexicana no establece los límites permisibles en biosólidos para las concentraciones de Al, Fe, y Mn, entre otras sustancias que fueron monitoreadas en la lista de metales pesados y plaguicidas (Anexo I). Por lo tanto, este documento se concentrará en evaluar únicamente las sustancias que están consideradas en la norma.

**Tabla 4.1.** Límites establecidos por la NOM-004-SEMARNAT-2002 la cual establece los límites máximos permisibles de contaminantes para su uso y disposición de lodos y biosólidos

<b>Metal pesado</b>	<b>Símbolo</b>	<b>Excelentes (mg·kg<sup>-1</sup> b. s.)</b>	<b>Buenos (mg·kg<sup>-1</sup> b. s.)</b>
Arsénico	As	41.00	75.00
Cadmio	Cd	39.00	85.00
Cromo	Cr	1,200.00	3,000.00
Cobre	Cu	1,500.00	4,300.00
Mercurio	Hg	17.00	57.00
Níquel	Ni	420.00	420.00
Plomo	Pb	300.00	840.00
Zinc	Zn	2,800.00	7,500.00

NR = No regulado

#### 4.1. Determinación del grado de contaminación

Para describir las contaminaciones de sustancias tóxicas en un lago o una subcuenca, Håkanson (1980) definió un factor de contaminación ( $C_f^i$ ) según la siguiente ecuación:

$$C_d = \sum_{i=1}^8 C_f^i = \sum_{i=1}^8 \frac{C_{0-1}^i}{C_n^i}$$

Ec. (1)

Donde  $C_d$  es el grado de contaminación,  $C_f^i$  es el factor de contaminación y  $C_{0-1}^i$  testada es el contenido medio de la sustancia en cuestión ( $i$ ) de los sedimentos superficiales (0–1 cm) de las áreas de acumulación. Se deben tomar al menos cinco muestras, que proporcionen una cobertura uniforme del área del lago/cuenca.  $C_n^i$  es el nivel de referencia preindustrial estándar (en  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  b. s.): PCB<sup>1</sup> = 0.01, Hg = 0.25, Cd = 1.0, As = 15, Cu = 50, Pb = 70, Cr = 90 y Zn = 175. Estos niveles representan los niveles de fondo naturales o más bien los niveles de referencia preindustriales y se han determinado a partir de las mediciones reportadas en la literatura de alrededor de 50 lagos de Europa y EE. UU. Representan el límite superior. Según Håkanson (1980),  $C_d < 8$  representa una contaminación baja,  $8 \leq C_d < 16$  representa una contaminación moderada,  $16 \leq C_d < 32$  representa una contaminación considerable y  $C_d \geq 32$  representa un grado muy alto de contaminación, lo que indica una contaminación antropogénica grave.

No obstante que las muestras no son de sedimentos sino de lirio acuático analizados en base seca, se puede suponer que el lirio extraído de los cuerpos de agua de los cuales proceden, pueden convertirse en residuos sólidos que eventualmente se pueden destinar como mejoradores de suelo para la agricultura después del proceso de composteo o bien pueden quedarse en el cuerpo de agua hasta que, al final del ciclo de vida, se reintegran a los sedimentos locales pudiendo afectar la calidad de los mismos con el tiempo si es que éstos contienen sustancias contaminantes que se hubieran bioacumulado.

---

<sup>1</sup> Los bifenilos policlorados (PCBs por sus siglas en inglés) es un producto de la era industrial y el valor de referencia debe ser cero. Håkanson (1980) decidió utilizar el valor de 0.01 como "límite superior" para obtener una correspondencia adecuada entre los valores de referencia preindustriales.

## 4.2. Determinación del riesgo ecológico

Para expresar cuantitativamente el riesgo ecológico potencial de un contaminante dado en un lago dado, Håkanson (1980) también definió un factor de riesgo ( $Er^i$ ) de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$IR = \sum_{i=1}^8 Er^i = \sum_{i=1}^8 Tr^i C_f^i$$

Ec. (2)

Donde  $IR$  es el índice de riesgo ecológico potencial solicitado para la cuenca/lago,  $Er^i$  es el factor de riesgo ecológico potencial para la sustancia dada ( $i$ ),  $Tr^i$  es el factor de respuesta tóxica para una sustancia dada, por ejemplo,  $PCB = 40 \cdot (IBP/5)$ ,  $Hg = 40 \cdot (5/IBP)$ ,  $Cd = 30 \cdot (\sqrt{5}/\sqrt{IBP})$ ,  $As = 10$  (independiente de BPI),  $Pb = Cu = 5 \cdot (\sqrt{5}/\sqrt{IBP})$ ,  $Cr = 2 \cdot (\sqrt{5}/\sqrt{IBP})$ , y  $Zn = 1 \cdot (\sqrt{5}/\sqrt{IBP})$ , donde  $IBP$  es el índice de bioproducción. Se pueden utilizar las siguientes terminologías para describir el factor de riesgo (Håkanson, 1980):

- a)  $IR < 150 \rightarrow$  riesgo ecológico bajo para la cuenca;
- b)  $150 \leq IR < 300 \rightarrow$  riesgo ecológico moderado para la cuenca;
- c)  $300 \leq IR < 600 \rightarrow$  riesgo ecológico considerable para la cuenca;
- d)  $IR \geq 600 \rightarrow$  muy alto riesgo ecológico para la cuenca.

El método para determinar el grado de contaminación y el índice de riesgo ecológico que fue desarrollado por Håkanson (1980) todavía se usa en varios trabajos de investigación tanto en ambientes lacustres como marinos; por lo tanto, estos dos métodos serán aplicados en la evaluación del riesgo ecológico por la presencia de metales pesados en las muestras de lirio acuático analizadas en base seca.

Con relación a los plaguicidas objetivo que fueron investigados se podrá ver en este documento que fueron escasas las muestras en donde se detectaron plaguicidas. Con la finalidad de contar con elementos de discusión se hará una comparación de los resultados obtenidos en las muestras de lirio acuático con los criterios establecidos en el agua para la protección de la vida acuática. Esta comparación está sustentada en metodologías que ya han sido publicadas para extrapolar los criterios establecidos para la calidad del agua a sedimentos (Fojut et al., 2013).

A lo largo del documento se estableció el código de colores que se muestra en la Tabla 4.2 para distinguir a cada una de las estaciones por su localización en la subcuenca correspondiente. El orden en las que están mencionadas las estaciones fluviales se enuncia de acuerdo con su recorrido desde la parte alta hasta la baja de cada subcuenca.

**Tabla 4.2.** Código de colores designado para cada una de las subcuencas seleccionadas del Río Santiago-Guadalajara para la ubicación de las estaciones de muestreo de lirio acuático.

Código de color	Subcuenca	Estaciones de muestreo de lirio
	Río Zula	E2, E8, E27, E7
	Lago de Chapala-Río Corona	E26
	Río La Laja	<i>Ninguna</i>
	Río Calderón	<i>Ninguna</i>
	Río Corona-Río Verde	E15, E12, E13, E14, E11, E18
	Río Gigantes	<i>Ninguna</i>
	Río Verde-Presa Santa Rosa	E28
	Río Cuixtla	<i>Ninguna</i>
	Río Chico	<i>Ninguna</i>
	Presa Santa Rosa-Río Bolaños	E25



## **5. MÉTODOS ANALÍTICOS**

En el Anexo I se listan los parámetros analizados en muestras de lirio acuático y las técnicas analíticas aplicadas para cada uno de los analitos estudiados. En todos los casos se siguieron las normativas nacionales para los cuales la Unidad de Servicios Analíticos del CIATEJ cuenta con acreditación. Existen diversos trabajos que muestran que el proceso de bioacumulación de los elementos traza en la planta es diferente en las raíces, tubérculo, el tallo, y las hojas y este proceso igualmente difiere en su distribución dependiendo del tipo de elemento traza que se esté estudiando (Soni & Thomas, 2015; Zhang et al., 2019). En general lo que se observa es que la mayor concentración de los elementos traza se da en la zona de la raíz de la planta, mientras que el tallo y las hojas bioacumulan en menor concentración y en una proporción similar. En este reporte se consideró el manejo de toda la planta en su conjunto y no se hizo diferencia en el procesamiento para cada parte de la planta como se ha hecho en algunos de los trabajos de investigación previos. El método de tratamiento y análisis para la identificación y cuantificación de metales pesados y plaguicidas en las muestras que se analizaron se describen a continuación.

### **5.1. Tratamiento de muestras de lirio para la cuantificación de metales pesados**

Las muestras de lirio acuático fueron lavadas con agua desionizada para quitar el exceso de lodo, después de esto, las muestras fueron picadas y secadas en horno a 35 °C por 48 horas, una vez secas, las muestras se molieron en un vaso de licuadora pequeño y se resguardo en una bolsa estéril con cierre hermético, después se pesaron aproximadamente 5.0 g directamente a un tubo de digestión, fueron pesadas en una balanza analítica marca Ohaus modelo P323 con una precisión de 0.001. Se les adicionó 5 mL de HNO<sub>3</sub> grado ultrapuro a las muestras y se dejaron predigerir aproximadamente 4 horas, después de esto se colocaron en un bloque de digestión a 70 °C por 3 horas, transcurrido este tiempo se dejaron enfriar por aproximadamente 2 a 3 horas, una vez que estuvieron a la temperatura adecuada las muestras se filtraban a través de papel filtro Whatman # 2 directamente a un matraz volumétrico de 50 mL, una vez que se pasaba toda la muestra se realizaban por lo menos 3 enjuagues al tubo de digestión los cuales también se pasaban por el papel filtro, después la muestra era aforada con agua desionizada, se pasó una alícuota a un tubo de 15 mL y se analizó con un ICP Óptico modelo optima 8300 DV.

### **5.2. Tratamiento de muestras de lirio para la cuantificación de plaguicidas**

Se tomaron porciones de la toda la planta para tener una muestra homogénea, se pesaron 100 gramos de la muestra y se licuan por dos minutos con 200 mL de acetonitrilo y 10 g de Celite. El extracto se filtró a través de un filtro Buchner en un matraz Kitasato y con bomba de vacío, se transfiere a una pera de decantación y se realizó un lavado con 100 mL de éter de petróleo, se filtró con fibra de vidrio y sulfato de sodio para retirar la humedad, se

concentró hasta 5 mL en baño maría a 85°C utilizando el sistema Kuderna Danish. El extracto se pasa a través de una columna empacada con sulfato de sodio y Florisil activado y es eluido con 200 mL de éter etílico al 6% y 200 mL de éter etílico al 15%. Los extractos se colocan en viales de 2 mL para ser inyectados para su análisis en un cromatógrafo de gases con automuestreador marca Perkin Elmer con detector de captura de electrones.

## **6. ELEMENTOS TRAZA EN LIRIO ACUÁTICO**

La Tabla 6.1 muestra los valores promedio y desviación estándar, así como los valores máximos y mínimos de concentración de cianuro, metales pesados, y metaloides que se encontraron en las muestras de lirio acuático analizadas en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara. En estos resultados se puede apreciar que la secuencia de concentraciones de metales pesados con mayor presencia en la cuenca es, en orden descendente: Al>Fe>Mn>Zn>Ba>Cu. Esta secuencia es muy similar a la encontrada en muestras de sedimentos analizadas en cuerpos de agua cercanos a la cuenca en estudio como lo son la Presa Santiago-Aguamilpa, el Lago de Cajititlán, y el Lago de Chapala (Rangel-Peraza et al., 2015; de Anda et al., 2019).

En el reporte sobre la evaluación de la calidad de los sedimentos para las corrientes monitoreadas en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara se menciona que la secuencia Al>Fe>Mn puede estar influenciada mayormente a procesos sedimentarios de las rocas que conforman la geología de la cuenca (erosión o intemperismo, transporte, depósito, compactación, y diagénesis) que dieron como resultados sedimentos con una composición característica propios de la cuenca y sus alrededores. Sin embargo, otros elementos encontrados en menores cantidades como el Cd, Cr, Ni, Pb, y Se tienen mayor probabilidad de ser de origen antropogénico.

**Tabla 6.1.** Resumen de resultados de concentraciones de cianuro, metales pesados, y metaloides encontrados en las muestras de lirio acuático en estaciones seleccionadas de la cuenca del Río Santiago-Guadalajara.

<b>Fisicoquímicos</b>	<b>No. datos<sup>1</sup></b>	<b>Promedio</b>	<b>Desv. Std.</b>	<b>Max</b>	<b>Min</b>
Cianuro	3	0.08	0.06	0.13	0.02
<b>Metales pesados y metaloides</b>	<b>No. datos<sup>1</sup></b>	<b>Promedio</b>	<b>Desv. Std.</b>	<b>Max</b>	<b>Min</b>
Aluminio	28	2,853.01	3,132.99	12,600.00	169.20
<i>Antimonio<sup>2</sup></i>	-	-	-	-	-
<i>Arsénico</i>	2	2.27	1.64	3.43	1.11
Bario	28	68.58	30.67	151.00	24.33
<i>Boro</i>	26	18.57	8.70	42.56	5.12
Cadmio	4	2.89	2.59	5.13	0.35
Cobre	23	20.81	47.56	234.70	2.36
Cromo total	4	6.00	3.18	9.76	2.19
Hierro	27	2,166.33	2,487.06	11,120.00	266.80
Manganeso	27	974.74	722.14	2,227.00	52.64
Mercurio	-	-	-	-	-
Níquel	7	4.11	2.35	8.89	1.71
Plomo	4	5.72	4.28	11.97	2.32
<i>Selenio</i>	3	0.41	0.21	0.65	0.26
Zinc	27	69.81	60.88	261.90	12.06

<sup>1</sup> Número de muestras en las que se logró detectar una cantidad del analito con valores arriba de los límites de detección del método.

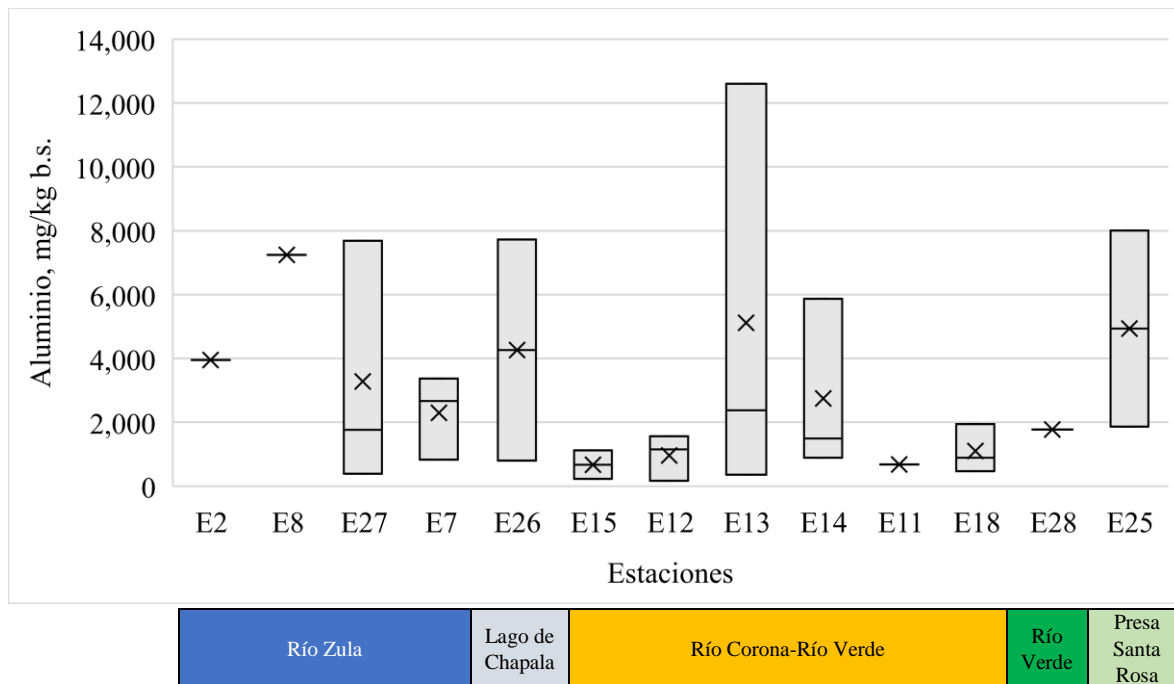
<sup>2</sup> En cursivas se describen los elementos de la lista que son metaloides.

### 6.1. Aluminio

El lirio acuático ha sido estudiado como una planta con una gran tolerancia y capacidad de remover Al en ambientes acuáticos con alto nivel de contaminación por este metal en particular (Jayaweera et al., 2007). En México se tiene evidencia de que el Al fue encontrado en concentraciones importantes en las plantas de lirio acuático que crecen en los canales de riego de Xochimilco (Carrión et al., 2012). Tal como fue reportado en los informes previos el Al es uno de los elementos más abundantes en la naturaleza tal como se observa igualmente en las muestras de agua y sedimentos tomadas en los puntos seleccionados de la cuenca del Río Santiago-Guadalajara. Fenómeno que se ha encontrado igualmente en cuencas aledañas tal como ha sido reportado en artículos los informes previos (de Anda-Sánchez et al., 2022a, 2022b).

El Al absorbido en el lirio acuático extraído se encontró en todas las estaciones donde se tomaron muestras de lirio acuático alcanzando valores de concentración promedio de [Al]:  $2,853.01 \pm 3,132.99$  mg·kg<sup>-1</sup> b. s. Cabe destacar que la muestra que tuvo el mayor nivel de

bioacumulación de este elemento se presentó en la estación E13 localizada en el Río Santiago en el Salto de Juanacatlán alcanzando una concentración de 12,600.00 mg·kg<sup>-1</sup> b. s. La Figura 6.1 muestra las diferencias encontradas espacialmente en las muestras tomadas en cada una de las estaciones donde se observó presencia de la planta. Los valores de concentración de Al encontrados muestran que efectivamente esta planta tiene una gran capacidad de absorción y bioacumulación tal como fue descrito por Jayaweera et al. (2007). La NOM-004-SEMARNAT-2002 no especifica los límites máximos permisibles del Al como contaminante para su aprovechamiento y disposición final.

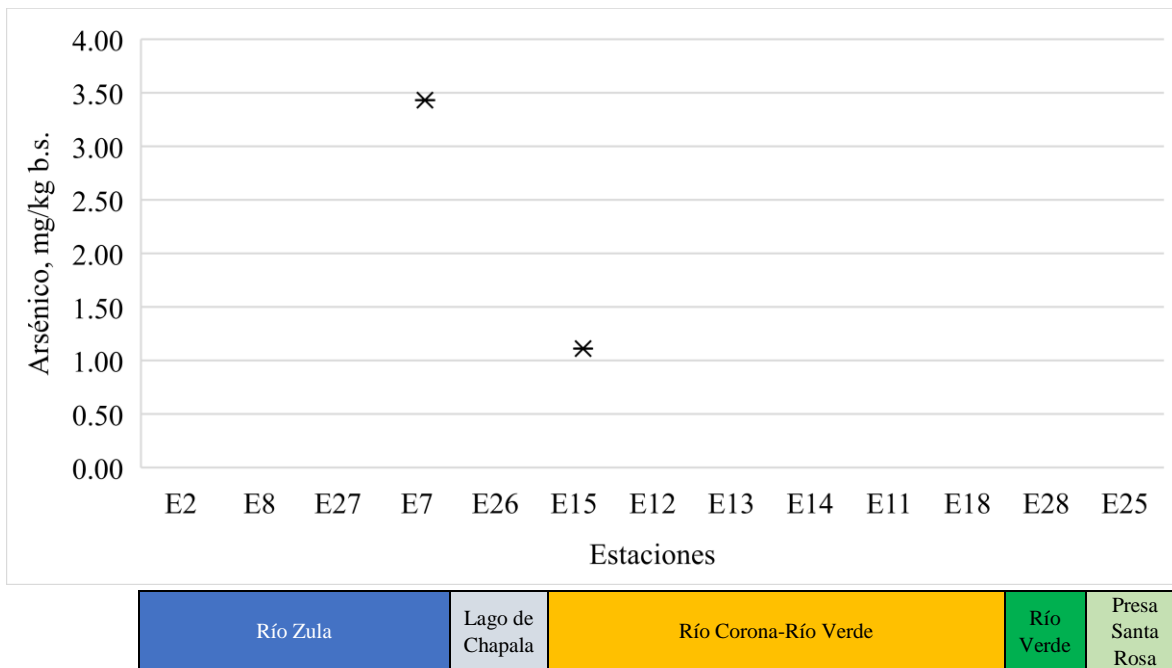


**Figura 6.1.** Concentraciones promedio de Al en muestras de lirio acuático tomadas en corrientes fluviales seleccionadas del Río Santiago-Guadalajara.

