

UNIVERSIDAD DE EL SALVADOR
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS



**Determinación de la calidad de los sedimentos de fondo del río Sucio,
departamento de La Libertad**

POR:

MIRIAM ELENA SALGUERO SANDOVAL

CIUDAD UNIVERSITARIA, AGOSTO DE 2024

**UNIVERSIDAD DE EL SALVADOR
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE POSGRADO Y EDUCACIÓN CONTINUA**



**Determinación de la calidad de los sedimentos de fondo del
río Sucio, departamento de La Libertad**

POR:

MIRIAM ELENA SALGUERO SANDOVAL

REQUISITO PARA OPTAR AL TITULO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS EN GESTIÓN INTEGRAL DEL AGUA

CIUDAD UNIVERSITARIA, AGOSTO DE 2024

UNIVERSIDAD DE EL SALVADOR

RECTOR:

ING. M. Sc. JUAN ROSA QUINTANILLA

SECRETARIO GENERAL:

LIC. PEDRO ROSALÍO ESCOBAR
CASTANEDA

FACULTAD DE CIENCIAS
AGRONOMICAS

DECANO:

ING. MAECE NELSON BERNABÉ
GRANADOS ALVARADO

SECRETARIO:

ING. M. Sc. EDGAR GEOVANY REYES
MELARA

Esta Tesis fue realizada bajo la dirección del Tribunal Evaluador de Tesis indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para la obtención del grado de:

Maestra
en Ciencias en Gestión Integral del Agua

San Salvador, El Salvador, Centro América, 2024

Tribunal Evaluador de Tesis

Dra. Marcia Lizeth Barrera de Calderón
Asesora de Tesis y Presidenta del Tribunal Evaluador de Tesis

M. Sc. Zulma Esperanza Mena Aguilar
Secretaria y Miembro del Tribunal Evaluador de Tesis

M. Sc. José Mauricio Martínez García
Vocal y Miembro del Tribunal Evaluador de Tesis

Dra. Marcia Lizeth Barrera de Calderón
Coordinadora de la Maestría en Ciencias en
Gestión Integral del Agua

M. Sc. Juan Francisco Alvarado Panameño
Director de la Escuela de Posgrado y Educación Continua

Resumen.

La subcuenca del río Sucio cuenta con un área de 830 km², el río del mismo nombre nace en el Cerro de Plata dentro del distrito de riego de Zapotitán y desemboca en el río Lempa. Dicho río posee alta importancia económica y social pues sus aguas son utilizadas para abastecimiento al Proyecto Zona Norte y a la estación de bombeo localizada en Los Chorros, departamento de La Libertad, autoabastecimiento, irrigación en los distritos de Zapotitán y Atiocoyo, así como uso industrial. La contaminación del río es diversa ya que recibe vertidos de origen doméstico, industrial y de la agroindustria, por consiguiente, existe una fuerte preocupación sobre su calidad tanto en agua como en sedimentos.

A pesar que existe información referente a calidad de sedimentos de cuerpos de agua en El Salvador, es importante generar datos en subcuencas como el río Sucio, donde se ha iniciado el proceso de caracterización por parte del Observatorio de Amenazas y Recursos Naturales del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, pero aún se cuenta con muy poca información y puntos de muestreo.

En la presente investigación se determinó la calidad del sedimento por medio de la biodiversidad de bentos y concentraciones de metales pesados, para el clima seco y lluvioso que caracteriza a la zona. La calidad de sedimentos por medio de bentos se determinó utilizando el índice de Cairns y Dickson, dando como resultado para las épocas muestreadas clasificaciones principalmente malas, mientras que la calidad de sedimentos utilizando concentraciones de metales pesados se hizo por medio de la comparación con las guías del Canadian Council of Ministers of the Environment, dando mayoritariamente clasificaciones entre óptimas y buenas.

Además, como parte de la caracterización de los sedimentos de fondos, se obtuvo la granulometría de estos, siendo de tipo arenosa, lo cual es consistente con los resultados de la calidad de sedimentos por medio de concentraciones de metales, ya que la granulometría arenosa no tiende a absorber metales pesados, por consiguiente, se considera más adecuado evaluar la calidad de sedimentos de fondo en el río Sucio utilizando el índice de Cairns y Dickson.

Se obtuvieron relaciones entre concentraciones de metales pesados, biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos, fracción de partículas finas de sedimento y características fisicoquímicas y microbiológicas del agua superficial, así como relaciones entre concentraciones de metales en sedimentos de fondo del río Sucio. Respecto a la calidad del agua superficial en la subcuenca del río Sucio, se obtuvieron clasificaciones mayoritariamente malas de acuerdo al índice de calidad del agua (ICA) lo cual es consistente con los registros históricos del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Palabras clave: *calidad de sedimentos, calidad del agua, granulometría, macroinvertebrados, río Sucio.*

Abstract.