## 6.2. Arsénico

El lirio acuático ha demostrado ser excelente en el proceso de bioacumulación de As por lo cual se le ha considerado como una alternativa eficiente en procesos de fitoremedación como alternativa para la remoción de este elemento en medios acuáticos contaminados. El trabajo publicado Alvarado et al. (2008) muestra que el lirio acuático tuvo una tasa de remoción de 600 mg As/ha·d y una recuperación de remoción de 18%, bajo las condiciones del ensayo. Por otra parte, Souza et al. (2018) muestran que la planta fue capaz de bioacumular hasta 498.4 mg·kg<sup>-1</sup> de As (base seca) en su tejido vegetal y reducir el 83% de la concentración inicial presente en el medio acuoso donde fue cultivada.

En las muestras de lirio acuático tomadas en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara, se logró identificar presencia de As absorbido en el lirio acuático extraído únicamente en la estación del Río Zula localizada en Ocotlán (E7) y en la Presa Corona en Poncitlán (E15). La concentración promedio encontrada de [As]:  $2.27 \pm 1.64 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ b. s.}$ , siendo la máxima observada de  $3.43 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ b. s.}$  El valor máximo permisible de As acuerdo con la NOM-004-SEMARNAT-2002 para su uso y disposición como lodos o biosólidos es de  $41.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ b. s.}$  pudiendo alcanzar hasta  $75.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ b. s.}$



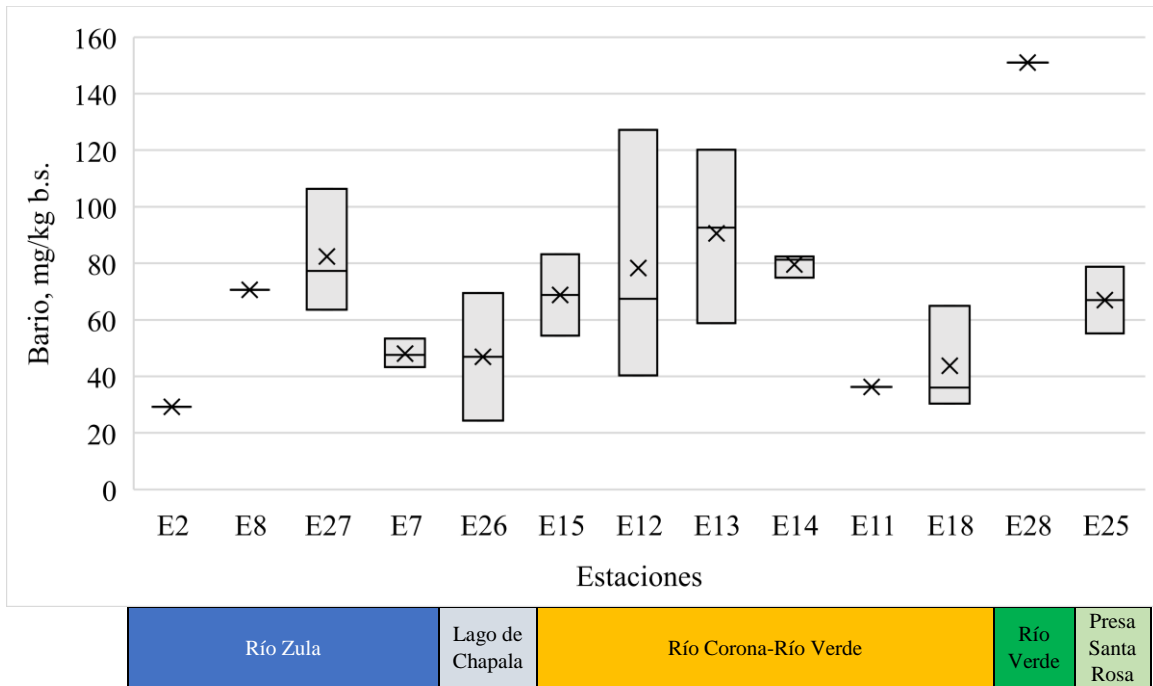
**Figura 6.2.** Concentraciones promedio de As en muestras de lirio acuático tomadas en corrientes fluviales seleccionadas del Río Santiago-Guadalajara.

### 6.3. Bario

Son pocos los trabajos en donde se reporta la presencia de Bario (Ba) bioacumulado en lirio acuático. En el trabajo publicado por Romanova (2016) se reporta haber observado concentraciones bioacumuladas de Ba en la planta mayores a los  $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ b. s.}$  mostrando con ello la gran capacidad de la planta en bioacumular este elemento traza en cuerpos de agua contaminados por actividades de minería.

En la cuenca del Río Santiago-Guadalajara, este elemento se encontró absorbido en el lirio acuático extraído en todas las estaciones alcanzando un valor promedio de [Ba]:

68.58±30.67 mg.kg<sup>-1</sup> b. s. siendo el valor más alto reportado en la estación E28 localizada en Amatitán en donde una medición dio como resultado el valor de 151.00 mg.kg<sup>-1</sup> b. s. Sin embargo, de forma consistente se presentó en las estaciones localizadas en el Río Zula (E27), en el Río Santiago en las estaciones de El Salto-Juanacatlán (E12, E13, E14), en la cuenca de El Ahogado (E18), así como en el Río Los Sabinos en Hostotipaquillo (ver Figura 6.2). La NOM-004-SEMARNAT-2002 no especifica los límites máximos permisibles del Ba como contaminante para su aprovechamiento y disposición final.



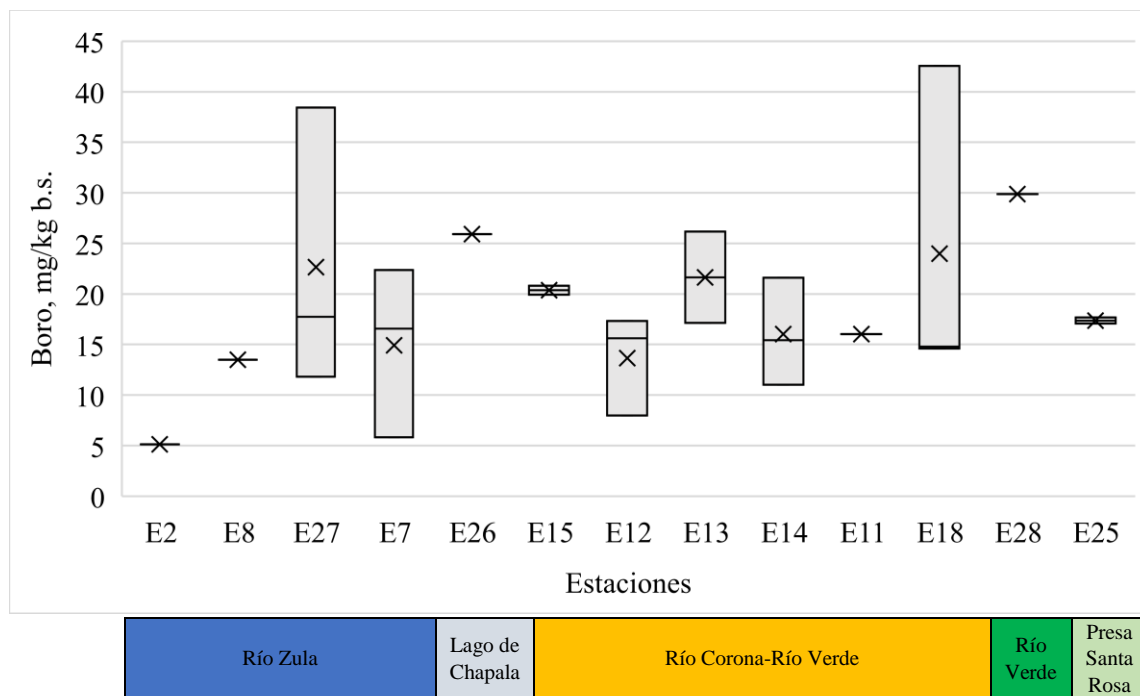
**Figura 6.2.** Concentraciones promedio de Ba en muestras de lirio acuático tomadas en corrientes fluviales seleccionadas del Río Santiago-Guadalajara.

#### 6.4. Boro

El Boro no es un elemento traza que se tenga observado como objetivo en los estudios de bioacumulación de metales pesados y metaloides en el lirio acuático que crece en canales, ríos o lagos. Existen algunos trabajos que lo reportan como un elemento que se bioacumula en planta acuáticas y que forma parte esencial para el desarrollo de estas (Lalitha et al., 2012). Sin embargo, igualmente se ha estudiado como una planta con potencial para remover el Boro que está presente en sistemas acuáticos de agua dulce como contaminante por medio de humedales construidos (Almeida et al., 2019).

Se reportó previamente que el B absorbido en el lirio acuático extraído se encuentra presente en todas las estaciones en donde se monitoreó calidad del agua en la cuenca del Río

Santiago-Guadalajara (de Anda-Sánchez et al., 2022a). Sin embargo, las concentraciones reportadas en agua no sobrepasaron los umbrales establecidos en los criterios nacionales e internacionales para la protección de la vida acuática. En el caso de las muestras analizadas de lirio acuático se encontraron concentraciones relativamente altas de este elemento traza [B]:  $18.57 \pm 8.70 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  b. s. siendo el valor máximo reportado en la estación localizada en el Arroyo El Ahogado (E18) con una concentración de  $42.56 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  b. s. (ver Figura 6.4). Por otra parte, la NOM-004-SEMARNAT-2002 no especifica los límites máximos permisibles del B como contaminante para su aprovechamiento y disposición final.



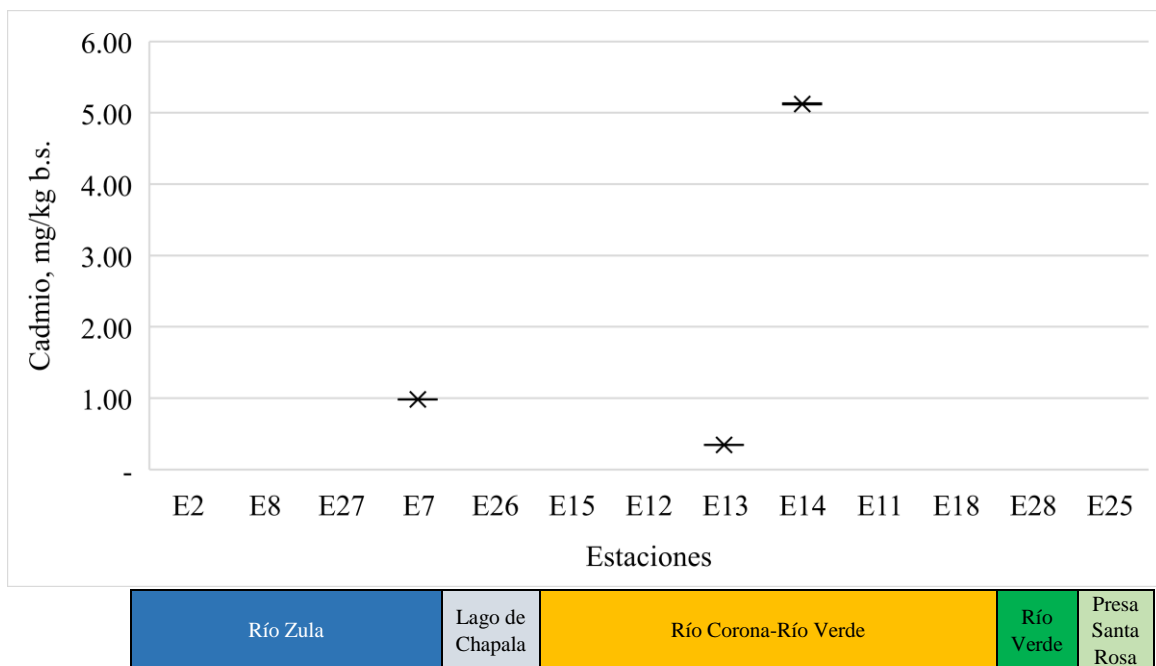
**Figura 6.3.** Concentraciones promedio de B en muestras de lirio acuático tomadas en corrientes fluviales seleccionadas del Río Santiago-Guadalajara.

### 6.5. Cadmio

Para estudiar la bioconcentración de cadmio en lirio acuático Ding et al. (1994) expusieron las plantas a agua que contenía  $0.02 \mu\text{g}$  de  $\text{Cd}^{2+} \cdot \text{mL}^{-1}$  durante largos períodos de tiempo. Tomaron muestras de tres cepas de varias exposiciones durante un período de 30 días para los análisis de Cd y grupo tiol (-SH). Los datos que obtuvieron mostraron que la planta concentra Cd principalmente en las raíces y que la absorción de cadmio es proporcional al aumento del contenido de grupos tiol. El estudio realizado por Lu et al. (2004) estudiaron la fitoacumulación de metales pesados, Cd y Zn, en cada parte del lirio acuático. Los lirios acuáticos se cultivaron en agua del grifo, que se complementó con 0.5, 1, 2 y  $4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  de Cd,

y se cosecharon por separado después de 0, 4, 8 y 12 días. El experimento mostró que las plantas tratadas con  $4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  de Cd acumularon la mayor concentración de metal en raíces ( $2044 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b. s.) y brotes ( $113,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b. s.) después de 8 días. El valor máximo del factor de bioconcentración para Cd fue de  $622.3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b. s., lo que sugiere que el lirio acuático acumula de forma moderada el Cd y podría usarse para tratar agua contaminada con bajas concentraciones de Cd.

En este trabajo, el cadmio absorbido en el lirio acuático extraído solo se observó en tres estaciones de forma esporádica en concentraciones relativamente bajas en las del Río Zula en Ocotlán (E7) la del Río Santiago en El Salto de Juanacatlán (E13) y la estación del Río Santiago en El Salto-Juanacatlán (E14). La concentración promedio en las muestras con presencia positiva de cadmio dio como resultado [Cd]:  $2.89 \pm 2.59 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b. s. siendo la máxima observada de  $5.13 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b. s. en la estación E14. (ver Figura 6.5). El valor máximo permisible de Cd acuerdo con la NOM-004-SEMARNAT-2002 para su uso y disposición como lodos o biosólidos es de  $39.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b. s. pudiendo alcanzar hasta  $85.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b. s.



**Figura 6.5.** Concentraciones promedio de Cd en muestras de lirio acuático tomadas en corrientes fluviales seleccionadas del Río Santiago-Guadalajara.

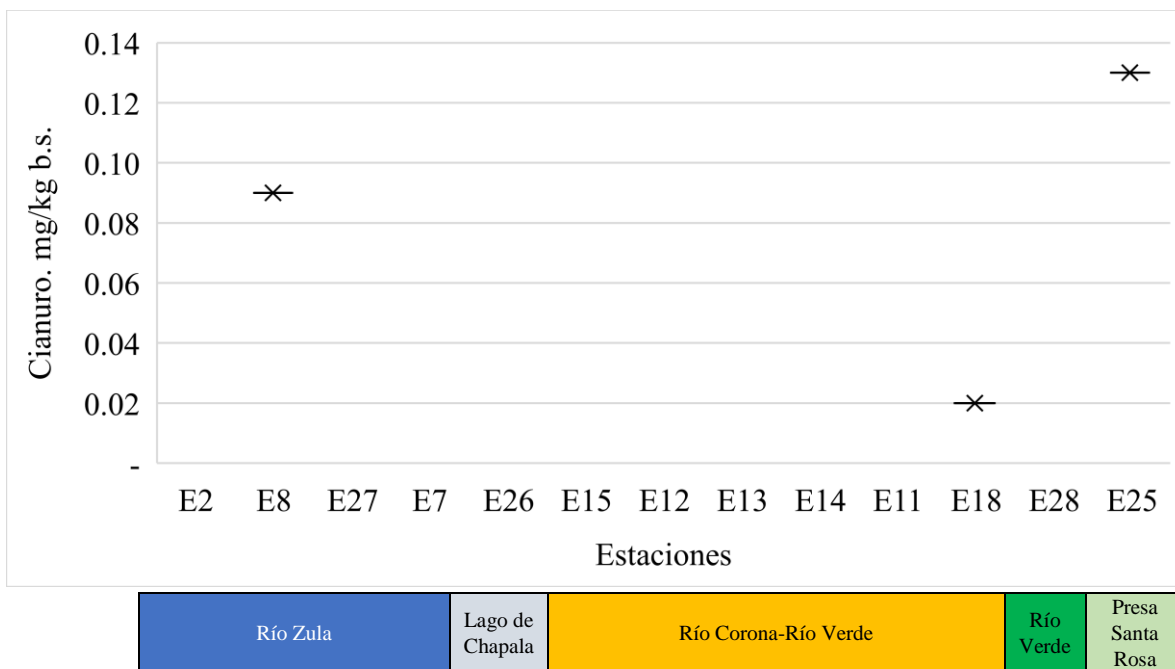
## 6.6. Cianuro

Aunque el cianuro es altamente tóxico, es económicamente atractivo para extraer oro de cuerpos minerales que contienen solo unos pocos gramos por cada 1000 kg de material



procesado. La mayor parte del cianuro utilizado en la minería industrial se maneja sin consecuencias devastadoras observables, pero en la minería informal a pequeña escala, el uso está mal regulado y el tratamiento de los desechos es insuficiente (Ebel et al., 2007). El cianuro en los efluentes de estas últimas minas posiblemente podría ser removido por el lirio acuático debido a su alta producción de biomasa, amplia distribución y tolerancia al cianuro ( $\text{CN}^-$ ) y metales (Ebel et al., 2007). En el trabajo de Ebel et al. (2007) la fitotoxicidad y capacidad de remoción del cianuro de sodio de *E. crassipes*. El análisis espectrofotométrico indicó que el cianuro en el rango de 5.8 y 10  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  se eliminó por completo después de 23-32 h. Los resultados de Ebel et al., (2007) indican que *E. crassipes* podría ser útil en el tratamiento de efluentes de cianuro de minas de oro a pequeña escala.

En este trabajo, el  $\text{CN}^-$  absorbido en el lirio acuático extraído solo se observó en tres estaciones de forma esporádica en concentraciones relativamente bajas en el Arroyo Chico del bajo Zula (E8), en la estación del Arroyo El Ahogado (E18) y la estación del Río Los Sabinos (E25). La concentración promedio en las muestras con presencia positiva de cianuro dio como resultado  $[\text{CN}^-]$ :  $0.08 \pm 0.06 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b. s. siendo la máxima observada de  $0.13 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b. s. en la estación E25. (ver Figura 6.5). La NOM-004-SEMARNAT-2002 no especifica los límites máximos permisibles del  $\text{CN}^-$  como contaminante para su aprovechamiento y disposición final.

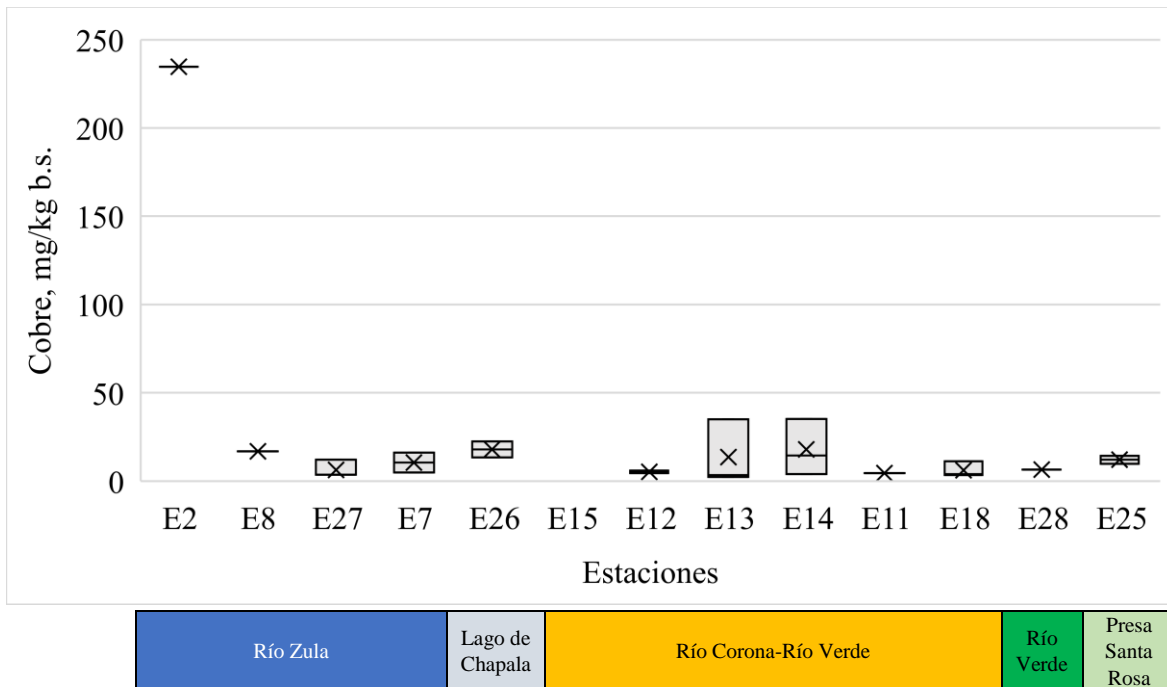


**Figura 6.6.** Concentraciones promedio de  $\text{CN}^-$  en muestras de lirio acuático tomadas en corrientes fluviales seleccionadas del Río Santiago-Guadalajara.

## 6.7. Cobre

Melignani et al., (2015) desarrollaron un estudio con el objetivo de evaluar el crecimiento del lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) y su capacidad de acumular Cu de aguas contaminadas con altas concentraciones de Cu y una mezcla de otros contaminantes bajo exposición a corto plazo, con el fin de utilizar esta especie para la remediación de sitios altamente contaminados. Se realizaron dos experimentos hidropónicos bajo condiciones de invernadero durante 7 días. Uno de ellos consistió en cultivar lirio acuático en solución de Hoagland suplementada con 15 o 25 mg Cu·L<sup>-1</sup> y un control. El otro contenía lirio acuático creciendo en agua de río contaminada suplementada con 15 mg Cu·L<sup>-1</sup> y un control. Los resultados muestran que el Cu se acumuló principalmente en las raíces. La concentración máxima de Cu fue de 23,387.2 mg/kg b. s. en el tratamiento de 25 mg Cu·L<sup>-1</sup> en solución de Hoagland. La translocación de Cu de las raíces a las hojas fue baja. La mezcla de 15 mg Cu·L<sup>-1</sup> con agua contaminada no pareció tener efectos tóxicos sobre el jacinto de agua. Esta planta mostró una notable capacidad de absorción bajo concentraciones elevadas de Cu en una mezcla de contaminantes similar a los efluentes industriales puros en un corto tiempo de exposición. Este resultado no ha sido reportado antes, hasta donde sabemos. Esta especie es apta para la fitorremediación de aguas sujetas a vertidos de efluentes industriales mixtos con concentraciones elevadas de Cu ( $\geq 15$  mg Cu·L<sup>-1</sup>), así como aguas residuales domésticas ricas en nutrientes.

En este trabajo, el Cu absorbido en el lirio acuático extraído se observó en todas las estaciones excepto la estación de la Presa Corona en Poncitlán (E15). Sin embargo, la presencia de Cu en las demás estaciones fue relativamente baja con una concentración promedio de [Cu]:  $20.81 \pm 47.56$  mg·kg<sup>-1</sup> b. s. siendo la máxima concentración observada la de la estación E8 con 234.70 mg·kg<sup>-1</sup> b. s. Este valor máximo observado en esta estación pudiera tratarse de un valor atípico. La NOM-004-SEMARNAT-2002 no especifica los límites máximos permisibles del Cu como contaminante para su aprovechamiento y disposición final.



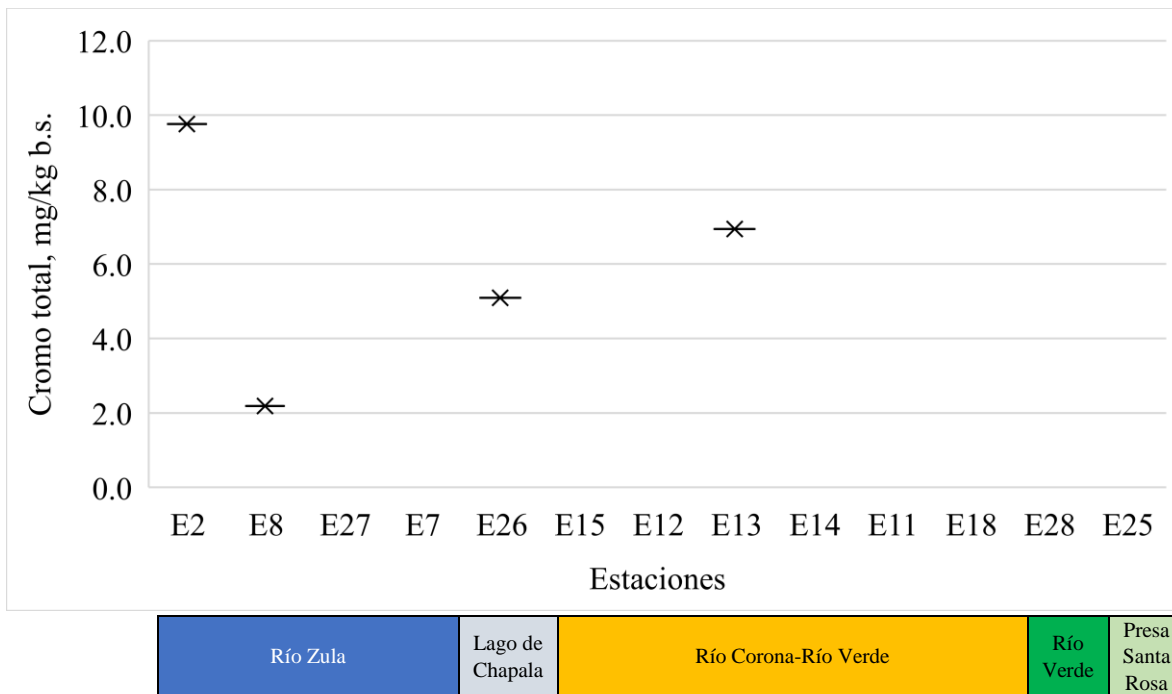
**Figura 6.7.** Concentraciones promedio de Cu en muestras de lirio acuático tomadas en corrientes fluviales seleccionadas del Río Santiago-Guadalajara.

### 6.8. Cromo

Las plantas pueden remover metales de sistemas acuosos basándose en estrategias como la exclusión del metal; o mediante su acumulación en hojas y pseudotallos en forma no tóxica. Andrade-Ruiz et al. (2020) evaluaron la capacidad de fitosorción y translocación de *Eichhornia crassipes*, exponiéndola a soluciones de Cr(VI) de 5, 10, 25 y 50 mg·L<sup>-1</sup>. Las unidades experimentales consistieron en envases de vidrio conteniendo 0.5 L de efluente sintético, fertilizante y una planta por envase. Estos se mantuvieron con intensidad luminosa 106±23 μmol quanta m<sup>-2</sup>·s<sup>-1</sup>, y periodos luz: oscuridad 12:12h, y 28±2°C. Se realizó la determinación de Cr(VI) en el medio al inicio y cada 24h, durante 10 días. El Cr(total) en las plantas se determinó al final del tratamiento. Se obtuvo una remoción del 98,0 y 97,1% en los tratamientos a 5 y 10 mg Cr(VI)L<sup>-1</sup>, respectivamente. Las plantas presentaron una bioacumulación eficiente del metal, siguiendo un mecanismo de exclusión que permite que no sea afectado su aparato fotosintético durante el tratamiento (Andrade-Ruiz et al., 2019).

En las muestras de lirio acuático tomadas en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara, se logró identificar presencia de Cr absorbido en el lirio acuático extraído en las estaciones de la subcuenca del Río Zula localizadas en el Arroyo El Teratán (E2) y Arroyo Chico (E8); en la estación localizada en la subcuenca del Lago de Chapala-Río Santiago (E26), y la localizada en el Río Santiago en El Salto-Juanacatlán (E13). La concentración promedio encontrada de [Cr]: 6.00±3.18 mg·kg<sup>-1</sup> b. s., siendo la máxima observada de 9.76 mg·kg<sup>-1</sup> b.

s. El valor máximo permisible de Cr acuerdo con la NOM-004-SEMARNAT-2002 para su uso y disposición como lodos o biosólidos es de  $1,200.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b. s. pudiendo alcanzar hasta  $3,000.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b. s.



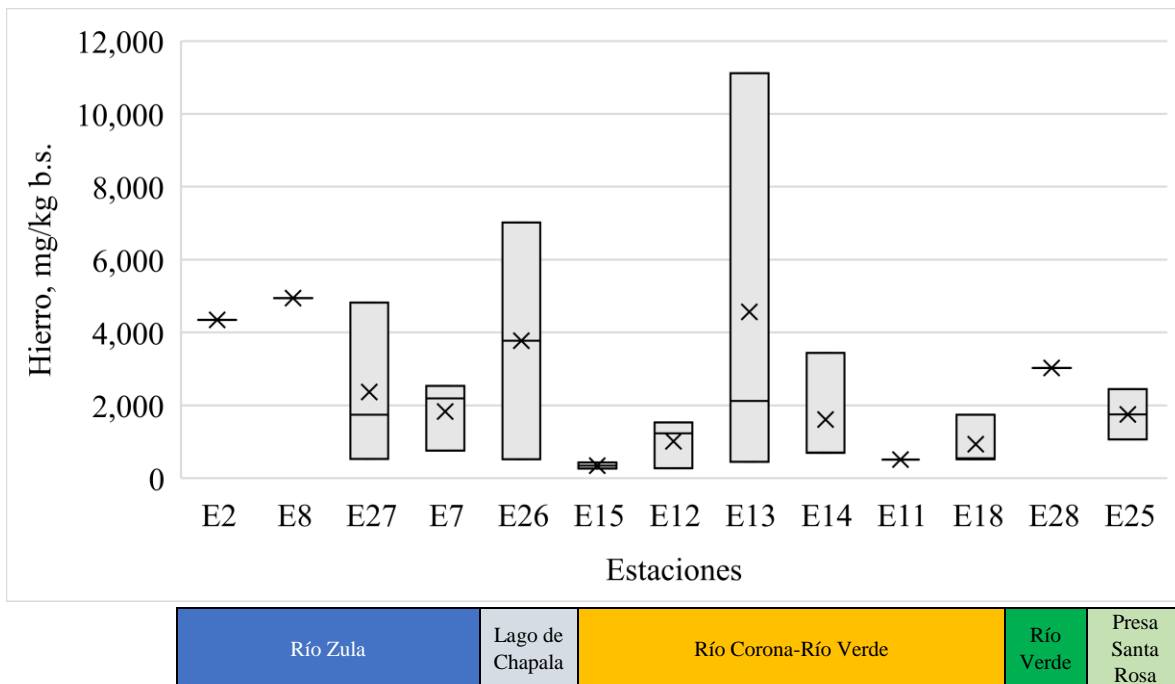
**Figura 6.8.** Concentraciones promedio de Cr en muestras de lirio acuático tomadas en corrientes fluviales seleccionadas del Río Santiago-Guadalajara.

### 6.9. Hierro

Ndimele et al. (2014) llevaron a cabo un estudio para investigar la capacidad del lirio acuático (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.) para absorber y translocar hierro (Fe) y cobre (Cu). El estudio se realizó con tres gradientes de concentración de Fe y Cu a 10, 15, y 20  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  y control (sin metal). Todo el montaje se llevó a cabo por triplicado y el experimento duró 12 semanas. Los resultados mostraron que el hierro (Fe) tuvo el valor más alto de acumulación en la raíz ( $11.22\pm 6.69 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), mientras que el cobre (Cu) tuvo el valor más alto en la hoja ( $3.80\pm 0.12 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) ambos ocurrieron en tratamiento enriquecido con 20  $\text{mg}$  de metal  $\text{L}^{-1}$  de agua. El análisis estadístico mostró que hubo diferencia significativa ( $p < 0.05$ ) en la acumulación de metales entre los tratamientos. Los valores del Factor de Translocación (TF) para Fe variaron de  $0.49\pm 0.57$  a  $0.68\pm 0.27$  en hoja y  $0.64\pm 0.17$  a  $0.77\pm 0.18$  en el tallo mientras que los valores de FT para Cu variaron de  $0.78\pm 0.08$  a  $1.12\pm 0.12$  en hoja y  $0.72\pm 0.32$  a  $1.09\pm 0.19$  en el tallo. Esto revela que Cu tenía una mejor capacidad de translocación que Fe. Los valores más altos del Factor de Bioconcentración (FBC) para Fe y Cu fueron  $2.32\pm 0.65$  a 20  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  y  $0.72\pm 0.01$  a 15  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  obtenidos en la raíz y hoja respectivamente,

indicando que el potencial de acumulación de Fe por parte del jacinto de agua es superior a Cu. Entonces, de acuerdo con las capacidades de acumulación de la planta investigada (*Eichhornia crassipes*), este estudio mostró que la planta resultó ser una candidata prometedora para la fitorremediación y adecuada para los programas de biomonitoreo de aguas contaminadas.

Las cantidades de Fe encontradas en las muestras de lirio acuático tomadas en las estaciones seleccionadas de la cuenca del Río Santiago-Guadalajara son muy superiores que las reportadas en la literatura. Se ha discutido previamente que los elementos que en cantidades traza se encuentran en mayores concentraciones en la fase acuosa y sedimentos del río son el Al>Fe>Mn y esta relación queda igualmente establecida en las muestras analizadas de lirio acuático en donde la concentración promedio encontrada de [Fe]:  $2,166.33 \pm 2,487.06 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ b. s.}$ , siendo la máxima observada de  $11,120.00 \text{ mg} \cdot \text{kg} \text{ b. s.}$  La NOM-004-SEMARNAT-2002 no especifica los límites máximos permisibles del Fe como contaminante para su aprovechamiento y disposición final.



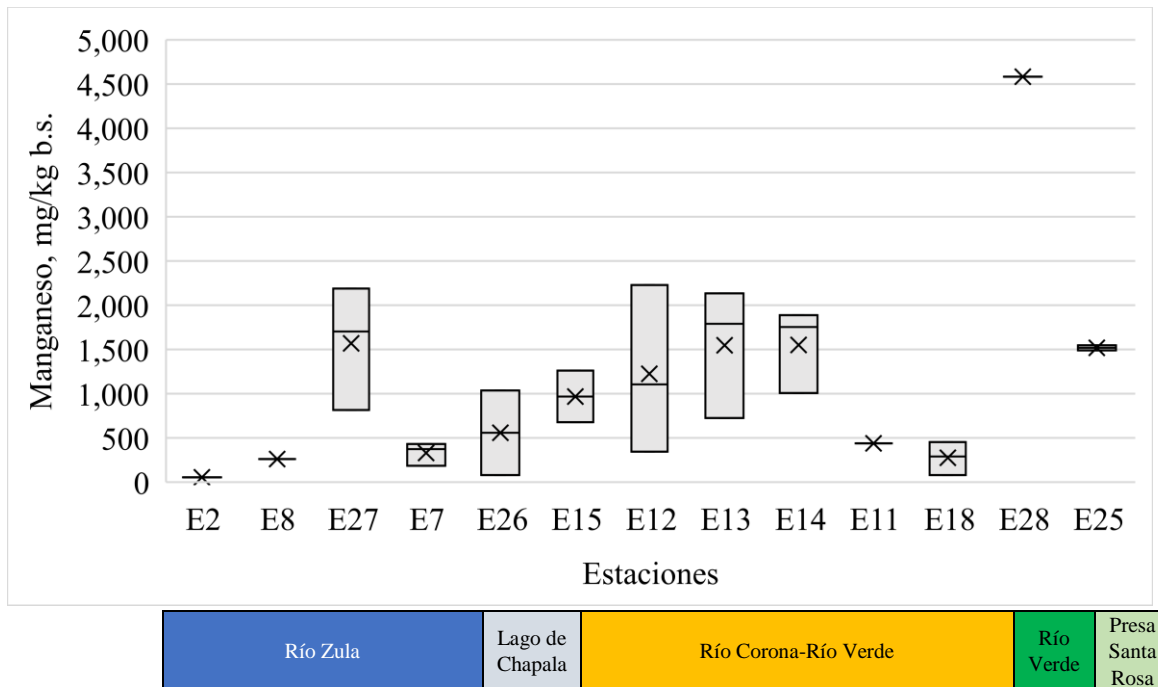
**Figura 6.9.** Concentraciones promedio de Fe en muestras de lirio acuático tomadas en corrientes fluviales seleccionadas del Río Santiago-Guadalajara.

## 6.10. Manganeso

Kularatne et al. (2009) analizan los mecanismos clave involucrados en la eliminación de 1.0 mg/L de Mn de las aguas residuales sintéticas en humedales construidos que comprenden lirio acuático (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) cultivado bajo diferentes niveles de nutrientes de 1 vez (28 mg·L<sup>-1</sup> y 7,7 mg·L<sup>-1</sup> de nitrógeno y fósforo totales, respectivamente), 2 veces, 1/4 veces y 1/8 veces. Se realizó un balance de masa para evaluar los mecanismos de remoción de llaves. La fitorremediación principalmente debido a la fitoextracción contribuyó sustancialmente a la eliminación de manganeso. Sin embargo, la precipitación química estuvo ausente, lo que sugiere que el manganeso tiene una mayor solubilidad en las condiciones de pH promedio dadas (6.2 a 7.1) en humedales construidos. Los mecanismos de inmovilización mediados por bacterias tampoco contribuyeron a la eliminación de manganeso. Los sedimentos constituyeron un sumidero menor de manganeso, lo que implica que el manganeso tiene un pobre potencial de adsorción. Los humedales construidos que contienen jacinto de agua son efectivos para eliminar el manganeso de las aguas residuales a pesar de que las plantas se cultivan en condiciones de mayor o menor cantidad de nutrientes.

Las cantidades de Mn encontradas en las muestras de lirio acuático tomadas en las estaciones seleccionadas de la cuenca del Río Santiago-Guadalajara son muy superiores que las reportadas en la literatura. Se ha discutido previamente que los elementos que en cantidades traza se encuentran en mayores concentraciones en la fase acuosa y sedimentos del río son el Al>Fe>Mn y esta relación queda igualmente establecida en las muestras analizadas de lirio acuático.

La concentración promedio encontrada en las muestras analizadas fue de [Mn]: 1,103.60±983.44 mg·kg<sup>-1</sup> b. s., siendo la máxima observada de 4,583.00 mg·kg<sup>-1</sup> b. s. La NOM-004-SEMARNAT-2002 no especifica los límites máximos permisibles del Mn como contaminante para su aprovechamiento y disposición final.