The Sucio river sub-basin has an area of 830 km². The river of the same name originates in Cerro de Plata within the Zapotitán irrigation district and flows into the Lempa river. This river is of great economic and social importance because its waters are used for supplying the Northern Zone Project and the pumping station located in Los Chorros, Department of La Libertad, self-supply, irrigation in the Zapotitán and Atiocoyo districts, and industrial use. The river's pollution is diverse because it receives discharges from domestic, industrial and agro-industrial sources; therefore, there is a strong concern about its water and sediment quality.

Although there is information on sediment quality in water bodies in El Salvador, it is important to generate data in sub-basins such as the Sucio river, where the Observatory of Threats and Natural Resources of the Ministry of the Environment and Natural Resources has begun the characterization process, but there is still very little information and sampling points.

In the present investigation, sediment quality was determined by means of benthos biodiversity and heavy metal concentrations, for the dry and rainy climate that characterizes the area. Sediment quality by benthos was determined using the Cairns and Dickson index, resulting in mainly poor classifications for the sampled periods, while sediment quality using heavy metal concentrations was determined by comparison with the guidelines of the Canadian Council of Ministers of the Environment, giving mainly optimal to good classifications.

In addition, as part of the characterization of the bottom sediments, the granulometry of these was obtained, being of sandy type, which is consistent with the results of sediment quality by means of metal concentrations, since sandy granulometry does not tend to absorb heavy metals, therefore, it is considered more appropriate to evaluate the quality of bottom sediments in the Sucio river using the Cairns and Dickson index.

Relationships were obtained between concentrations of heavy metals, biodiversity of benthic macroinvertebrates, fraction of fine sediment particles, and physicochemical and microbiological characteristics of surface water, as well as relationships between concentrations of metals in bottom sediments of the Sucio River. With respect to surface water quality in the Sucio river sub-basin, mostly poor classifications were obtained according to the water quality index (WQI), which is consistent with the historical records of the Ministry of Environment and Natural Resources.

Key words: *sediment quality, water quality, granulometry, macroinvertebrates, Sucio river.*

Agradecimientos.

A Dios por guiarme a tomar las mejores decisiones para mi vida.

Al Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales y específicamente a la Dirección General de Observatorio de Amenazas y Recursos Naturales de dicha institución, por el apoyo brindado a la investigación, por medio de soporte en la logística, materiales y equipos de uso en los muestreos y análisis químicos y microbiológicos de muestras colectadas.

A la Universidad de El Salvador y específicamente a la Facultad de Ciencias Agronómicas de dicha universidad, por el apoyo brindado en materia de asesoramiento de la presente tesis.

A la Dra. Marcia Barrera, por ser una excelente asesora y por todo el apoyo que me mostró durante el desarrollo de la tesis, incluso cuando estuve en Barcelona, gracias por las reuniones a distancia para darle seguimiento a mi tesis.

A la Lic. Zulma Mena, mi coordinadora en el área de Calidad del Agua de la Gerencia de Hidrología en el Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, por motivarme a seguir estudiando y a mejorar cada día como profesional y persona, gracias por todos sus valiosos consejos.

Al Ing. Mauricio Martínez, por su buena disposición a ser parte del tribunal evaluador de esta tesis.

A mi mamá, por su apoyo incondicional en todas mis decisiones.

A mi hermana Margarita, por todas las invitaciones a “cafès amb llet” durante mi estancia en Barcelona para que saliera a trabajar en mi tesis.

A mi amigo y el mejor compañero de trabajo que podría tener, Ing. Luis Amaya, por escucharme y apoyarme siempre. Te quiero.

Al Lic. Abraham Roque, por transferirme sus conocimientos del mundo de los macroinvertebrados bentónicos.

Dedicatoria.

A mi mamá Rosa Sandoval y a mi hermana Margarita Sandoval, ¡gracias!.

Tabla de contenidos.

	Página
Resumen	iii
Abstract	v
I. Introducción.	1
II. Objetivos.	3
III. Revisión de literatura.	4
3.1. Gestión Integral de Recursos Hídricos.	4
3.2. Sedimentos de fondo.	5
3.2.1. Granulometría de los sedimentos.	6
3.2.2. Metales pesados.	6
3.2.3. Macroinvertebrados bentónicos.	8
3.3. Calidad de sedimentos.	9
3.3.1. Calidad de sedimentos por medio de metales pesados.	9
3.3.2. Calidad de sedimentos por medio de biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos.	12
3.4. Calidad del agua.	16
3.4.1. Índice de calidad del agua (ICA).	16
3.4.2. Índice del Canadian Council of Ministers of the Environment.	18
IV. Materiales y métodos.	20
4.1. Zona de estudio: subcuenca del río Sucio.	20
4.2. Marco espacial y temporal del estudio.	22
4.3. Métodos utilizados.	27
4.3.1. Sedimentos de fondo.	27
4.3.2. Macroinvertebrados bentónicos.	34
4.3.3. Parámetros de calidad del agua.	37
V. Resultados y discusión.	51
5.1. Condiciones de flujo y granulometría de sedimentos de fondo en el cauce del río Sucio.	51
5.1.1. Caudal y velocidad de flujo.	51
5.1.2. Granulometría de sedimentos de fondo.	54
5.2. Comportamiento histórico de la calidad del agua superficial y los sedimentos de fondo en el río Sucio.	55

5.3.	Clasificación de calidad del agua por medio del ICA.	58
5.4.	Clasificación de calidad de sedimentos.	62
5.4.1.	Clasificación de calidad de sedimentos por medio de las concentraciones de metales pesados.	62
5.4.2.	Clasificación de calidad de sedimentos por medio del ICS.	67
5.5.	Correlación entre parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en agua superficial, granulometría y metales pesados en sedimentos.	73
5.6.	Análisis integrado entre indicadores de calidad de agua e indicadores de calidad de sedimentos.	77
5.6.1.	Variación temporal de parámetros de calidad de agua y metales pesados y partículas finas en sedimentos de fondo.	82
5.6.2.	Cargas contaminantes de CF, PO_4^{3-} y NO_3^- .	84
VI.	Conclusiones.	87
VII.	Recomendaciones.	90
VIII.	Bibliografía.	92
IX.	Anexos.	99

Lista de figuras.

	Página
Figura 1. Enfoque integrado para la gestión del agua.	4
Figura 2. Diagrama del marco general de la GIRH.	5
Figura 3. Esquema conceptual de rangos de efectos para una concentración de un químico en un sedimento.	10
Figura 4. Clasificación de contaminantes químicos en cinco categorías en relación con los criterios de TEL y PEL.	11
Figura 5. Fauna representativa de los sedimentos.	13
Figura 6. Determinación de corridas para determinar el ICS.	15
Figura 7. Mapa de municipios que forman parte de la subcuenca del río Sucio.	20
Figura 8. Subcuenca del río Sucio indicando sitios muestreados.	21
Figura 9. Mapa de usos del suelo dentro de la subcuenca del río Sucio.	22
Figura 10. Esquema con ejemplos de zonas de deposición de sedimentos.	27
Figura 11. Esquema seguido para el muestreo de sedimentos de fondo y su respectiva preservación.	28
Figura 12. Equipo ICP Optima 8300 utilizado para la determinación de concentraciones de metales pesados.	29
Figura 13. Esquema seguido para la determinación de concentraciones de metales pesados en sedimentos de fondo.	30
Figura 14. Tabla con datos ingresados en Infostat® para la determinación de la significancia de la diferencia en concentraciones de metales pesados en sedimentos entre épocas climáticas.	31
Figura 15. Horno 30400 Thermolyne® utilizado para el secado de las muestras a 60 °C.	32
Figura 16. Disposición de muestras en el horno 30400 Thermolyne® para su respectivo secado.	32
Figura 17. Tamices y mezclador Meinzer II™ utilizados para el análisis granulométrico.	32
Figura 18. Balanza analítica AB204 Mettler Toledo® utilizada para el pesado de las fracciones de sedimentos.	32
Figura 19. Esquema seguido la determinación de la distribución de partículas de sedimentos.	33