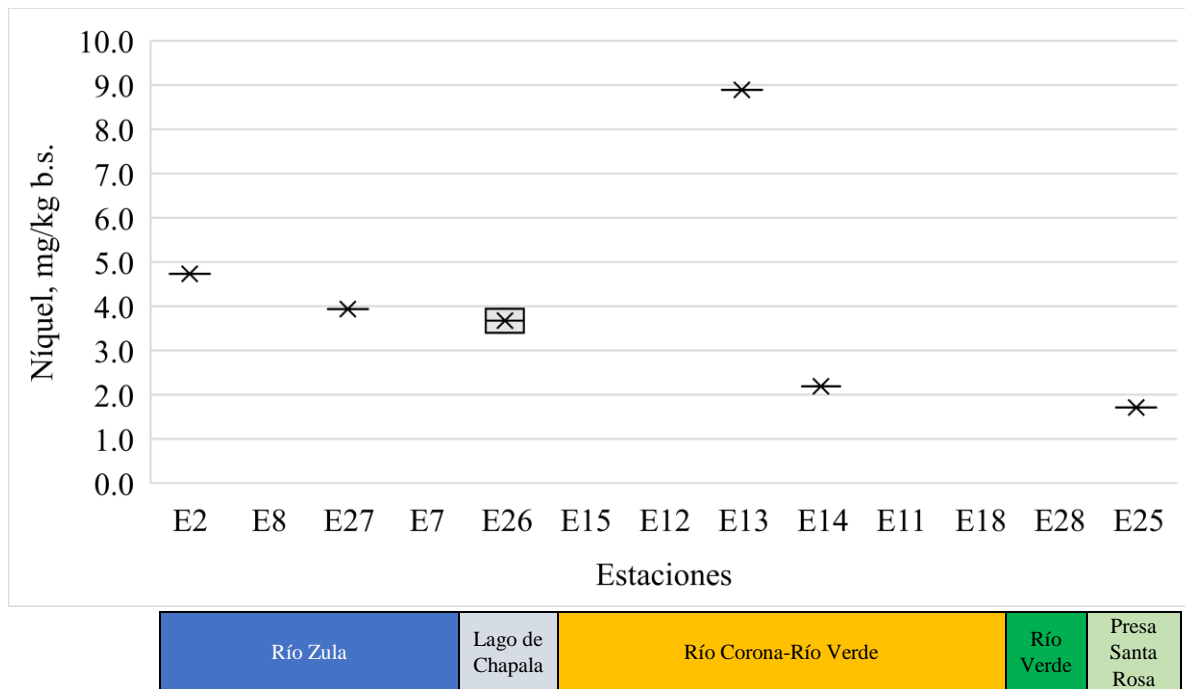
**Figura 6.10.** Concentraciones promedio de Mn en muestras de lirio acuático tomadas en corrientes fluviales seleccionadas del Río Santiago Guadalajara.

### 6.11. Níquel

Hussain, et al. (2015) desarrollaron un estudio para comparar la fitorremoción de Ni<sup>++</sup> del suelo y en las aguas residuales. Para la medición de la fitorremoción del suelo, se utilizó *E. crassipes* en un experimento en maceta. Los resultados mostraron la eliminación de (Ni) 24.23 µg/g de peso seco de la planta y los cálculos de nivel grande muestran la eliminación de 3,449.76 kg/ha de suelo, lo que corresponde a 25 µg/g del Ni<sup>++</sup> añadido. En el segundo experimento, se utilizó solución de Hoagland contaminada con Ni<sup>++</sup> para el crecimiento hidropónico del jacinto de agua. El resultado del experimento hidropónico mostró la fitorremoción de Ni<sup>++</sup> de aguas residuales contaminadas con Ni<sup>++</sup>; la remoción máxima fue de 1.954 µg/g de peso seco. En el tercer experimento, se utilizó ceniza de jacinto de agua para la adsorción y desorción de Ni<sup>++</sup>. La capacidad de adsorción fue de 1.978 µg/g de ceniza. Para la extracción (desorción) de Ni<sup>++</sup> se utilizó HNO<sub>3</sub> 3 M. La capacidad de desorción fue de 3.71 µg/g de ceniza. Los resultados del estudio comparativo muestran que el orden de la fitorremediación del níquel del suelo es mayor que el del agua por adsorción, que fue mayor que el del agua por estudio hidropónico. Para la fitorremoción de Ni<sup>++</sup> del suelo y el agua, la planta de jacinto de agua y su ceniza mostraron excelencia. El Ni<sup>++</sup> desorbido se puede utilizar en las industrias, p. en niquelado.

El Ni se encontró de forma esporádica y en bajas concentraciones en algunas muestras de lirio acuático de la cuenca. La concentración promedio encontrada en las muestras analizadas fue de [Ni]:  $4.11 \pm 2.35 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ b. s.}$ , siendo la máxima observada de  $8.89 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ b. s.}$  en la estación localizada sobre el Río Santiago en El Salto-Juanacatlán (E13).

El valor máximo permisible de Ni acuerdo con la NOM-004-SEMARNAT-2002 para su uso y disposición como lodos o biosólidos es de  $420.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ b. s.}$  pudiendo alcanzar hasta  $420.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ b. s.}$



**Figura 6.11.** Concentraciones promedio de Ni en muestras de lirio acuático tomadas en corrientes fluviales seleccionadas del Río Santiago Guadalajara.

## 6.12. Plomo

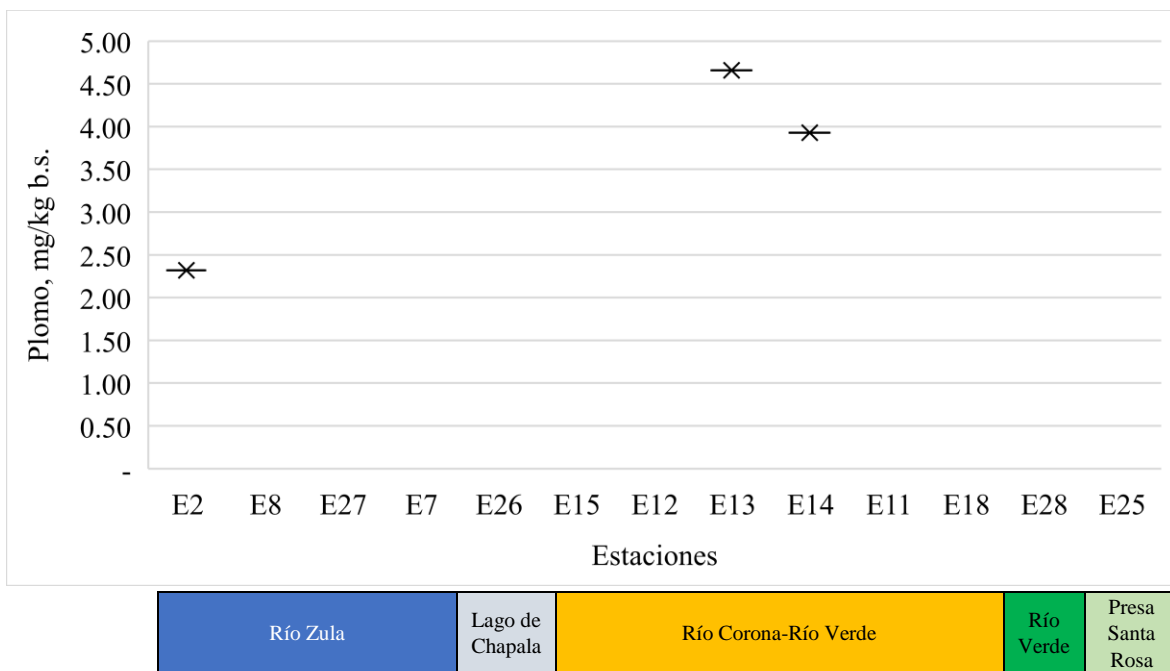
Liao y Cheng (2004) reportan que el lirio acuático es capaz de absorber y trasladar el cadmio (Cd), el plomo (Pb), el cobre (Cu), el zinc (Zn) y el níquel (Ni) en el tejido de la planta como raíz o brote. Sin embargo, es de 3 a 15 veces mejor ubicar los elementos en las raíces que en los brotes. Las plantas de jacinto de agua tenían una alta bioconcentración con bajas concentraciones de los cinco elementos. El trabajo de Liao y Cheng (2004) entre otros trabajos publicados posteriormente demuestra que el lirio acuático puede ser un candidato prometedor para eliminar los metales pesados en ambientes acuáticos contaminados. Esta planta también exhibió que el Pb se acumuló principalmente en las raíces y los contenidos



del pecíolo comparables a altas concentraciones que otras partes e inmersión prolongada (Singh et al., 2012; Sukumaran, 2013).

El Pb se encontró de forma esporádica y en bajas concentraciones en algunas muestras de lirio acuático tomadas en corrientes fluviales seleccionados de la cuenca. La concentración promedio encontrada en las muestras analizadas fue de [Pb]:  $5.72 \pm 4.28 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ b. s.}$ , siendo la máxima observada de  $11.97 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ b. s.}$  en la estación localizada sobre el Río Los Sabinos en Hostotipaquillo (E25) (ver Figura 6.12).

El valor máximo permisible de Pb acuerdo con la NOM-004-SEMARNAT-2002 para su uso y disposición como lodos o biosólidos es de  $300.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ b. s.}$  pudiendo alcanzar hasta  $840.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ b. s.}$ , por lo que las concentraciones de Pb encontradas en el lirio acuático si bien muestran un cierto grado de contaminación está aun está alejada de los límites permisibles establecidos por la norma oficial correspondiente.



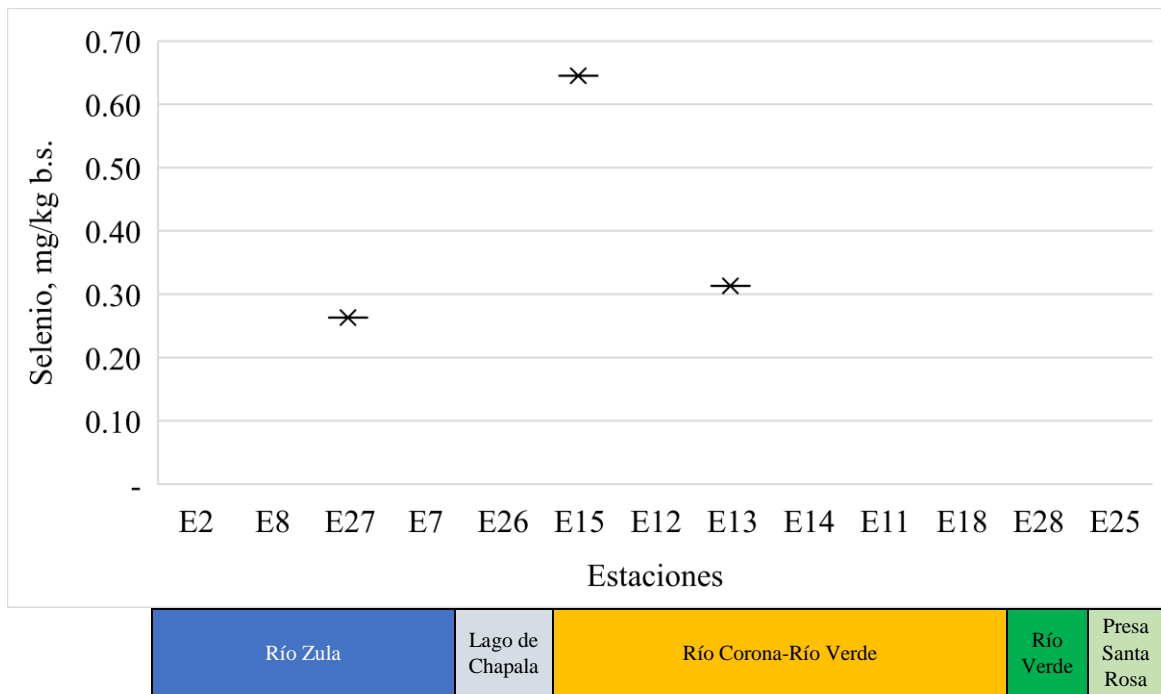
**Figura 6.12.** Concentraciones promedio de Pb en muestras de lirio acuático tomadas en corrientes fluviales seleccionadas del Río Santiago Guadalajara.

### 6.13. Selenio

Existen varios trabajos que muestran que el lirio acuático tiene la capacidad de absorber el Se de forma exitosa (Pal & Rai, 2010; Mane et al., 2011). Gracias a esta capacidad del lirio acuático de capturar el Se entre otros metales pesados se ha considerado como una planta

adecuada para procesos de fitoremediación de aguas contaminadas con este metaloide (Zhu et al., 1999).

El selenio (Se) se encontró de forma esporádica y en bajas concentraciones en algunas muestras de lirio acuático de la cuenca. La estación localizada en la cuenca baja del Río Zula (E27), en la estación de la Presa Corona en Poncitlán (E15), y en la estación localizada sobre el Río Santiago en El Salto-Juanacatlán (E13). La concentración promedio encontrada en las muestras analizadas fue de [Se]:  $0.41 \pm 0.21 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ b. s.}$ , siendo la máxima observada de  $0.65 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ b. s.}$  en la estación de la Presa Corona (E15). La NOM-004-SEMARNAT-2002 no especifica los límites máximos permisibles del Se como contaminante para su aprovechamiento y disposición final.



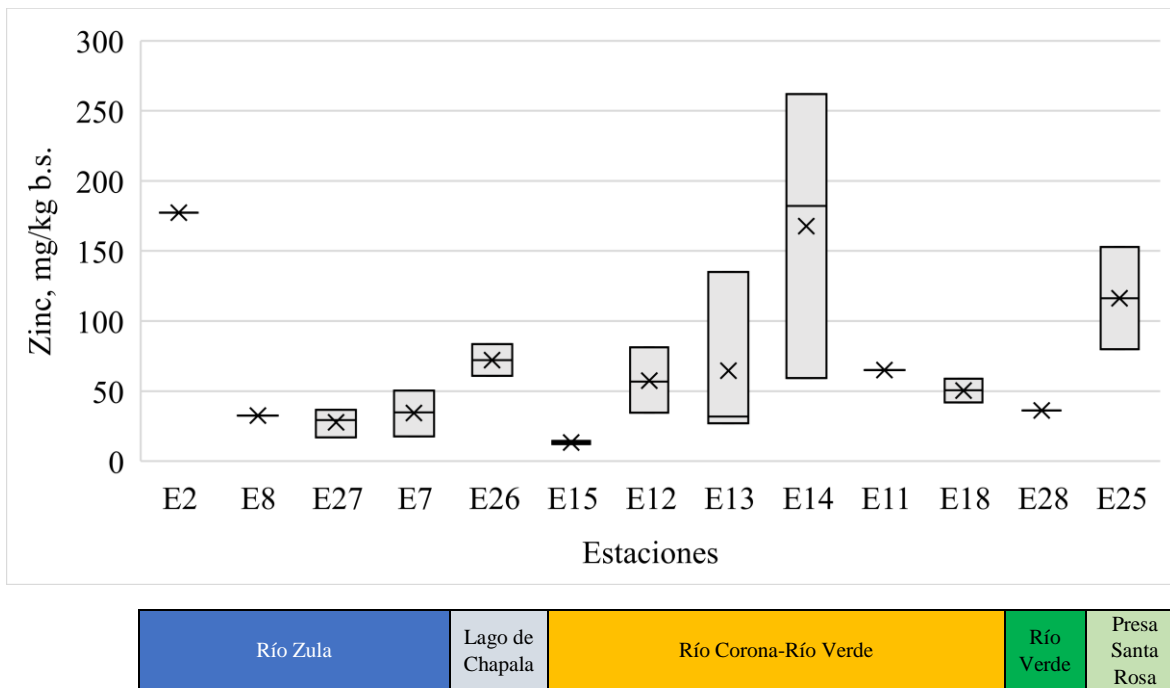
**Figura 6.13.** Concentraciones promedio de Se en muestras de lirio acuático tomadas en corrientes fluviales seleccionadas del Río Santiago Guadalajara.

#### 6.14. Zinc

Se ha mencionado previamente que el Zn entre otros metales pesados es absorbido de forma eficiente mediante procesos de fitorremediación usando el lirio acuático como planta emergente en sistemas de humedales artificiales (Liao et al., 2004; Lu et al., 2004; Singh et al., 2012). El Zn se encontró de forma recurrente y en bajas concentraciones en algunas muestras de lirio acuático tomadas en corrientes fluviales seleccionados de la cuenca. La concentración promedio encontrada en las muestras analizadas fue de [Zn]:  $69.81 \pm 60.88$

$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b. s., siendo la máxima observada de  $261.90 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b. s. en la estación localizada sobre el Arroyo Las Pintas (E14) en la cercanía de El Salto-Juanacatlán (ver Figura 6.14).

El valor máximo permisible de Zn de acuerdo con la NOM-004-SEMARNAT-2002 para su uso y disposición como lodos o biosólidos es de  $2,800.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b. s. pudiendo alcanzar hasta  $7,500.0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  b. s., por lo que las concentraciones de Zn encontradas en el lirio acuático si bien muestran un cierto grado de contaminación está aún está alejada de los límites permisibles establecidos por la norma oficial antes mencionada.

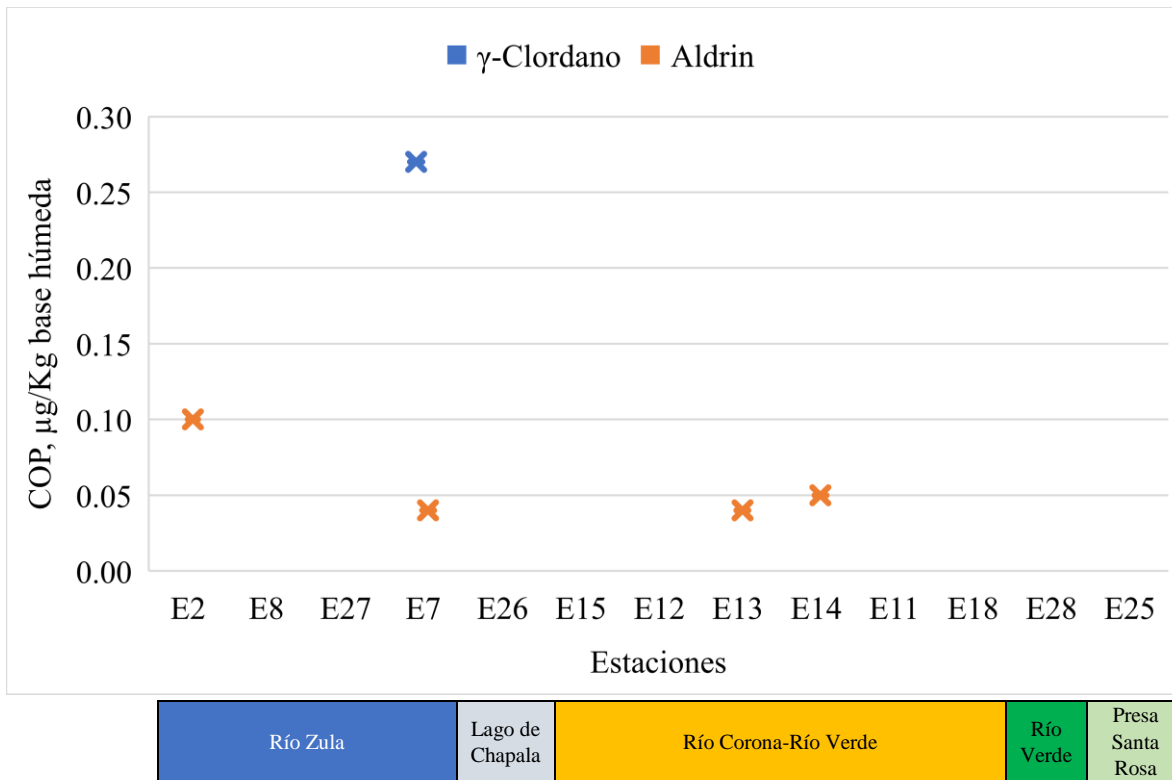


**Figura 6.14.** Concentraciones promedio de Zn en muestras de lirio acuático tomadas en corrientes fluviales seleccionadas del Río Santiago Guadalajara.