Figura 20.	Muestreo de macroinvertebrados utilizando una red Surber WATERMARK®.	35
Figura 21.	Limpieza y separación de macroinvertebrados utilizando tamices.	35
Figura 22.	Separación de macroinvertebrados utilizando un estereoscopio Fisherbrand™ Stereomaster™.	35
Figura 23.	Separación de macroinvertebrados utilizando pinzas.	35
Figura 24.	Esquema de la metodología seguida para el muestreo de macroinvertebrados bentónicos y procesamiento de las muestras para la determinación del ICS.	36
Figura 25.	Tabla con datos ingresados en Infostat® para la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para determinar la significancia de la diferencia en valores de ICS.	37
Figura 26.	Muestreo de agua superficial.	38
Figura 27.	Multiparámetro Extech® EC500 utilizado para la medición de parámetros de campo.	38
Figura 28.	Esquema de la metodología seguida para el muestreo de agua superficial y el respectivo almacenaje y preservación de muestras.	39
Figura 29.	Equipo UV-VIS Evolution™ 260 BIO de Thermo Scientific™ utilizado para el análisis de NO ₃ ⁻ y PO ₄ ³⁻ .	40
Figura 30.	Esquema de la metodología seguida para la determinación de NO ₃ ⁻ y PO ₄ ³⁻ .	41
Figura 31.	Esquema de la metodología seguida para la determinación de OD.	42
Figura 32.	Esquema de la metodología seguida para la determinación de DBO5.	43
Figura 33.	Equipo 2100N HACH® utilizado para el análisis de TURB.	44
Figura 34.	Esquema de la metodología seguida para la determinación de TURB.	44
Figura 35.	Esquema de la metodología seguida para la determinación de CF.	45
Figura 36.	Esquema de la metodología seguida para la determinación de caudal.	47
Figura 37.	Tabla con datos ingresados en Infostat® para la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para determinar la significancia de la diferencia en valores parámetros de calidad del agua entre épocas climáticas.	48
Figura 38.	Tabla con datos ingresados en Infostat® para la determinación de coeficientes de correlación de Pearson.	49
Figura 39.	Esquema general de metodologías seguidas y sus respectivas interrelaciones.	50
Figura 40.	Variación temporal y espacial del caudal en el cauce del río Sucio.	51
Figura 41.	Caudales en m ³ /s medidos en tres épocas climáticas diferentes en el cauce	52

	del río Sucio.	
Figura 42.	Velocidades medias en m/s medidas en tres épocas climáticas en el cauce del río Sucio.	53
Figura 43.	Granulometría de sedimentos de fondo del cauce del río Sucio en diferentes épocas climáticas.	54
Figura 44.	Líneas temporales indicando las clasificaciones de índices de calidad del agua por medio del ICA.	56
Figura 45.	Calidad de las aguas superficiales año 2023 a través de la metodología del índice de calidad del agua del CCME.	57
Figura 46.	Calidad de sedimentos por medio de la evaluación de metales pesados utilizando las guías del CCME año 2022.	57
Figura 47.	Variación temporal y espacial de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos evaluados en agua superficial en la subcuenca del río Sucio.	59
Figura 48.	Variación temporal y espacial de los metales pesados evaluados en los sedimentos de fondo del cauce del río Sucio.	63
Figura 49.	Fotografías de macroinvertebrados bentónicos encontrados en los sedimentos de fondo del río Sucio.	70
Figura 50.	Clasificaciones ICA, CETESB e ICS para las cinco épocas climáticas evaluadas en el cauce del río Sucio.	78
Figura 51.	Cargas contaminantes de CF, NO ₃ ⁻ y PO ₄ ³⁻ en la subcuenca del río Sucio.	85

Lista de cuadros.

		Página
Cuadro 1.	Directrices sobre calidad de sedimentos desarrolladas por el CCME.	11
Cuadro 2.	Directrices sobre calidad de sedimentos desarrolladas por la USEPA.	12
Cuadro 3.	Parámetros y pesos relativos para el cálculo del índice de calidad del agua (ICA).	17
Cuadro 4.	Clasificación de calidad del agua de acuerdo al índice de calidad del agua (ICA).	17
Cuadro 5.	Clasificación de calidad del agua de acuerdo al índice del CCME.	19
Cuadro 6.	Sitios de muestreo en la subcuenca del río Sucio.	24
Cuadro 7.	Protocolo de almacenaje y preservación de muestras de agua superficial por parámetro analizado.	38
Cuadro 8.	Número de verticales a considerar en la sección transversal de medición, en función del ancho del río.	46
Cuadro 9.	Macroinvertebrados bentónicos encontrados en el río Sucio por época climática.	71
Cuadro 10.	Matriz de correlación de probabilidades.	74
Cuadro 11.	Matriz de frecuencia de clasificaciones de sedimentos de fondo del río Sucio por CETESB e ICS en la época seca del año 2022.	80
Cuadro 12.	Matriz de frecuencia de clasificaciones de sedimentos de fondo del río Sucio por CETESB e ICS en la época lluviosa del año 2022.	80
Cuadro 13.	Significancias de las diferencias en valores de metales pesados de sedimentos de fondo y en valores de parámetros de calidad del agua en las diferentes épocas muestreadas en el cauce del río Sucio.	83

Lista de anexos.

		Página
Anexo 1.	Granulometría de sedimentos de fondo del cauce del río Sucio para diferentes épocas climáticas.	99
Anexo 2.	Resultados de parámetros de calidad del agua en la subcuenca del río Sucio para las diferentes épocas evaluadas.	100
Anexo 3.	Gráficos box-plot de parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y metales pesados determinados en el cauce del río Sucio.	101
Anexo 4.	Resultados de concentraciones de metales pesados en sedimentos de fondo para las diferentes épocas climáticas.	102
Anexo 5.	Abundancia absoluta, riqueza absoluta de macroinvertebrados bentónicos e Índice de Comparación Secuencial.	103
Anexo 6.	Promedios y desviaciones estándar de diferentes parámetros en sedimentos de fondo y en agua superficial en las diferentes épocas muestreadas en el cauce del río Sucio.	104
Anexo 7.	Cargas contaminantes de CF, PO_4^{3-} y NO_3^- para las diferentes épocas climáticas en los diferentes sitios de muestreo en la subcuenca del río Sucio.	105

Lista de abreviaturas.