## 7. COMPUESTOS ORGÁNICOS SINTÉTICOS EN LIRIO ACUÁTICO

Aunque la determinación de las concentraciones de elementos traza y compuestos orgánicos en agua y sedimentos proporciona información crítica sobre el estado de la calidad del agua de un sitio y la exposición de la biota existente, es posible que las altas concentraciones en los sedimentos no se traduzcan en una alta disponibilidad biológica o bioacumulación (USGS, 1997). La bioacumulación de constituyentes es una función no solo de las concentraciones de contaminantes en el medio ambiente, sino también de la interacción de procesos físicos, químicos y biológicos que controlan la biodisponibilidad de elementos traza y compuestos orgánicos sintéticos. Los procesos de absorción pueden incluir (1) absorción directa de la solución a través de difusión, transporte activo o adsorción, (2) ingesta de alimentos, sedimentos o detritus y (3) adsorción de partículas en el exterior del organismo con o sin absorción subsiguiente (USGS, 1997, 1999). El estudio de la concentración de oligoelementos y compuestos orgánicos sintéticos en la biota identifica aquellos que están biodisponibles y, en última instancia, ayuda a los investigadores a comprender mejor su transporte y destino en los ecosistemas (USGS, 1997, 1999).

La Figura 7.1 muestra dos plaguicidas que se identificaron en algunas de las muestras de lirio acuático analizadas. Cabe destacar que los plaguicidas que se identificaron fueron el  $\gamma$ -Clordano y el Aldrín los cuales pertenecen a la lista de COP sancionados en el Convenio de Estocolmo por su alto nivel de peligrosidad para la salud humana, el medio ambiente, y la protección de los organismos acuáticos (COP, 2009). Se demuestra que los plaguicidas que previamente fueron identificados en la columna de agua experimentaron un proceso de bioacumulación en las plantas de lirio acuático. De esta forma, al terminar el ciclo de vida de la planta está se descompone en el fondo del río liberando nuevamente estos compuestos e integrándose nuevamente en los sedimentos y/o en la columna de agua para estar nuevamente biodisponibles para ser capturados por nuevos individuos de lirio acuático.



**Figura 7.1.** Concentraciones promedio de plaguicidas encontrados en muestras de lirio acuático tomadas en corrientes fluviales seleccionadas del Río Santiago Guadalajara

## 8. EVALUACIÓN DEL GRADO DE CONTAMINACIÓN

De acuerdo con el criterio de Håkanson (1980) para describir la contaminación de sustancias tóxicas en un lago o una subcuenca, podemos definir un factor de contaminación ( $C_f^i$ ) en consecuencia:

$$C_f^i = \frac{\bar{C}_{0-1}^i}{C_n^i}$$

Donde:

$\bar{C}_{0-1}^i$  = es el contenido medio de la sustancia ( $i = \text{PCB, Hg, Cd, Pb, As, Cr, Cu, Zn}$ ) de al menos 5 sitios de muestra que proporcionan una cobertura uniforme del área de acumulación. El valor debe ser dado en  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  b. s. (= ppm);

$C_n^i$  = el valor de referencia preindustrial para la sustancia.

### 8.1. Factor de contaminación

El factor de contaminación ( $C_f^i$ ) da cuenta de la contaminación de elementos individuales. Si  $C_{0-1}^i \geq C_f^i$  se puede definir la sustancia como contaminante o enriquecida; si  $C_{0-1}^i \leq C_f^i$  entonces el elemento no debe caracterizarse como contaminante en este contexto. La siguiente terminología se puede utilizar en este enfoque de índice de riesgo para obtener una forma uniforme de describir el factor de contaminación:

- a)  $C_f^i < 1 \rightarrow$  factor de contaminación bajo (que indica baja contaminación por sedimentos de la sustancia en cuestión);
- b)  $1 \leq C_f^i < 3 \rightarrow$  factor de contaminación moderado;
- c)  $3 \leq C_f^i < 6 \rightarrow$  factor de contaminación considerable;
- d)  $C_f^i \geq 6 \rightarrow$  factor de contaminación muy alto.

Con este enfoque, tenemos un factor de contaminación ( $C_f^i$ ), que da cuenta de la contaminación de elementos individuales de acuerdo con el requisito de concentración, y un valor de  $C_d$ , que da cuenta del total (el requisito de número) de la contaminación del sedimento dentro de una cuenca o lago. Los resultados del factor de contaminación ( $C_f^i$ ) para cada uno de los elementos traza considerados se muestra en la Tabla 8.1. Se presentan los resultados bajo dos escenarios “A” y “B” en donde en el escenario “A” se consideran todos los elementos traza evaluados no obstante que solamente dos de éstos cumplen con el requisito de Håkanson (1980) de contar con al menos 5 muestras en donde se tenga un resultado positivo de la presencia del elemento traza. El escenario “B” considera las condiciones reales en las cuales el número de muestras que dieron positivo fueron menores a 5 (As, Cd, Cr, Pb).

**Tabla 8.1.** Evaluación del grado de contaminación ( $C_d = \sum C_f^i$ ) por metales pesados del lirio acuático en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara (Håkanson, 1980).

Metal pesado	No. de muestras	$C_n^i$	$C_{0-1}^i$	$C_f^i$	$C_f^i$	<i>Factor de contaminación</i>
		$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ b. s.	$\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ b. s.	A	B	$C_f^i$
As	2	15.00	2.27	0.15	-	<i>Bajo</i>
Cd	4	1.00	2.89	2.89	-	<i>Bajo</i>
Cr	4	90.00	6.00	0.07	-	<i>Bajo</i>
Cu	24	50.00	20.21	0.40	0.40	<i>Bajo</i>
Pb	3	70.00	3.64	0.05	-	<i>Bajo</i>
Zn	28	175.00	68.61	0.39	0.39	<i>Bajo</i>
$C_d = \sum C_f^i$				<b>3.99</b>	<b>0.80</b>	

### 8.2. Determinación del grado de contaminación

La siguiente terminología se puede utilizar para describir el grado de contaminación ( $C_d$ ):

- $C_d < 8 \rightarrow$  bajo grado de contaminación;
- $8 \leq C_d < 16 \rightarrow$  grado moderado de contaminación;
- $16 \leq C_d < 32 \rightarrow$  grado considerable de contaminación.

De acuerdo con el criterio de Håkanson (1980) el grado de contaminación que representa el lirio acuático en las corrientes fluviales donde se tomaron muestras el grado de contaminación debido a la presencia de metales bioacumulados es ***bajo*** en cualquiera de los dos escenarios “A” o “B”.

### 8.3. Determinación del riesgo ecológico

El índice integral de riesgo ecológico potencial ( $IR$ ) es la suma de todos los valores de  $Er^j$  que se utiliza para expresar el riesgo ecológico potencial para un sistema acuático determinado. Para calcular el factor de respuesta tóxica de cada sustancia  $Tr^j$  (Ec. 2) es necesario conocer el índice de bioproducción para las corrientes fluviales monitoreadas del Río Santiago-Guadalajara. En este sentido Håkanson (1980, p. 991) propone algunos criterios para determinar el nivel trófico del cuerpo de agua basado en variables asociadas con la productividad primaria, transparencia del disco Secchi, volumen de algas, concentración de fósforo total y nitrógeno total. Conociendo del informe de calidad del agua que las concentraciones de  $[\text{NT}] > 1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  y  $[\text{PT}] > 0.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  en todas las estaciones monitoreadas, podemos entonces considerar un valor del índice de bioproducción  $[\text{IBP}]$ : 6.5-10.0. Bajo esta

consideración podríamos tener entonces los siguientes valores para cada una de las sustancias evaluadas (Tabla 8.2).

**Tabla 8.2.** Evaluación del índice integral de riesgo ecológico potencial (*IR*) del lirio acuático en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara (IBP=6.5).

<b>Metal pesado</b>	<b>IBP</b>	<b><math>Tr^i</math></b>	<b><math>C_f^i</math></b>	<b><math>Er^i</math></b>	<b><math>C_f^i</math></b>	<b><math>Er^i</math></b>
				<b>A</b>		<b>B</b>
<b>As</b>	6.50	10.00	0.15	1.51	-	-
<b>Cd</b>	6.50	171.03	2.89	494.95	-	-
<b>Cr</b>	6.50	11.40	0.07	0.76	-	-
<b>Cu</b>	6.50	28.50	0.40	11.52	0.40	11.52
<b>Pb</b>	6.50	28.50	0.05	1.48	-	-
<b>Zn</b>	6.50	5.70	0.39	2.24	0.39	2.24
<b><math>\sum Er^i = \sum Tr^i C_f^i</math></b>				<b>512.46</b>		<b>13.76</b>

**Tabla 8.3.** Evaluación del índice integral de riesgo ecológico potencial (*IR*) del lirio acuático en la cuenca del Río Santiago-Guadalajara (IBP=10).

<b>Metal pesado</b>	<b>IBP</b>	<b><math>Tr^i</math></b>	<b><math>C_f^i</math></b>	<b><math>Er^i</math></b>	<b><math>C_f^i</math></b>	<b><math>Er^i</math></b>
				<b>A</b>		<b>B</b>
<b>As</b>	10.00	10.00	0.15	1.51	-	-
<b>Cd</b>	10.00	212.13	2.89	613.91	-	-
<b>Cr</b>	10.00	14.14	0.07	0.94	-	-
<b>Cu</b>	10.00	35.36	0.40	14.29	0.40	14.29
<b>Pb</b>	10.00	35.36	0.05	1.84	-	-
<b>Zn</b>	10.00	7.07	0.39	2.77	0.39	2.77
<b><math>\sum Er^i = \sum Tr^i C_f^i</math></b>				<b>635.27</b>		<b>17.07</b>



De acuerdo con los resultados mostrados en las Tablas 8.2 y 8.3 bajo un escenario “A” en donde se considera que los resultados fueron positivos en al menos 5 muestras, el resultado que tendríamos es el de un riesgo ecológico considerable para la cuenca con una IBP = 6.5 y de muy alto riesgo ecológico para la cuenca con una IBP = 10.0. Sin embargo, apeándonos a los resultados obtenidos en donde solamente se Cu y Zn detectaron en más de 5 muestras de lirio acuático, en ambos escenarios el resultado es de **riesgo ecológico bajo para la cuenca**.

## 9. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

No obstante que se detectó presencia de metales pesados y metaloides en las muestras de lirio acuático analizadas, la concentración de los elementos regulados de acuerdo con la NOM-004-SEMARNAT-2002 se encuentra por debajo de los valores límite establecidos. Por otra parte, de acuerdo con el criterio Håkanson (1980) para evaluar el grado de contaminación que representan los metales pesados y metaloides acumulados en las plantas de lirio acuático es *bajo*. Asimismo, el cálculo del índice integral de riesgo ecológico potencial da como resultado un **riesgo ecológico bajo para la cuenca**. La presencia de importantes cantidades de metales como el Al, Fe, Mn, Ba, y B, no están considerados como de riesgo en ninguno de los criterios considerados para evaluar la contaminación. De acuerdo con los resultados previamente reportados la presencia en cantidades importantes de estos elementos se atribuye más a la composición natural de los sedimentos y su disolución en el medio acuoso, los cuales posteriormente quedan biodisponibles para ser capturados por la planta.

En cambio, se considera de mayor preocupación la presencia de tres plaguicidas COP regulados de acuerdo con el Convenio de Estocolmo y que fueron detectados en algunas de las muestras analizadas:  $\gamma$ -Clordano y Aldrín. Aunque estos plaguicidas se presentaron de forma aislada en algunas de las muestras, es necesario considerar que los límites de detección utilizados son relativamente altos comparados con los valores límite establecidos para la conservación de la vida acuática, por lo que se confirma que estos elementos están en cantidades importantes en el sistema fluvial de la cuenca. Se considera necesario desarrollar métodos analíticos específicos para detectar y cuantificar plaguicidas en cantidades del orden de nanogramos por kilogramo base húmeda en muestras de lirio acuático a fin de evaluar la posible presencia de los mismos en las plantas de lirio acuático que proliferan en lagunas de las estaciones de monitoreo consideradas en el estudio de evaluación de la contaminación del río.

El hecho de haber encontrado una migración de los plaguicidas encontrados en el ambiente acuático a las plantas, nos lleva a concluir que estos plaguicidas tienen movilidad potencial del sistema abiótico del río hacia los organismos bióticos del cuerpo de agua.

## 10. REFERENCIAS

- Almeida, A., Correia, P., Santini, M., Chaves, H., Durão, A., Carvalho, F., & Ribeiro, C. (2019). Boron removal from wastewater in a vertical flow constructed wetlands. The 9th International Scientific-Technical Conference on Environmental Engineering, Photogrammetry and Geoinformatics. 17-20 September 2019. Lublin, Poland. Book of Abstracts, p.21-22. Recuperado en 17 de junio de 2022, de <https://repositorio.ipbeja.pt/handle/20.500.12207/5203>
- Alvarado, S., Guédez, M., Lué-Merú, N. P., Nelson, G., Alvaro, A., Arroyo C. Jesús, & Gyula, Z. (2008). Arsenic removal from waters by bioremediation with the aquatic plants Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and Lesser Duckweed (*Lemna minor*). *Bioresource Technology*, 99(17), 8436-8440. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.02.051>.
- Andrade-Ruiz, Ch. E., Cáceres, A. B., Vera-Bonilla, A. L., Araujo, G., Ever Darío Morales-Avendaño (2020). Phytoaccumulation and translocation of chromium in *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* during the treatment of contaminated effluents. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia*, 43(1), 26-32. Recuperado en 18 de junio de 2022, de <https://www.redalyc.org/journal/6057/605764200006/html/>
- Anudechakul, Ch., Vangnai, A. S. & Ariyakanon, N. (2015). Removal of Chlorpyrifos by Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and the Role of a Plant-Associated Bacterium. *International Journal of Phytoremediation*, 17:7, 678-685, <https://doi.org/10.1080/15226514.2014.964838>
- Carrión, C., Ponce-de León, C., Cram, S., Sommer, I., Hernández, M., & Vanegas, C.. (2012). Aprovechamiento potencial del lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) en Xochimilco para fitorremediación de metales. *Agrociencia*, 46(6), 609-620. Recuperado en 07 de junio de 2022, de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1405-31952012000600007&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-31952012000600007&lng=es&tlng=es).
- Chapman, D. (1996). Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. World Health Organization. United Nations Environment Programme. Published by E&FN Spon, an imprint of Chapman & Hall, Second Edition. ISBN 0 419 21590 5 (HB) 0 419 21600 6 (PB). 609 p. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/41850>
- COP. (2009). Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP). Recuperado en 13 de junio de 2022, de [https://observatoriop10.cepal.org/sites/default/files/documents/treaties/stockholm\\_sp.pdf](https://observatoriop10.cepal.org/sites/default/files/documents/treaties/stockholm_sp.pdf)
- de Anda J., Gradilla-Hernández, M. S., Díaz-Torres, O., de Jesús Díaz-Torres, J., & de la Torre-Castro, L. M. (2019). Assessment of heavy metals in the surface sediments and sediment-water interface of Lake Cajititlán, Mexico. *Environ Monit Assess.*, 191(6),396. doi: 10.1007/s10661-019-7524-y.

- de Anda-Sánchez, J., Olvera-Vargas, L. A., & Lugo-Melchor, O. (2022a). *Consultoría para la generación del diagnóstico de calidad del agua en los ríos Santiago y Zula y sus afluentes como parte de la “Estrategia Integral para la recuperación del Río Santiago”*. Primera Parte: *Calidad del Agua*. Fondo Noroeste, A.C. (FONNOR), Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial (SEMADET). Guadalajara, Jalisco, México.
- de Anda-Sánchez, J., Olvera-Vargas, L. A., & Lugo-Melchor, O. (2022b). *Consultoría para la generación del diagnóstico de calidad del agua en los ríos Santiago y Zula y sus afluentes como parte de la “Estrategia Integral para la recuperación del Río Santiago”*. Segunda Parte: *Calidad de Sedimentos*. Fondo Noroeste, A.C. (FONNOR), Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial (SEMADET). Guadalajara, Jalisco, México.
- De Laet, C., Matringe, T., Petit, E. et al. (2019) *Eichhornia crassipes*: a Powerful Bio-indicator for Water Pollution by Emerging Pollutants. *Sci Rep*, 9, 7326.  
<https://doi.org/10.1038/s41598-019-43769-4>
- de Souza, T.D., Borges, A. C., Teixeira de Matos, A., Veloso, R. W., Braga, A. F. (2018) Optimization of arsenic phytoremediation using *Eichhornia crassipes*. *Int J Phytoremediation.*, 20(11), 1129-1135.  
<https://doi.org/10.1080/15226514.2018.1460308>
- DOF. (2003). *NORMA Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, Protección ambiental. Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.  
[https://dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=691939&fecha=15/08/2003#gsc.tab=0](https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=691939&fecha=15/08/2003#gsc.tab=0)
- Ebel, M., Evangelou, M. W., Schaeffer, A. (2007). Cyanide phytoremediation by water hyacinths (*Eichhornia crassipes*). *Chemosphere*, 66(5), 816-23. doi: 10.1016/j.chemosphere.2006.06.041
- Eid, E. M., Galal, T. M., Sewelam, N. A. et al. (2020). Phytoremediation of heavy metals by four aquatic macrophytes and their potential use as contamination indicators: a comparative assessment. *Environ Sci Pollut Res*, 27, 12138-12151.  
<https://doi.org/10.1007/s11356-020-07839-9>
- Fojut T.L., Vasquez, M.E., Poulsen, A. H., & Tjeerdema, R. S. (2013). Methods for deriving pesticide aquatic life criteria for sediments. *Rev Environ Contam Toxicol.*, 224, 97-175. doi: 10.1007/978-1-4614-5882-1\_4. PMID: 23232920.
- Georgopoulos, P. G., Roy, A., Yonone-Lioy, M. J., Opiekun, R. E., & Lioy, P. J. (2011). Environmental Copper: Its Dynamics and Human Exposure Issues. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 4(4): 341-394.  
<https://doi.org/10.1080/109374001753146207>
- Håkanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control a sedimentological approach. *Water Research*, 14, 975-1001.  
[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8).