ANZECC/ARMCANZ	Australian and New Zealand Environment and Conservation Council / Agriculture and Resource Management Council of Australian
As	Arsénico
Ag	Plata
CCME	Canadian Councils Ministers of the Environment
Cd	Cadmio
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CF	Coliformes fecales
Co	Cobalto
Cr	Cromo
Cu	Cobre
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DOA	Dirección General de Observatorio de Amenazas y Recursos Naturales
GIRH	Gestión Integral de Recursos Hídricos
HCl	Ácido Clorhídrico
Hg	Mercurio
HNO ₃	Ácido Nítrico
H ₂ SO ₄	Ácido Sulfúrico
ICA	Índice de Calidad del Agua
ICS	Índice de Comparación Secuencial
L22	Época lluviosa 2022
MARN	Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales
Ni	Níquel
NSF	National Sanitation Foundation
NTU	Nephelometric Turbidity Unit
OD	Oxígeno Disuelto
PCA	Análisis de Componentes Principales
PEL	Nivel de Efecto Probable

S22	Época seca año 2022
SDT	Sólidos Disueltos Totales
SNET	Servicio Nacional de Estudios Territoriales
TAMB	Temperatura ambiente
TM	Temperatura de la muestra
TEL	Nivel de Efecto Umbral
TLS22	Transición época lluviosa a época seca año 2022
TSL22	Transición época seca a época lluviosa año 2022
TSL23	Transición época seca a época lluviosa año 2023
TURB	Turbidez
USEPA	U.S. Environmental Protection Agency
Zn	Zinc
ΔT	Cambio de temperatura del agua

I. Introducción.

La gestión de las aguas debe tomar como unidad territorial la cuenca hidrográfica, como lo menciona la Ley General de Recursos Hídricos (Asamblea Legislativa de la República de El Salvador, Ley General de Recursos Hídricos, 2021, Artículo 8), por ende, como parte de los componentes de una cuenca hidrográfica, es importante caracterizar los sedimentos de fondo y las aguas superficiales de los cauces de los ríos, así como la biodiversidad presente. Dicha información ayudará a los tomadores de decisión a elegir, en base a datos, las acciones más adecuadas a implementar en las cuencas hidrográficas.

El Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, desde el año 2006, realiza el monitoreo de la calidad y cantidad de agua en ríos, mediante la recolección de muestras, análisis de parámetros de calidad de agua y aforo en sitios de muestreo, distribuidos en 55 ríos en el territorio nacional, con el propósito de evaluar su condición para el desarrollo de la vida acuática y aptitudes de uso. En el último informe de calidad del agua del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, el cual fue publicado en el 2022, se reportaron los resultados de calidad del agua y aptitudes de uso de 123 sitios de monitoreo.

Sermeño Chicas et al. (2010) llevaron a cabo una investigación en 56 sitios de muestreo en la cual determinaron la calidad ambiental de las aguas de algunos ríos de El Salvador por medio de un índice biológico de familias, para dicho estudio se definió una metodología estandarizada de muestreo multihábitat de macroinvertebrados acuáticos mediante el uso de la Red “D” en ríos.

El Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, en su informe de calidad del agua publicado en el 2022, reportó la calidad de sedimentos en cauces, determinadas por medio de la comparación con las guías de calidad de sedimentos desarrolladas por el Canadian Council of Ministers of the Environment (2002), para 20 sitios de la red nacional de monitoreo de calidad de agua, dichos muestreos fueron realizados durante la época seca. Aunque se han realizado algunos esfuerzos al respecto, aún se requiere profundizar y evaluar de forma más específica la calidad de los sedimentos en cauces considerados como prioritarios (MARN, 2017), tal es el caso de la subcuenca del río Sucio.

En la subcuenca del río Sucio se llevan a cabo una gama de actividades productivas que aportan al desarrollo económico del país; entre estas destacan el sistema de abastecimiento de agua al Proyecto Zona Norte y a la estación de bombeo localizada en Los Chorros, departamento de La Libertad, autoabastecimiento de agua, irrigación en los distritos de Zapotitán y Atiocoyo, así como uso industrial (Esquivel, 1997). Estas actividades generan fuertes presiones en la cuenca hidrográfica y más específicamente en el cauce del río Sucio. Así, según los inventarios de vertidos realizados en el río Sucio por el Servicio Nacional de Estudios Territoriales (2002), este recibe descargas industriales, alimenticias, agroindustriales, de tenerías y textileras, lo cual es preocupante ya que el agua de dicho río es uno de los afluentes del sitio Ramsar Embalse Cerrón Grande según lo mencionado por el Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2004).