- HC. (2020). Guidelines for Canadian drinking water quality: Guideline technical document – Total coliforms. Health Canada. Ottawa, Ontario, CA. Recuperado en 18 de mayo de 2022, de [Ghttps://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/documents/services/healthy-living/water-coliforms-coliformes-eau/water-coliforms-coliformes-eau-eng.pdf](https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/documents/services/healthy-living/water-coliforms-coliformes-eau/water-coliforms-coliformes-eau-eng.pdf)
- Heise, S., Apitz, S. E., Babut, M., Bergmann, H., Besten, Pd., Ellen, G. J., Joziassse, J., Katsiri, A., Maaß, V., Oen, A., Slob, A., & White, S. (2004). Risk management of sediments and communication. Synthesis of the SedNet working group 5 outcomes. *J Soils & Sediments*, 4(4):233-235. Recuperado en 10 de mayo de 2022, de <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.599.6102&rep=rep1&type=pdf>
- Heise, S. (2008). Risk management of sediments. *Ann Ist Super Sanità*, 44(3): 224-232. Recuperado en 10 de mayo de 2022, de <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.599.6102&rep=rep1&type=pdf>
- Hussain, S. T., Mahmood, T., & Malik, S. A. (2015). Phytoremediation technologies for Ni<sup>++</sup> by water hyacinth. *African Journal of Biotechnology*, 9(50), 8648-8660. Recuperado en 18 de junio de 2022, de <https://www.ajol.info/index.php/ajb/article/view/126008/115539>
- Irfan, M., Liu, X., Hussain, K. et al. (2021). The global research trend on cadmium in freshwater: a bibliometric review. *Environ Sci Pollut Res*. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13894-7>
- INEGI. (2018). Uso de suelo y vegetación. Conjunto de datos vectoriales versión VII de la carta de uso de suelo. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México. Recuperado en 11 de mayo de 2022, de <https://www.inegi.org.mx/temas/usosuelo/>
- INEGI-DENUE. (2021). Directorio Estadístico Nacional de Unidades Económicas. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México. Recuperado en 17 de mayo de 2022, de <https://www.inegi.org.mx/app/mapa/denue/default.aspx>
- Jayaweera, W., Kasturiarachchi, J. C., Kularatne, R. K. A., & Wijeyekoon, S. L. J. (2007). Removal of aluminium by constructed wetlands with water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) grown under different nutritional conditions. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 42(2), 185-193. <https://doi.org/10.1080/10934520601011361>
- Karouach, F., Ben-Bakrim W., Amine, E., Sobeh, M., Kibret, M., Yasri, A., Hafidi, M., & Kouisni, L. (2022). Comprehensive Evaluation of the Existing Approaches for Controlling and Managing the Proliferation of Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*): Review. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 767871. <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fenvs.2021.767871>
- Kularatne, R. K. A., Kasturiarachchi, J. C., Manatunge, J. M. A., & Wijeyekoon, S. L. J. (2009). Mechanisms of Manganese Removal from Wastewaters in Constructed Wetlands Comprising Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) Grown

- under Different Nutrient Conditions. *Water Environment Research*, 81(2), 165-172.  
<https://doi.org/10.2175/106143008X370403>Citations: 13
- Lalitha, P., Sripathi, S. K., & Jayanthi, P. (2012). Secondary Metabolites of *Eichhornia crassipes* (Waterhyacinth): A Review (1949 to 2011). *NPC Natural Product Communications*, 7(9), 1249-1256.  
<https://journals.sagepub.com/doi/pdf/10.1177/1934578X1200700939>
- Liao, Shao-Wei & Chang, W.-L. (2004). Heavy metal phytoremediation by water hyacinth at constructed wetlands in Taiwan. *Journal of Aquatic Plant Management*. 42. 60-68. Recuperado en 20 de junio de 2022, de  
<https://scholars.lib.ntu.edu.tw/bitstream/123456789/86773/1/14.pdf>
- Lu, X., Kruatrachue, M., Pokethitiyook, P., & Homyokb, K. (2004). Removal of Cadmium and Zinc by Water Hyacinth, *Eichhornia crassipes*. *Science Asia*, 30, 93-103.  
DOI:10.2306/scienceasia1513-1874.2004.30.093
- Mane, P. C., Bhosle, A. B. & Kulkarni, P. A. (2011). Biosorption and Biochemical Study on Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) With Reference to Selenium. *Archives of Applied Science Research*, 3 (1), 222-229. Recuperado en 18 de junio de 2022, de  
[https://www.researchgate.net/publication/267549800\\_Biosorption\\_and\\_Biochemical\\_Study\\_on\\_Water\\_hyacinth\\_Eichhornia\\_crassipes\\_With\\_Reference\\_to\\_Selenium](https://www.researchgate.net/publication/267549800_Biosorption_and_Biochemical_Study_on_Water_hyacinth_Eichhornia_crassipes_With_Reference_to_Selenium)
- Martínez-González, P., & Hernández, E. (2009). Impactos de la contaminación del Río Santiago en el bienestar de los habitantes de El Salto, Jalisco. *Espacio Abierto*, 18(4): 709-729. Recuperado en 07 de mayo de 2022, de  
<https://www.redalyc.org/pdf/122/12211871006.pdf>
- Melignani, E., de Cabo, L. I., & Faggi, A. M. (2015). Copper uptake by *Eichhornia crassipes* exposed at high level concentrations. *Environ Sci Pollut Res Int.*, 22(11), 8307-15. doi: 10.1007/s11356-014-3972-7.
- Mercado-Borrayo, B. M., Cram-Heydrich, S., Rosas-Pérez, I., Hernández-Quiroz, M. & Ponce-De León-Hill, C. (2015) Organophosphorus and Organochlorine Pesticides Bioaccumulation by *Eichhorniacrassipes* in Irrigation Canals in an Urban Agricultural System. *International Journal of Phytoremediation*, 17(7), 701-708,  
<https://doi.org/10.1080/15226514.2014.964841>
- Ndimele, P. E., Kumolu-Johnson, C. A., Chukwuka, K. S., Ndimele, C. C., Ayorinde, O. A. & Adaramoye, O.R. (2014). Phytoremediation of Iron (Fe) and Copper (Cu) by Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms). *Trends in Applied Sciences Research*, 9, 485-493. Recuperado en 18 de junio de 2022, de  
<https://scialert.net/fulltext/?doi=tasr.2014.485.493>
- Pal, R. & Rai, J. P.N. (2010) The phytoextraction potential of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): removal of selenium and copper. *Chemistry and Ecology*, 26(3), 163-172, DOI: 10.1080/02757541003785833
- Rangel-Peraza, J. G., de Anda, J., González-Farías, F. A., Rode, M., Sanhouse-García, A., Bustos-Terrones, Y. A. (2015). Assessment of heavy metals in sediment of Aguamilpa Dam, Mexico. *Environ Monit Assess.*, 187(3), 134. doi: 10.1007/s10661-015-4359-z

- Romanova, T. E., Shuvaeva, O. V., & Belchenko, L. A. (2016). Phytoextraction of trace elements by water hyacinth in contaminated area of gold mine tailing. *Int J Phytoremediation*, 18(2), 190-4. doi: 10.1080/15226514.2015.1073674
- Sukumaran, D. (2013). Phytoremediation of Heavy Metals from Industrial Effluent Using Constructed Wetland Technology. *Applied Ecology and Environmental Sciences*, 1(5), 92-97. Recuperado en 20 de junio de <http://pubs.sciepub.com/aees/1/5/4/#>
- Shahabaldin R., Mohanadoss P., Amirreza T., Shaza E. M., Mohd F. M. D., Shazwin M. T., Farzaneh S., & Fadzlin M. S. (2015). Perspectives of phytoremediation using water hyacinth for removal of heavy metals, organic and inorganic pollutants in wastewater. *Journal of Environmental Management*, 163, 125-133. Recuperado en 17 de mayo de 2022, de <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.018>.
- Singh, D., Tiwari, A., & Gupta, R. (2012). Phytoremediation of lead from wastewater using aquatic plants. *Journal of Agricultural Technology*, 8(1), 1-11. Recuperado en 20 de junio de 2022, de [http://www.ijat-aatsea.com/pdf/v8\\_n1\\_12\\_January/1\\_IJAT%202012\\_8\\_1\\_\\_Divya%20Singh-accepted\\_review%20artcle\\_FX.pdf](http://www.ijat-aatsea.com/pdf/v8_n1_12_January/1_IJAT%202012_8_1__Divya%20Singh-accepted_review%20artcle_FX.pdf)
- Soni, H. B., & Thomas, S. (2015). Biotransportation of heavy metals in *Eichhornia Crassipes* (Mart.) Solms. Using X-Ray Fluorescence Spectroscopy. *Curr World Environ*, 10(1). <http://dx.doi.org/10.12944/CWE.10.1.02>
- Tabla-Hernandez, J., Rodriguez-Espinosa, P. F., Mendoza-Pérez, J.A., Sánchez-Ortíz, E., Martínez-Tavera, E., & Hernandez-Ramirez, A. G. (2019). Assessment of Potential Toxic Metals in a Ramsar Wetland, Central Mexico and its Self-Depuration through *Eichhornia crassipes*. *Water*, 11(6), 1248. <https://doi.org/10.3390/w11061248>
- Tiwari, S., Dixit, S., & Verma, N. (2007). An effective means of biofiltration of heavy metal contaminated water bodies using aquatic weed *Eichhornia crassipes*. *Environ Monit Assess.*, 129(1-3), 253-6. doi: 10.1007/s10661-006-9358-7.
- USEPA. (2007). *Framework for Metals Risk Assessment*. United States Environmental Protection Agency. Recuperado en 17 de mayo de 2022, de <https://www.epa.gov/sites/default/files/2013-09/documents/metals-risk-assessment-final.pdf>
- USGS. (1997). *Trace elements and synthetic organic compounds in biota and streambed sediment of the Western Lake Michigan Drainages, 1992-1995*. U. S. Geological Survey. Middleton, WI. USA. Recuperado en 07 de mayo de 2022, de <https://www.usgs.gov/publications/trace-elements-and-synthetic-organic-compounds-biota-and-streambed-sediment-western>
- USGS. (1999). *Pesticides in Stream Sediment and Aquatic Biota. Current Understanding of Distribution and Major Influences*. Recuperado en 04 de junio de 2022, de <https://water.usgs.gov/nawqa/pnsp/pubs/fs09200/fs09200.pdf>
- Wang, F., Gao, J., Zhai, W., Cui, J., Hua, Y., Zhou, Z., Liu, D., Wang, P., & Zhang, H. (2021). Accumulation, distribution and removal of triazine pesticides by *Eichhornia*

*crassipes* in water-sediment microcosm. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 219, 112236. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112236>.

Wolverton, B. C., & McDonald, R. C. (1978). Bioaccumulation and detection of trace levels of cadmium in aquatic systems by *Eichhornia crassipes*. *Environmental health perspectives*, 27, 161-164. <https://doi.org/10.1289/ehp.7827161>

Xia H., & Ma X. (2006). Phytoremediation of ethion by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) from water. *Bioresour Technol.*, 97(8):1050-4. doi: 10.1016/j.biortech.2005.04.039.

Zhang, J., Li, Y., & Liu, C. et al. (2019). Concentration Levels, Biological Enrichment Capacities and Potential Health Risk Assessment of Trace Elements in *Eichhornia crassipes* from Honghu Lake, China. *Sci Rep*, 9, 2431. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36511-z>

Zhu, Y. L., Zayed, A. M., Qian, J-H., de Souza, M., Terry, N. (1999). Phytoaccumulation of Trace Elements by Wetland Plants: II. Water Hyacinth. *Journal of Environmental Quality*, 28(1), 339-344. <https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800010042x>

**ANEXO I. Parámetros analizados en muestras de lirio acuático**
**Tabla I.2.** Métodos analíticos aplicados para la medición de cianuro, metales pesados, y metaloides en muestras de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*).

<b>Fisicoquímicos</b>	<b>Límite de detección (mg·kg<sup>-1</sup> base húmeda)</b>	<b>Método analítico de cuantificación</b>
Cianuro	<0.02	HACH
<b>Metales pesados y metaloides</b>	<b>Límite de detección (mg·kg<sup>-1</sup> base seca)</b>	<b>Método analítico de cuantificación</b>
Aluminio	<5.0	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Antimonio	<0.5	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Arsénico	<1.0	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Bario	<1.0	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Boro	<0.1	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Cadmio	<0.25	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Cobre	<1.0	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Cromo total	<1.0	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Hierro	<1.0	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Manganeso	<1.0	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Mercurio	<0.1	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Níquel	<1.0	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Plomo	<1.0	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Selenio	<0.25	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Sodio	<5.0	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71
Zinc	<1.0	Tratamiento de muestra: Método EPA 3050B y análisis con el INS-SM/US-71



**Tabla I.2.** Métodos analíticos aplicados para la medición de compuestos orgánicos sintéticos en muestras de lirio acuático (*Eichhornia crassipes*).

<b>Plaguicidas</b>	<b>Límite de detección (mg·kg<sup>-1</sup> base húmeda)</b>	<b>Método de cuantificación</b>
Alpha-BHC	<2.00	Modificación EPA Method 8081
Gamma-BHC (Lindano)	<2.00	Modificación EPA Method 8081
Beta-BHC	<2.00	Modificación EPA Method 8081
Gamma-Clordano	<0.20	Modificación EPA Method 8081
Hexaclorobenceno	<0.01	Modificación EPA Method 8081
Heptacoloro	<0.03	Modificación EPA Method 8081
Aldrin	<0.03	Modificación EPA Method 8081
Heptacoloro Epóxido	<0.03	Modificación EPA Method 8081
Endosulfan I	<1.00	Modificación EPA Method 8081
Endosulfan II	<1.00	Modificación EPA Method 8081
4,4' - DDE	<1.00	Modificación EPA Method 8081
Dieldrin	<0.03	Modificación EPA Method 8081
Enddrin	<0.03	Modificación EPA Method 8081
4,4' -DDD	<1.00	Modificación EPA Method 8081
2,4' -DDT	<1.00	Modificación EPA Method 8081
4,4' -DDT	<1.00	Modificación EPA Method 8081
Metoxicloro	<20.00	Modificación EPA Method 8081
Clorpirifos Metilo	<0.66	Modificación AOAC - Official Method 970.52
Diazinon	<0.26	Modificación AOAC - Official Method 970.52
Etion	<0.45	Modificación AOAC - Official Method 970.52
Malation	<0.29	Modificación AOAC - Official Method 970.52
Metamidofos	<0.30	Modificación AOAC - Official Method 970.52
Endosulfan sulfato		Modificación EPA Method 8081
Dicofol		Modificación EPA Method 8081
<b>Compuestos orgánicos semivolátiles (COS)</b>	<b>Límite de detección (mg·kg<sup>-1</sup> base húmeda)</b>	<b>Método de cuantificación</b>
Benceno	<10.00	Modificación EPA Method 8081
Etilbenceno	<300.00	Modificación EPA Method 8081
Tolueno	<700.00	Modificación EPA Method 8081
Xileno	<500.00	Modificación EPA Method 8081
Trihalometanos totales	< 0.20	Modificación NOM 201-SSA-2015

**Tabla II.5.** Métodos aplicados para la medición de antibióticos y hormonas.

<b>Antibióticos</b>	<b>Método de cuantificación</b>	<b>Entidad a cargo</b>
Oxitetraciclina	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	CIATEJ
Penicilina G	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	CIATEJ
Sulfadimetoxina	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	CIATEJ
Sulfadoxin	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	CIATEJ
Sulfametazina	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	CIATEJ
Sulfapiridina	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	CIATEJ
Sulfatiazol	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	CIATEJ
Sulfamerazina	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	CIATEJ
Sulfaclopiridazina	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	CIATEJ
Sulfadiazina	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	CIATEJ
Sulfaquinoxalina	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	CIATEJ
Sulfisoxazol	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	CIATEJ
Dimetridazol	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	CIATEJ
Hidroxi-ipronidazol	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	CIATEJ
Metronidazol	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	CIATEJ
Ronidazol	Modificación Método interno INS-SM-US-247*	CIATEJ
<b>Hormonas</b>	<b>Método de cuantificación</b>	<b>Entidad a cargo</b>
Clenbuterol	Modificación Método interno INS-SM-US-248*	CIATEJ
Triamcinolona	Modificación Método interno INS-SM-US-248*	CIATEJ
Fenilbutazona	Modificación Método interno INS-SM-US-248*	CIATEJ
Acetato de malengestrol	Modificación Método interno INS-SM-US-248*	CIATEJ
Ractopamina	Modificación Método interno INS-SM-US-248*	CIATEJ
Dexametasona	Modificación Método interno INS-SM-US-248*	CIATEJ



R Í O A R R O N T E  
FUNDACIÓN



FONNOR  
Fondo Noroeste



Gestión Integral  
del Agua



Medio Ambiente y  
Desarrollo Territorial



Jalisco  
GOBIERNO DEL ESTADO



Tecnológico  
de Monterrey

# Reporte del cálculo del índice de calidad del agua en los afluentes de los Ríos Santiago y Zula

en el periodo de julio 2021 a abril 2022



## “Estrategia Integral para la Recuperación del Río Santiago”

Elaborado por:

M. en C. Alberto Fernández del Castillo Barrón\*

Dr. Misael Sebastián Gradilla Hernández\*

Dr. Carlos Yebra Montes\*

M. en C. Diego Díaz Vázquez\*

\*Tecnológico de Monterrey, Escuela de Ingeniería y Ciencias, Laboratorio de Sostenibilidad y Cambio Climático.

Junio de 2022



## Introducción

La evaluación del estado de calidad de agua se realiza mediante la medición de diferentes indicadores o parámetros físicos, químicos y biológicos. Aunque el análisis de parámetros individuales es ampliamente utilizado entre la comunidad de expertos técnicos y científicos, esta información no es fácilmente transmitida al público en general y tomadores de decisiones con influencia en políticas para el manejo sustentable de los recursos hídricos (Cude, 2001). Los índices ambientales son una herramienta que facilita el análisis, evaluación y comunicación de las características de un sistema ambiental, combinando múltiples fuentes de información o indicadores que representan los elementos clave de un ecosistema. Un índice de calidad del agua (ICA) es un número único adimensional que expresa la calidad del agua de forma simple (en un valor del 0 al 100) al combinar las mediciones normalizadas de los parámetros seleccionados (Sutadian et al., 2015).

Como parte de la “Estrategia Integral para la Recuperación del Río Santiago” en 2020 se desarrolló el Índice de Calidad de Agua específico para el Río Santiago (ICA-RS) basado en las distribuciones de datos históricos resultantes del monitoreo de la Comisión Estatal del Agua (CEA) de Jalisco del año 2009 al 2019. Este índice posee la capacidad de describir las variaciones espaciales y temporales en la calidad del agua del río Santiago-Guadalajara (Casillas-García et al., 2021).

El desarrollo de este índice incluyó cuatro etapas: 1) selección de parámetros, 2) desarrollo de curvas de evaluación, 3) determinación los pesos de los parámetros y 4) agregación y cálculo del ICA-RS. En la primera etapa se utilizó una matriz de 44 parámetros de calidad de agua que fueron clasificados en siete grupos: 1) Físico, 2) Agotamiento de oxígeno, 3) Nutrientes, 4) Orgánicos, 5) Metales pesados, 6) Iones y minerales, 7) Microbiología. Se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) de cada uno de los diferentes grupos de parámetros de calidad del agua para evaluar la redundancia de parámetros e identificar aquellos que pueden ser excluidos del índice sin perder una cantidad sustancial de información que sea representativa de las condiciones del río. Una vez seleccionados los parámetros más relevantes, en la segunda etapa se desarrolló una curva de valoración para cada parámetro que asigna un valor entre 0 (muy mala calidad) y 100 (excelente calidad) a las observaciones de calidad de agua. En estas curvas de calibración se incorporaron los límites máximos permisibles presentados en la Ley Federal de Derechos para la protección a la vida acuática. La tercera etapa consistió en la asignación de los pesos a los parámetros, para lo cual se realizó un nuevo ACP que incluía subíndices de los parámetros seleccionados. El procedimiento para seleccionar el conjunto de



pesos idóneo (entre aquellos arrojados por el ACP) consistió en comparar los valores del ICA-RS calculados con cada uno de los conjuntos de pesos para identificar cuál de ellos reflejaba mejor las variaciones temporales y espaciales. Para esto se realizaron análisis de discriminantes lineales y análisis de varianza (ANOVA), para reflejar las variaciones temporales y espaciales. Finalmente, en la última etapa se utilizó la media aritmética ponderada para sumar las contribuciones de todos los indicadores y obtener un valor total para el ICA-RS.

## Metodología

Utilizando las mismas curvas de calibración desarrolladas en (Casillas-García et al., 2021), y los pesos asignados a cada parámetro, se calculó el ICA para cada uno de los puntos de monitoreo utilizando la Ecuación 1.

$$WQI = \sum_{k=1}^{17} w_k Q_{i_k} \quad (1)$$

donde  $0 \leq Q_{i_k} \leq 100$  es el subíndice del  $k_{th}$  parámetro obtenido a partir de su respectiva curva de calibración, y  $w_k$  es el peso asignado a cada parámetro (Tabla 1).

**Tabla 1.** Pesos asignados a cada parámetro incluido en el cálculo del ICA.

Número	Parámetro	Abreviación	Peso
1	Cadmio	Cd	0.06
2	Cromo	Cr	0.07
3	Demanda Biológica de Oxígeno	BOD <sub>5</sub>	0.07
4	Oxígeno Disuelto	DO	0.06
5	Coliformes Fecales	FC	0.05
6	Fluoruros	FL	0.08
7	Grasas y aceites	FOG	0.05
8	Mercurio	Hg	0.04
9	Amonio	NH <sub>3</sub>	0.04
10	Nitratos	NO <sub>3</sub>	0.08
11	Plomo	Pb	0.05
12	Potencial de hidrógeno	pH	0.05
13	Sólidos Suspendidos Totales	TSS	0.07
14	Sulfuros	SULF	0.06
15	Sólidos Disueltos Totales	TDS	0.08
16	Temperatura	TEMP	0.05
17	Zinc	Zn	0.04



## Resultados

El índice de calidad de agua fue calculado para cada uno de los puntos y meses de monitoreo (Figura 1). Los 25 puntos de monitoreo fueron agrupados en subcuencas para facilitar su análisis. Como se observa en la Tabla 2 la subcuenca de Río La Laja obtuvo el valor del ICA promedio más bajo (39.37), seguido por el obtenido por la subcuenca de Río Corona – Río Verde (45.45), ambos valores pertenecientes a la categoría de mala calidad de agua. Las subcuencas de Río Verde – Presa Santa Rosa (50.16) y Río Zula (50.46) mostraron un ICA promedio muy similar con un valor cercano al límite entre las categorías de media y mala calidad de agua. Finalmente, la subcuenca de Río Calderón obtuvo el valor de ICA promedio más alto (57.73), perteneciendo a la categoría de calidad media.

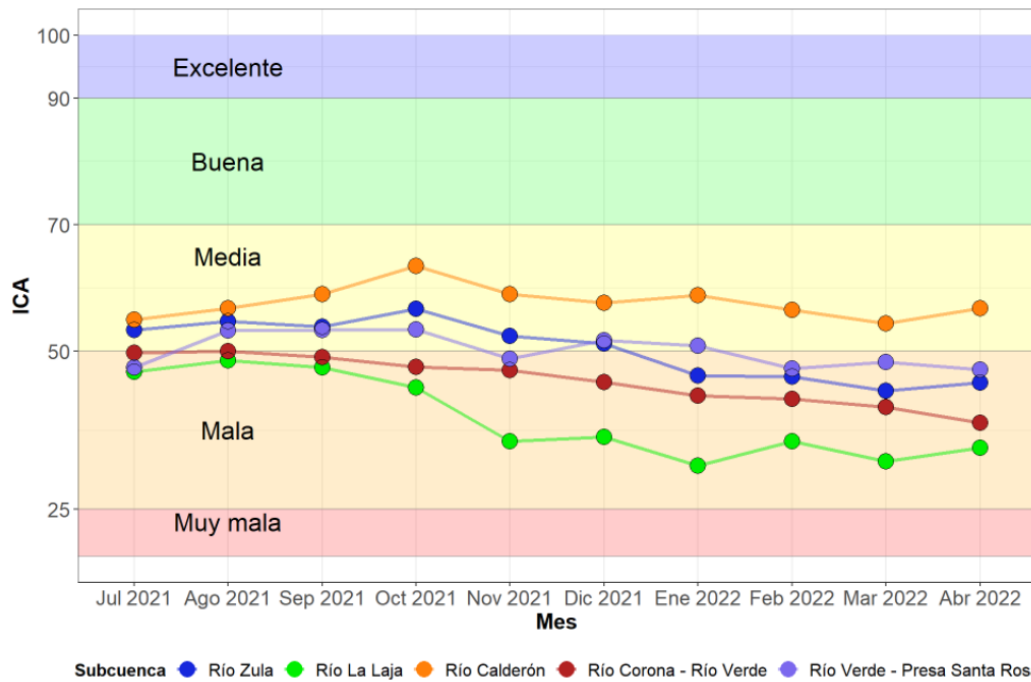
**Tabla 2.** Media, desviación estándar, valores mínimos y máximos para el ICA calculado en cada subcuenca.

Subcuenca	Media	Desv. Est.	Min	Max
Río Calderón	57.73	3.92	49.30	64.30
Río Corona - Río Verde	45.45	8.73	27.60	59.00
Río La Laja	39.37	7.60	23.74	52.74
Río Verde - Presa Santa Rosa	50.16	9.19	30.81	65.76
Río Zula	50.46	7.85	27.17	62.88

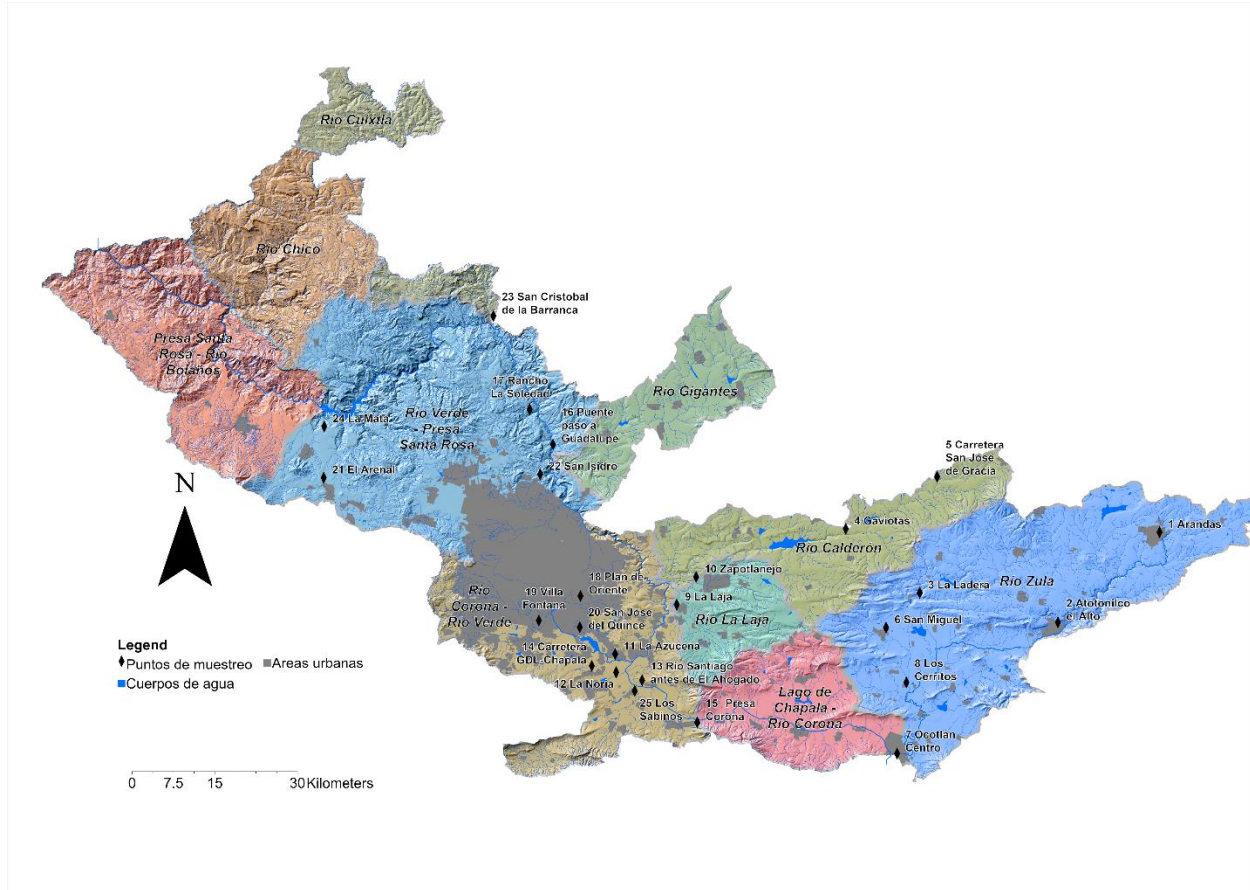
En términos generales el ICA calculado tuvo una tendencia decreciente (Tabla 3) en la cual se muestra que los primeros meses de monitoreo (julio-octubre) mostraron un ICA mayor con valores promedio entre 50-52 comparado con los meses posteriores en los que el ICA fue disminuyendo gradualmente de  $48.77 \pm 9.19$  en el mes de noviembre, hasta alcanzar un  $43.29 \pm 9.22$  en abril. Esta tendencia temporal está probablemente relacionada al periodo de lluvias que coincide con los meses que presentan un ICA mayor (julio-octubre), en los meses de estiaje la calidad de agua disminuye gradualmente alcanzando su valor mínimo en abril, el último mes de muestreo. La subcuenca de Río La Laja mostró el ICA más bajo durante todo el periodo de monitoreo manteniéndose siempre en la categoría de mala calidad de agua. También presentó la caída más pronunciada después del periodo de lluvias, iniciando en valores de entre 47-48 durante julio, agosto y septiembre, cayendo a un valor de alrededor de 45 en octubre y valores menores a 40 en todos los meses posteriores.

**Tabla 3.** Media, desviación estándar, valores mínimos y máximos para el ICA calculado en cada mes de monitoreo.

Mes	Media	Desv. Est.	Min	Max
Julio	50.19	4.36	41.15	58.03
Agosto	52.31	6.18	35.48	61.56
Septiembre	51.87	6.40	36.46	59.77
Octubre	52.14	9.15	29.60	64.30
Noviembre	48.77	9.19	30.53	61.21
Diciembre	48.43	9.94	30.11	62.66
Enero	45.97	11.80	23.74	62.12
Febrero	45.01	9.89	27.17	62.88
Marzo	43.93	9.98	28.10	65.76
Abril	43.29	9.22	30.22	61.86



**Figura 1.** Valores medios del ICA para cada subcuenca durante los diez meses de monitoreo.



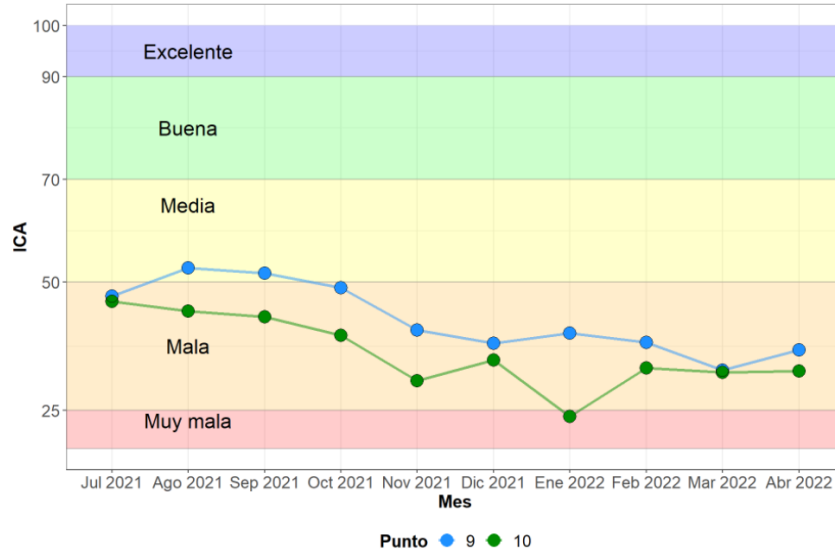
**Figura 2.** 25 puntos de monitoreo distribuidos por subcuenca.

La subcuenca del Río Corona – Río Verde mostró las peores condiciones después de la subcuenca de Río La Laja, siguiendo una tendencia decreciente constante iniciando en un valor de 50 (límite entre clasificación media y mala) los primeros dos meses de monitoreo y finalizando en un valor cercano a 40 que corresponde a una mala calidad de agua. La subcuenca del Río Zula también mostró una tendencia decreciente, sin embargo, los valores del ICA en esta subcuenca se mantuvieron en una categoría media los primeros seis meses de monitoreo (julio - diciembre) con valores entre 51-57, y posteriormente decayeron a categoría mala en todos los meses siguientes (enero – abril) alcanzando valores entre 44-47. Los valores del ICA en subcuenca del Río Verde – Presa Santa Rosa variaron entre dos categorías, mostrando valores de calidad media durante los meses de agosto, septiembre, octubre, diciembre y enero, mientras que en los meses de julio, noviembre, febrero, marzo y abril mostraron mala calidad de agua. Finalmente, la subcuenca del Río Calderón mostró los valores más altos de ICA durante los diez meses de monitoreo, mostrando una tendencia más o menos estable que se mantuvo en una categoría media de calidad de agua en todos los meses con valores entre 54-64.



### Subcuenca de Río La Laja

Esta subcuenca abarca los puntos 9 y 10, que mostraron un ICA promedio de  $42.68 \pm 6.90$  y  $36.06 \pm 7.07$  (Tabla 3), respectivamente, ambos clasificados en la categoría de mala calidad de agua. En ambos puntos se observó una tendencia decreciente durante todo el periodo de monitoreo (Figura 3).



**Figura 3.** ICA en los puntos de muestreo 9 y 10 pertenecientes a la subcuenca Río La Laja.

Esta tendencia decreciente indica que en este punto el periodo de estiaje afecta negativamente el ICA pues la concentración de los contaminantes aumenta al disminuir el flujo de agua. Los valores del ICA en el punto 10 se mantuvieron en la categoría de mala calidad de agua, excepto durante enero cuando se presentó un valor de 23.74 (Tabla 4), el más bajo de todo el monitoreo que se clasifica como muy mala calidad de agua. El ICA en el punto 9 obtuvo una clasificación media durante agosto y julio con valores superiores a 50, en los meses restantes se mantuvo en categoría mala. Esta pequeña mejora en la calidad de agua en el punto 9 es posible que se debe a una dilución de los contaminantes debido a que en los meses de julio y agosto se presenta un mayor flujo debido al periodo de lluvias.

**Tabla 4.** Valores promedio, desviación estándar, valores mínimos y máximos para el ICA calculado en los puntos de muestreo 9 y 10.

Punto de muestreo	Media	Desv. Est.	Min	Max
9	42.68	6.90	32.75	52.74
10	36.06	7.07	23.74	46.21



En la Tabla 5 podemos observar la cobertura por uso de suelo existente en esta subcuenca. El uso de suelo predominante es la agricultura (71.03%), seguido por bosque templado (25.33%) y asentamiento humano (2.77%).

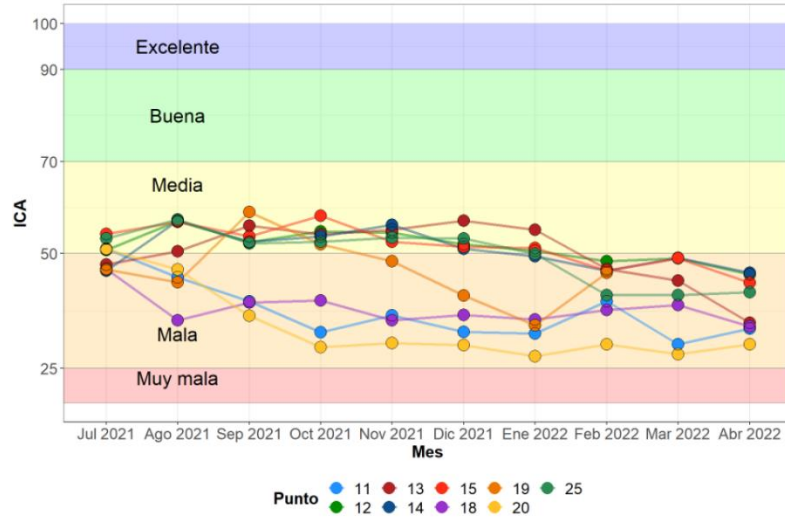
**Tabla 5.** Porcentaje y área de cobertura por uso de suelo en la subcuenca de Río La Laja.

Subcuenca	Uso de Suelo	Área de cobertura (ha)	Porcentaje de cobertura (%)
Río La Laja	Agricultura	26,665.03	71.03
	Suelo simple	0.13	0.00
	Pastizal	163.13	0.43
	Asentamiento humano	1,040.34	2.77
	Otra vegetación	0.03	0.00
	Matorral	3.00	0.01
	Bosque templado	9,509.62	25.33
	Agua	156.60	0.42

En la Figura 2, se observa que los puntos 9 y 10 se encuentran cercanos a dos de los pocos asentamientos humanos existentes en esta subcuenca, La Laja y Zapotlanejo, respectivamente. Esto podría indicar que los altos niveles de contaminación en estos puntos de monitoreo están relacionados con descargas de los asentamientos humanos que podrían ser de origen doméstico o industrial.

#### *Subcuenca de Río Corona – Río Verde*

Esta subcuenca abarca los puntos 11, 12, 13, 14, 15, 18, 19, 20 y 25. En esta subcuenca pueden distinguirse dos grupos de puntos que siguen tendencias similares respecto a los valores del ICA obtenidos. Por una parte, se encuentran los puntos 11, 18 y 20 que durante los primeros tres meses de monitoreo mostraron una tendencia decreciente iniciando en valores cercanos a 50 en julio (51, 46,6 y 51.9 respectivamente), mientras que en los meses posteriores el ICA se mantuvo por debajo de 40 a partir de septiembre, manteniéndose en la categoría de mala calidad de agua. Como se puede observar en la Figura 2 estos tres puntos se encuentran al norte del Río Ahogado, por el contrario, el segundo grupo de puntos se encuentran al sur del mismo río, mientras que el punto 19 aunque también se ubica al sur del río se encuentra alejado del resto al noroeste de la subcuenca.



**Figura 4.** ICA en los puntos de muestreo 11, 12, 13, 14, 15, 18, 19, 20 y 25 pertenecientes a la subcuenca Río Corona – Río Verde.

El segundo grupo de puntos de muestreo incluye el 12, 13, 14, 15 y 25, en los que el valor del ICA es más alto los primeros 7 meses de monitoreo manteniéndose en valores por encima de 50 que los clasifica con una calidad de agua media. Posteriormente, el ICA cayó por debajo de 50, clasificándolos en una calidad de agua mala durante los últimos tres meses. Adicionalmente, el punto 19 mostró una mala calidad del agua en los primeros dos meses de monitoreo, que posteriormente mejoró a la categoría media durante los meses de septiembre y octubre, para después volver a caer a la categoría mala en los meses posteriores. En la Tabla 6 se muestran los valores promedio del ICA para cada uno de los puntos, el primer grupo de puntos (11, 18 y 20) presentó los valores más bajos 37.38, 37.95 y 34.03 respectivamente, que caen en la categoría de mala calidad de agua. El segundo grupo de puntos (12, 13, 14, 15 y 25) muestra valores promedio cercanos a 50 en todos los casos (y la clasifica como calidad media), mientras que el punto 19 muestra un valor intermedio entre los dos grupos de 46.31.

**Tabla 6.** Valores promedio, desviación estándar, valores mínimos y máximos para el ICA calculado en los puntos de muestreo 11, 12, 13, 14, 15, 18, 19, 20 y 25.