Con la investigación en la subcuenca del río Sucio, se caracterizó la calidad y granulometría de sedimentos de fondo del cauce principal del río Sucio, para cinco sitios de muestreo en diferentes épocas climáticas, teniendo en cuenta sus concentraciones de metales pesados, biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos, contenido de fracción de partículas finas de sedimentos de fondo y características fisicoquímicas y microbiológicas del agua superficial. Para lo anterior se formularon las hipótesis: (1) Los sedimentos de fondo del cauce del río Sucio se categorizan con mejor calidad en la época lluviosa que en la época seca independientemente de su granulometría y; (2) Para condiciones de caudal mínimo la calidad del agua superficial está directamente correlacionada con la calidad de los sedimentos independientemente de su granulometría.

II. Objetivos.

Caracterizar la calidad de los sedimentos de fondo del cauce del río Sucio por medio de las concentraciones de metales pesados y biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos,

Evaluar la calidad fisicoquímica y microbiológica del agua superficial de la subcuenca del río Sucio y su relación con la granulometría y calidad de sus sedimentos,

Analizar la variación temporal y espacial de la calidad del agua y sedimentos del río Sucio en el entorno de su cuenca.

III. Revisión de literatura.

3.1. Gestión Integral de Recursos Hídricos.

La Gestión Integral de Recursos Hídricos (GIRH) ha sido definida por Global Water Partnership (2013) como un proceso que promueve el desarrollo y la gestión coordinada del agua, la tierra y los recursos relacionados con el fin de maximizar el bienestar económico y social resultante de manera equitativa sin comprometer la sostenibilidad de los recursos vitales.

El enfoque de GIRH combina los aspectos de integración, uso sostenible del agua y participación intersectorial de los interesados en el uso y la gestión de los recursos hídricos en una cuenca o subcuenca (Figura 1) (Stockholm International Water Institute, 2020).

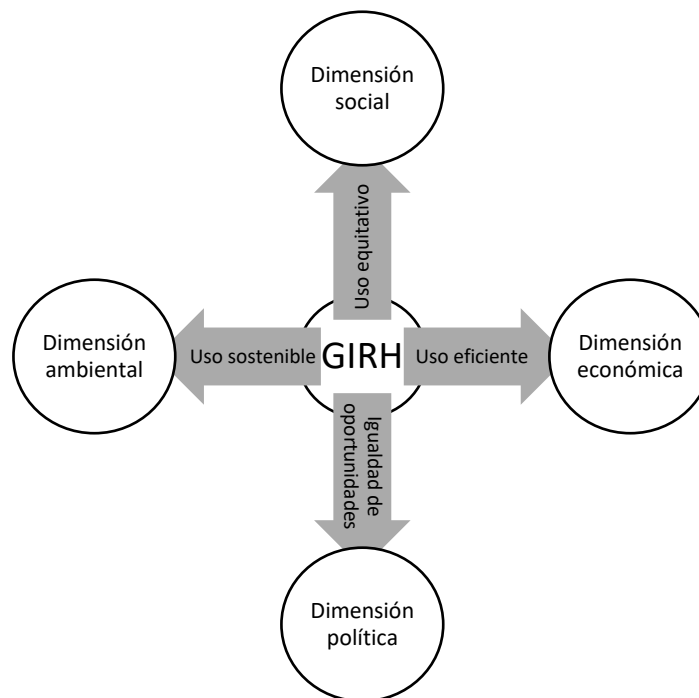


Figura 1. Enfoque integrado para la gestión del agua.

Fuente: Modificado de Stockholm International Water Institute (2020).

De acuerdo al Stockholm International Water Institute (2020), la GIRH reconoce la importancia de todo el ciclo del agua y su interacción con otros ciclos ecológicos en el ecosistema natural, además reconoce los diversos intereses de todos los usuarios del agua en los diferentes sectores de la sociedad

en un área de captación, la distribución generalmente desigual de los recursos hídricos entre los diferentes sectores socioeconómicos de la sociedad y la necesidad de procesos de toma de decisiones equitativos, así como uso y precios asequibles de los recursos hídricos. En la Figura 2 se detallan los pilares que respaldan la implementación sólida de la GIRH de acuerdo a la Global Water Partnership (2013).



Figura 2. Diagrama del marco general de la GIRH.

Fuente: Global Water Partnership (2013).