Punto de muestreo	Media	Desv. Est.	Min	Max
11	37.38	6.50	30.23	51.00
12	51.46	3.44	45.42	56.98
13	50.12	6.97	34.89	57.07
14	50.74	4.12	45.81	57.15
15	51.69	4.51	43.65	58.17
18	37.95	3.57	34.13	46.61
19	46.31	7.34	34.35	59.00
20	34.03	8.17	27.60	50.92
25	49.54	6.07	40.90	57.40

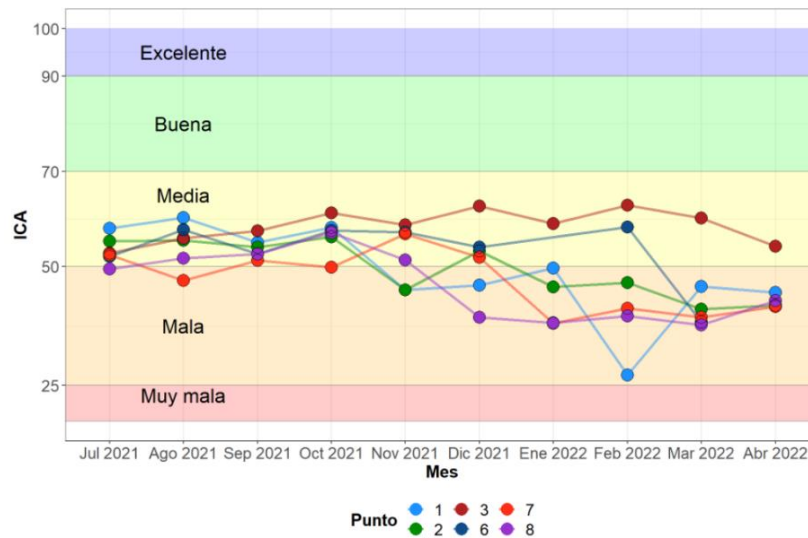
En la Tabla 7 se muestra el uso de suelo que existe en la subcuenca Río Corona – Río verde, los tres usos de suelo predominantes son agricultura (47.43%), asentamiento humano (34.68%) y bosque templado (17.39%). Esta subcuenca tiene una alta cobertura de asentamientos humanos debido que abarca la mayor parte del área metropolitana de Guadalajara (AMG). Los puntos que tienen un ICA más bajo (11, 18, 20 y 19) en esta cuenca son los que se encuentran más cercanos al AMG, por lo que los altos niveles de contaminación podrían estar relacionados a descargas municipales e industriales provenientes de esta zona. El segundo grupo de puntos se encuentra más alejado de la AMG en la parte sur de la subcuenca, el decremento en el ICA de estos puntos durante los últimos meses de muestreo (febrero, marzo y abril), podría estar relacionado a la reducción del flujo en estos afluentes que provoca que la concentración de los contaminantes aumente.

**Tabla 7.** Porcentaje y área de cobertura por uso de suelo en la subcuenca de Río Corona - Río Verde

Subcuenca	Uso de Suelo	Área de cobertura (ha)	Porcentaje de cobertura (%)
Río Corona - Río Verde	Agricultura	69,731.93	47.43
	Suelo simple	25.37	0.02
	Pastizal	103.92	0.07
	Asentamiento humano	50,991.75	34.68
	Bosque templado	25,572.48	17.39
	Bosque tropical	0.36	0.00
	Agua	595.08	0.40
	Humedal	9.73	0.01

### Subcuenca de Río Zula

Esta subcuenca incluye los puntos de monitoreo 1, 2, 3, 6, 7 y 8. El punto 3 es uno de los que presentó una mejor calidad de agua durante todo el periodo de monitoreo con un ICA promedio de 58.51 (Tabla 8), manteniéndose siempre en la categoría de calidad de agua media (Figura 4). El punto 6 mostró una tendencia similar, con un valor de ICA promedio de 53.48, y siendo el segundo más alto en esta subcuenca. Este punto se mantuvo en la categoría de calidad de agua media de julio a febrero, sin embargo, en marzo de 2022 el ICA presentó una caída abrupta llegando a un valor 38.32, clasificándolo con mala calidad de agua.



**Figura 5.** ICA en los puntos de muestreo 1, 2, 3, 6, 7 y 8 pertenecientes a la subcuenca Río Zula.

El resto de los puntos (1, 2, 7 y 8) mostró una tendencia similar con valores de ICA promedio de 48.97, 49.45, 46.95 y 45.99 que los clasifica en la categoría de mala calidad de agua. La tendencia general en este grupo de puntos (Figura 4) es que durante los primeros cuatro meses de monitoreo (julio, agosto, septiembre y octubre) el ICA fue mayor comparado con los últimos cuatro meses de monitoreo (enero, febrero, marzo y abril), sin embargo, en los meses intermedios (noviembre y diciembre), el comportamiento fue variable, ya que en algunos casos mejoró y en otros empeoró. Este comportamiento podría estar relacionando a un mayor flujo de agua en los primeros meses que va disminuyendo conforme avanza la temporada de estiaje.



**Tabla 8.** Valores promedio, desviación estándar, valores mínimos y máximos para el ICA calculado en los puntos de muestreo 1, 2, 3, 6, 7 y 8.

Punto de muestreo	Media	Desv. Est.	Min	Max
1	48.97	9.77	27.17	60.22
2	49.45	6.00	41.00	56.24
3	58.51	3.43	52.78	62.88
6	53.48	6.60	38.32	58.24
7	46.95	6.48	38.08	56.84
8	45.99	7.21	37.75	57.10

Es importante destacar que los puntos 1, 2 y 7 se encuentran cerca de asentamientos humanos de Atotonilco el alto, Arandas y Ocotlán, respectivamente. Los asentamientos humanos en esta subcuenca abarcan un porcentaje de cobertura de 1.91% (Tabla 9), y son estos tres municipios los asentamientos de mayor tamaño. Estos puntos mostraron un ICA promedio menor comparado con el que mostraron los puntos 3 y 6, que se encuentran ubicados al noroeste de la cuenca alejados de asentamientos humanos. Además, el punto 8 presentó el menor ICA promedio, aunque no se encuentra cerca de un asentamiento humano de gran tamaño. La contaminación en estos puntos podría estar relacionada con actividades agrícolas debido a que en esta subcuenca la agricultura abarca el 84.45% de cobertura (Tabla 9).

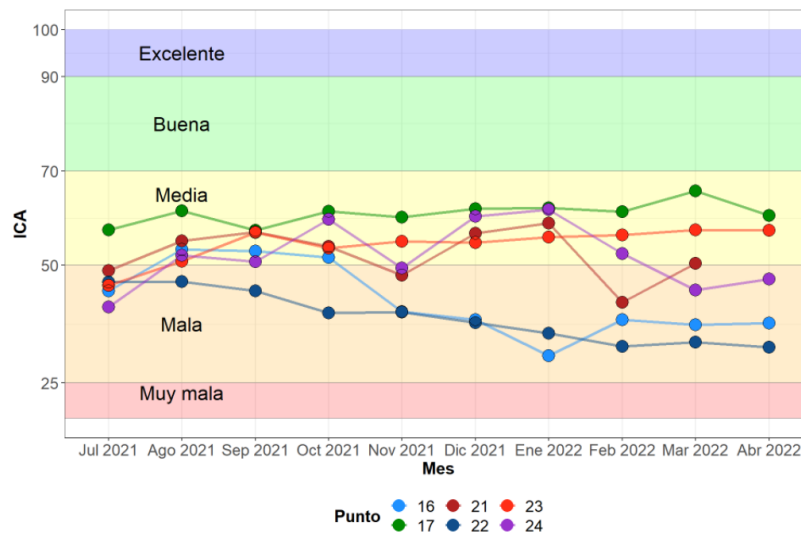
**Tabla 9.** Porcentaje y área de cobertura por uso de suelo en la subcuenca de Río Zula.

Subcuenca	Uso de Suelo	Área de cobertura (ha)	Porcentaje de cobertura (%)
Río Zula	Agricultura	173,880.46	84.45
	Suelo simple	8.39	0.00
	Pastizal	1,858.96	0.90
	Asentamiento humano	3,937.11	1.91
	Bosque templado	24,905.71	12.10
	Agua	1,318.24	0.64

#### *Subcuenca de Río Verde – Presa Santa Rosa*

El comportamiento en los puntos de esta cuenca es variable y muestran distintas tendencias. El punto 17 presenta la mejor calidad de agua con un ICA promedio de 60.98, seguido de los puntos 23, 24 y 21 con valores de ICA promedio de 54.40, 52.33 y 51.95, respectivamente. Todos estos valores se clasifican en la categoría de calidad de agua media. Adicionalmente, los puntos 16 y 22 muestran un ICA promedio más bajo con valores de 42.55 y 38.98, respectivamente, que los clasifican con mala calidad de agua. Los puntos 17 y 23 muestran una tendencia similar manteniéndose siempre en la categoría de calidad de agua

media, excepto por el primer mes de monitoreo del punto 23 que tiene un valor de 45.74, que cae en la categoría de mala calidad de agua. Estos dos puntos se encuentran en la parte noreste de la subcuenca. Los puntos 21 y 24 también tienen un comportamiento similar iniciando ambos en la categoría de mala calidad de agua en julio de 2021, posteriormente el ICA mejoró alcanzando la categoría media durante los tres meses posteriores (agosto, septiembre y octubre), y después el ICA vuelve a caer a categoría mala en el mes de noviembre y sube una vez más en los dos meses siguientes (diciembre y enero). Finalmente, en los últimos tres meses de monitoreo (febrero, marzo y abril) el ICA vuelve a bajar cayendo a la categoría mala o cercano del límite de 50 entre ambas categorías. Estos dos puntos se encuentran al oeste de la subcuenca y no siguen un comportamiento estacional, lo que podría indicar que reciben descargas puntuales esporádicas. El punto 16 inicia en el mes de julio con un ICA clasificado en la categoría de mala calidad de agua, posteriormente en los tres meses siguientes el ICA aumenta alcanzando la categoría de calidad de agua media, y en los meses posteriores vuelve a caer manteniéndose en la categoría mala. Finalmente, el punto 22 mostró una tendencia decreciente durante todo el periodo de monitoreo, siempre manteniéndose en la categoría de mala calidad de agua. Los puntos 16 y 22 se encuentran al sur de la subcuenca y son los más cercanos al AMG.



**Figura 6.** ICA en los puntos de muestreo 16, 17, 21, 22, 23 y 24 pertenecientes a la subcuenca Río Verde – Presa Santa Rosa.



En esta subcuenca el uso de suelo predominante es bosque templado (52.43%), seguido de agricultura (32.50%) y asentamiento humano (11.01%). Es posible que en esta subcuenca se presenten valores del ICA más altos debido a que el uso de suelo es predominantemente bosque templado, especialmente en la zona norte de la subcuenca donde se ubican los puntos 17 y 23. Finalmente, los puntos que se encuentran más cercanos al área de asentamiento humano al sur de la cuenca son los que presentan los valores de ICA más bajos.

**Tabla 10.** Valores promedio, desviación estándar, valores mínimos y máximos para el ICA calculado en los puntos de muestreo 16, 17, 21, 22, 23 y 24.

Punto de muestreo	Media	Desv. Est.	Min	Max
16	42.55	7.74	30.81	53.31
17	60.98	2.39	57.40	65.76
21	52.33	5.43	42.11	58.90
22	38.98	5.44	32.61	46.51
23	54.40	3.64	45.74	57.45
24	51.95	6.90	41.15	61.82

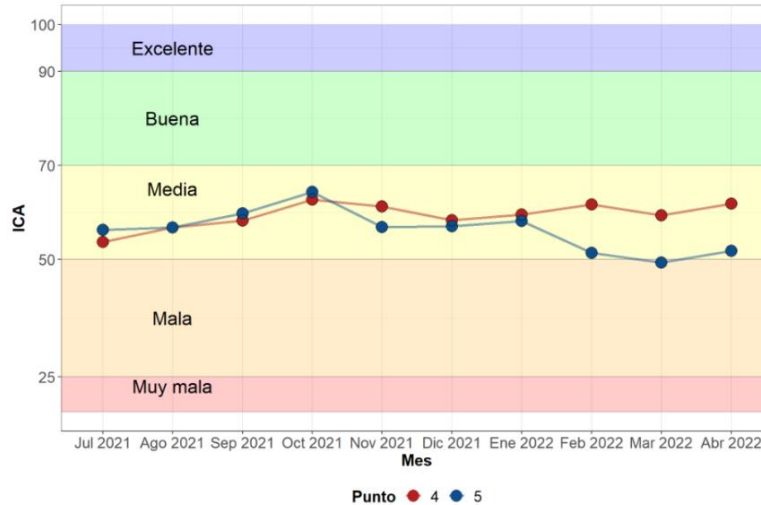
**Tabla 11.** Porcentaje y área de cobertura por uso de suelo en la subcuenca de Río Verde - Presa Santa Rosa.

Subcuenca	Uso de Suelo	Área de cobertura (ha)	Porcentaje de cobertura (%)
Río Verde - Presa Santa Rosa	Agricultura	70,981.39	32.50
	Suelo simple	53.35	0.02
	Pastizal	7,180.51	3.29
	Asentamiento humano	24,044.80	11.01
	Matorral	4.22	0.00
	Bosque templado	114,521.97	52.43
	Bosque tropical	10.73	0.00
	Agua	1,628.67	0.75
	Humedal	6.79	0.00

#### Subcuenca de Río Calderón

Esta subcuenca sólo incluye dos puntos el 4 y el 5, en general presenta los mejores valores de ICA con un promedio de 59.32 y 56.14 (Tabla 12), respectivamente, ambos clasificados en la categoría de calidad de agua media. Estos dos puntos siguen una tendencia muy similar, siempre se mantienen en la categoría media excepto por una medición en el punto 5 el mes de marzo que se encuentra ligeramente por debajo de 50.





**Figura 6.** ICA en los puntos de muestreo 4 y 5 pertenecientes a la subcuenca Río Calderón.

Como se observa en la Tabla 13 la cobertura de suelo en esta subcuenca es principalmente agrícola (86.63%), seguido de bosque templado (8.95%) y pastizal (2.16%).

**Tabla 12.** Valores promedio, desviación estándar, valores mínimos y máximos para el ICA calculado en los puntos de muestreo 4 y 5.

Punto de muestreo	Media	Desv. Est.	Min	Max
4	59.32	2.74	53.67	62.71
5	56.14	4.40	49.30	64.30

Los asentamientos humanos en esta subcuenca solo abarcan el 0.59%, lo cual probablemente esté relacionado a que existan mejores niveles de calidad de agua comparados con los del resto de las subcuencas.

**Tabla 13.** Porcentaje y área de cobertura por uso de suelo en la subcuenca de Río Calderón.

Subcuenca	Uso de Suelo	Área de cobertura (ha)	Porcentaje de cobertura (%)
Río Calderón	Agricultura	71,830.78	86.63
	Suelo simple	4.28	0.01
	Pastizal	1,787.04	2.16
	Asentamiento humano	491.38	0.59
	Bosque templado	7,419.92	8.95
	Agua	1,384.97	1.67
	Humedal	0.09	0.00



### *Priorización de afluentes*

En la Tabla 14 se muestran los puntos de monitoreo ordenados de acuerdo con su valor promedio de ICA. Es importante destacar que ningún punto de monitoreo evaluado mostró calidad de agua buena o excelente, lo que indica que a nivel de cuenca se presenta un estado generalizado de contaminación. Sin embargo, incluso dentro de esta lamentable situación existen zonas con mayores niveles de contaminación que otras. Debido a que el gobierno estatal no cuenta con los recursos e infraestructura para realizar acciones generalizadas de mitigación de la contaminación a nivel de cuenca, es necesario definir zonas prioritarias en las que es necesario desplegar acciones urgentes y especializadas. Los cinco puntos con el ICA promedio más bajo (sombreados en rojo), con un valor por debajo de 40, son los identificados con los números 20, 10, 11, 18 y 22. Todos estos puntos se encuentran cercanos al AMG, excepto el punto 10, que se encuentra cercano a la municipalidad de Zapotlanejo. El segundo grupo prioritario con un ICA promedio entre 40 y 50 (sombreados en naranja), se encuentran mayormente cercanos a zonas urbanas de menor tamaño tales como Ocotlán, Atotonilco y Arandas, mostraron una tendencia decreciente en la que los primeros meses de monitoreo (de julio a octubre) mostraron un ICA mayor comparado con los meses posteriores, lo cual indica que la calidad de agua disminuye en los meses de estiaje debido a que el flujo de agua es menor, aumentando la concentración de los contaminantes.. El último grupo de puntos, sombreado en amarillo en la Tabla 14, mostró un ICA mayor a 50. Estos puntos se encuentran alejados de zonas urbanas de gran tamaño.



**Tabla 14.** Puntos de muestreo ordenados de acuerdo con su valor promedio del ICA del más bajo al más alto.

Punto de muestreo	Media	Categoría de calidad de agua
20	34.03	Mala
10	36.06	Mala
11	37.38	Mala
18	37.95	Mala
22	38.98	Mala
16	42.55	Mala
9	42.68	Mala
8	45.99	Mala
19	46.31	Mala
7	46.95	Mala
1	48.97	Mala
2	49.45	Mala
25	49.54	Mala
13	50.12	Media
14	50.74	Media
12	51.46	Media
15	51.69	Media
24	51.95	Media
21	52.33	Media
6	53.48	Media
23	54.40	Media
5	56.14	Media
3	58.51	Media
4	59.32	Media
17	60.98	Media

*Nota aclaratoria del ICA-RS y su mejora continua.*

La metodología del ICA-RS fue desarrollada como una herramienta para medir los cambios en la calidad de agua relativo a su propia historia reciente (10 años) como resultado en las políticas públicas y para comunicar la calidad de del agua (y sus cambios) a los tomadores de decisiones y la sociedad en general.



Al ser un índice ecosistema-específico el ICA-RS está basado en el conocimiento del comportamiento de los parámetros de calidad de agua a lo largo de su historia de monitoreo (10 años en el caso de RS) para el desarrollo de curvas de evaluación que reflejan la distribución de cada una de las variables. Asimismo, se incluyen los límites establecidos en la Ley Federal de Derechos para la protección a la vida acuática en las curvas de evaluación para definir umbrales para la clasificación de observaciones que correspondan a las clases de mala y muy mala calidad de agua por exceder los límites establecidos por la regulación.

La selección de los parámetros se hizo por análisis de componentes principales de los datos medidos en el cauce principal. Para dar certeza de la selección de los parámetros, se requieren de bases de datos robustas con un número significativo de mediciones y con el conocimiento del comportamiento histórico (un periodo de 10 años) de las variables de calidad de agua. Debido que la metodología es flexible, puede incorporar nuevos parámetros que resulten significativos en nuevos ejercicios de análisis de componentes principales. Las condiciones para ello son (1) que sean parámetros que sean medidos tanto en el cauce principal como en los afluentes, para que las mediciones tengan correspondencia espacial con las series históricas con las que se desarrolló el índice y 2) que las mediciones tengan un registro histórico por lo menos de dos años conocer la distribución de las variables y poder desarrollar sus curvas de valoración.

Si bien en este momento no es posible desarrollar un nuevo ICA-RS que incluya los nuevos parámetros generalizado a toda la cuenca, es posible desarrollar un ICA-RS preliminar para los afluentes, que sirva como un ejercicio de evaluación exploratoria. Sin embargo, este ICA-RS no deberá entenderse como una nueva versión del ICA-RS ya que no cumple con las dos condiciones señaladas anteriormente. Asimismo, este ICA-RS preliminar para los afluentes carecería de comparabilidad con el ICA-RS que actualmente publica Gobierno del Estado para los afluentes. En este sentido, para formular un nuevo ICA-RS generalizado que incluya nuevos parámetros (por ejemplo, plaguicidas) se debe primero establecer una estrategia de monitoreo



de estos nuevos parámetros en el cauce principal que permita la comparabilidad entre los afluentes y el cauce principal.

Por las razones señaladas anteriormente, se sugiere iniciar con un ejercicio preliminar de un ICA-RS que incluya nuevos parámetros que sirva como una herramienta exploratoria. Sin embargo, este no deberá entenderse de ninguna manera como una medición oficial comparable con el actual ICA-RS. Asimismo, idealmente el ICA-RS incorporará nuevos parámetros emergentes, una vez que se haya implementado una estrategia de monitoreo de los mismos generalizada para toda la cuenca, al menos de aquellos parámetros que resulten más significativos en el ejercicio preliminar con la información obtenida para los afluentes en el periodo 2021-2022.

## Referencias

- Casillas-García, L. F., de Anda, J., Yebra-Montes, C., Shear, H., Díaz-Vázquez, D., & Gradilla-Hernández, M. S. (2021). Development of a specific water quality index for the protection of aquatic life of a highly polluted urban river. *Ecological Indicators*, 129, 107899. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107899>
- Cude, C. G. (2001). Oregon Water Quality Index a Tool for Evaluating Water Quality Management Effectiveness1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 37(1), 125–137. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2001.tb05480.x>
- Sutadian, A. D., Muttill, N., Yilmaz, A. G., & Perera, B. J. C. (2015). Development of river water quality indices—A review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(1), 58. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-5050-0>