Por tanto, como parte de los instrumentos de gestión se tiene la evaluación de los recursos hídricos que puede involucrar el estudio de sedimentos de fondo en cauces de ríos (macroinvertebrados bentónicos, metales pesados y granulometría), así como la calidad del agua superficial de ríos.

3.2. Sedimentos de fondo.

El sedimento de fondo, es el suelo fino, inundado o semisaturado que existe en el fondo de lagos, ríos, arroyos y humedales (Adams et al., 1992). Según el Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) (1999), los sedimentos influyen en el destino ambiental de muchas sustancias tóxicas y bioacumulativas en los ecosistemas acuáticos, ya que forman asociaciones con partículas y se incorporan a los sedimentos del lecho, en consecuencia, los sedimentos también pueden actuar como fuentes a largo plazo de estas sustancias para el medio ambiente acuático.

Según Simpson y Batley (2016), los sedimentos de muchos de los sistemas fluviales urbanos, estuarios y aguas costeras cercanas a la costa en todo el mundo tienen altas cargas de contaminantes, las principales fuentes puntuales de contaminación de sedimentos son las aguas residuales parcialmente tratadas y las descargas de varias industrias. Según Simpson y Batley (2016), los eventos de lluvia pueden resultar en la lixiviación de sitios terrestres contaminados, y los contaminantes llegan a las aguas superficiales y subterráneas, las cuales pueden contribuir a la contaminación continua de los sedimentos.

El estudio de los sedimentos de fondo en los cauces de ríos, puede incluir la determinación de la granulometría, la determinación de las concentraciones de metales pesados, la determinación de la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos y las determinaciones de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua superficial que se encuentra en contacto con dichos sedimentos.

3.2.1. Granulometría de los sedimentos.

Para Okeyode y Jibiri, (2012), los sedimentos son una mezcla heterogénea de partículas que van desde el milímetro hasta la submicra en tamaño, caracterizándose como fracciones de material grueso, arena y arcilla más limo, sobre la base de separaciones que utilizan tamices de 2 mm y 63 μm . De acuerdo a Khan y Valentino (2022), la distribución del tamaño de grano es uno de los parámetros básicos que permite describir las propiedades de los suelos y fragmentos de roca, así como determinar las condiciones de su depósito dentro de una cuenca.

La determinación granulométrica en los sedimentos de fondo en los cauces de los ríos es importante ya que en la fracción de arcilla más limo se tiene un área superficial alta y, debido a su química superficial, es más probable que absorba contaminantes orgánicos y metales pesados (Simpson et al., 2013).

3.2.2. Metales pesados.

De acuerdo a Okechukwu Ohiagu et al. (2022), los metales pesados son elementos metálicos naturales cuyas densidades son unas 5 veces mayores que la del agua (densidad $> 5 \text{ g/cm}^3$). Algunos

metales pesados son esenciales para el funcionamiento de los organismos vivos, requiriéndose en cantidades traza, pero se vuelven tóxicos cuando se encuentran en concentraciones elevadas o se modifica su forma química, entre estos están el Cobre (Cu), Zinc (Zn), Níquel (Ni) y Cobalto (Co), por el contrario, otros metales son tóxicos y sin alguna actividad biológica, estos se conocen como no esenciales y abarcan el Plomo (Pb), Mercurio (Hg), Cadmio (Cd), Arsénico (As), Plata (Ag) y Cromo (Cr) (Calva y Torres, 2004).

Si bien los metales pesados son elementos naturales que se encuentran en toda la corteza terrestre, la mayor parte de la contaminación ambiental es el resultado de actividades antropogénicas (Tchounwou et al., 2012). Jin et al. (2022) investigaron la contaminación a largo plazo del río Huafei en China. En dicha investigación se analizaron muestras sedimentarias del río Huafei, evaluando el grado y el riesgo ecológico de la contaminación por metales pesados. Se identificaron cuatro fuentes principales de contaminantes de metales pesados, para el Cr, Cu, Ni, Pb, Zn y Hg las fuentes fueron las actividades industriales, fuentes de tráfico y fuentes naturales, se identificó el origen del Cd en actividades industriales y agrícolas, mientras que el As se asoció principalmente a actividades industriales.

Por su parte, Zhou et al. (2020) recopilaron datos sobre concentraciones totales de Cd, Pb, Cr, Hg, Zn, Cu, Ni, Al, Fe, Mn, As y Co en cuerpos de agua superficial. La intención fue investigar los niveles y las fuentes de contaminación por metales pesados a lo largo de cinco décadas y cinco continentes. Acorde con los resultados de dicha investigación, las principales fuentes de metales diferían en los cinco continentes. En África las fuentes dominantes de metales fueron debidas al uso de fertilizantes y pesticidas, junto con la erosión de las rocas. En Asia y Europa la minería y la manufactura, junto con la erosión de las rocas, fueron las fuentes principales de metales. Para América del Norte, la minería y la manufactura, junto con el uso de fertilizantes y pesticidas, fueron las fuentes dominantes de metales. En América del Sur, las fuentes dominantes de contaminación de metales pesados fueron la minería y manufactura, el uso de fertilizantes y pesticidas, la meteorización de rocas y la descarga de desechos.

Como componente importante de los ecosistemas fluviales, los sedimentos sirven como sumidero y fuente de metales pesados. Así, 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 en el sedimento pueden resuspenderse y causar contaminación en el cuerpo de agua. En ambos casos, se afecta la biodiversidad del ecosistema a través de la red alimentaria (Huang et al., 2020). Los sedimentos del fondo proporcionan hábitats y una fuente de alimento para la fauna bentónica, que puede acumular metales pesados de los sedimentos. Los metales pesados pueden incorporarse a los peces del agua, los sedimentos y los alimentos debido a su posición en la cadena alimentaria (Gevorgyan et al., 2021).

El monitoreo de metales pesados puede realizarse directamente determinando las concentraciones de metales y comparándolas con guías como las establecidas por el CCME (2002) o indirectamente por medio de índices de biodiversidad utilizando macroinvertebrados bentónicos.

3.2.3. Macroinvertebrados bentónicos.

De acuerdo a Pérez et al. (2016), los macroinvertebrados son todas esas especies cuyo tamaño es igual o superior a los 500 μm y pueden pertenecer al neuston cuando son nadadores activos, al neuston cuando habitan la superficie del agua o al bentos si permanecen la mayor parte del tiempo en el fondo del cuerpo del agua, ya sea en sustratos orgánicos como el detrito, plantas acuáticas, hojarasca, ramas y troncos, o cualquier sustrato inorgánico, como rocas, grava, y arena, además, estos organismos pueden habitar tanto en ecosistemas lóticos como lénticos.

Según Sermeño Chicas et al. (2010), existen muchas razones por las cuales se consideran a los macroinvertebrados como los mejores indicadores de la calidad del agua, entre las que se citan las siguientes: son abundantes, de amplia distribución y fáciles de recolectar; poseen una gran diversidad de especies, con un amplio espectro de respuestas ambientales; son sedentarios en su mayoría, reflejando así las condiciones locales; son relativamente fáciles de identificar en comparación con otros grupos de organismos como los virus y bacterias; presentan los efectos de variaciones ambientales de corto tiempo; facilitan información para integrar efectos acumulativos; sus ciclos vitales son relativamente largos; son apreciables a simple vista; se encuentran en una amplia variedad de ambientes acuáticos y se pueden criar en el laboratorio.

En general, los macroinvertebrados bentónicos son fácilmente identificables por personas con poco conocimiento en taxonomía. Para trabajar con bentos se requieren menos recursos económicos que los que podrían necesitarse para realizar análisis químicos, ya que para su separación solo se requieren pinzas, guantes, tamices, una lupa o estereoscopio y para su preservación alcohol al 70%.

3.3. Calidad de sedimentos.

La calidad de los sedimentos puede ser determinada por medio de la comparación de concentraciones de metales pesados con valores de referencia como los establecidos por el CCME (2002), así como por medio de índices de biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos, como lo es el ICS de Cairns y Dickson (1971).

3.3.1. Calidad de sedimentos por medio de metales pesados.

Se ha propuesto a nivel internacional una gama de valores de referencia de la calidad de los sedimentos para los metales pesados y forman la base de las evaluaciones del riesgo que los contaminantes de los sedimentos pueden representar para el medio ambiente (Simpson y Batley, 2016). Hay una diversidad de guías de calidad de sedimentos basadas en pruebas de toxicidad de metales pesados en la vida acuática, entre estas se encuentran las desarrolladas por el CCME (2002), Australian and New Zealand Environment and Conservation Council y Agriculture and Resource Management Council of Australian (ANZECC/ARMCANZ) y la U.S. Environmental Protection Agency (USEPA).

Las guías de calidad de los sedimentos son importantes porque los sedimentos tienen una profunda influencia en la salud de los organismos acuáticos que pueden estar expuestos a productos químicos a través de sus interacciones inmediatas con los sedimentos del lecho. Las guías de calidad de los sedimentos para la protección de la vida acuática se derivan de la información toxicológica disponible sobre los efectos biológicos de las sustancias químicas asociadas a los sedimentos en los organismos acuáticos (como en la Figura 3) y las directrices resultantes proporcionan puntos de referencia que se utilizan como base para la evaluación, protección y mejora de la calidad de los sedimentos (CCME, 1999).

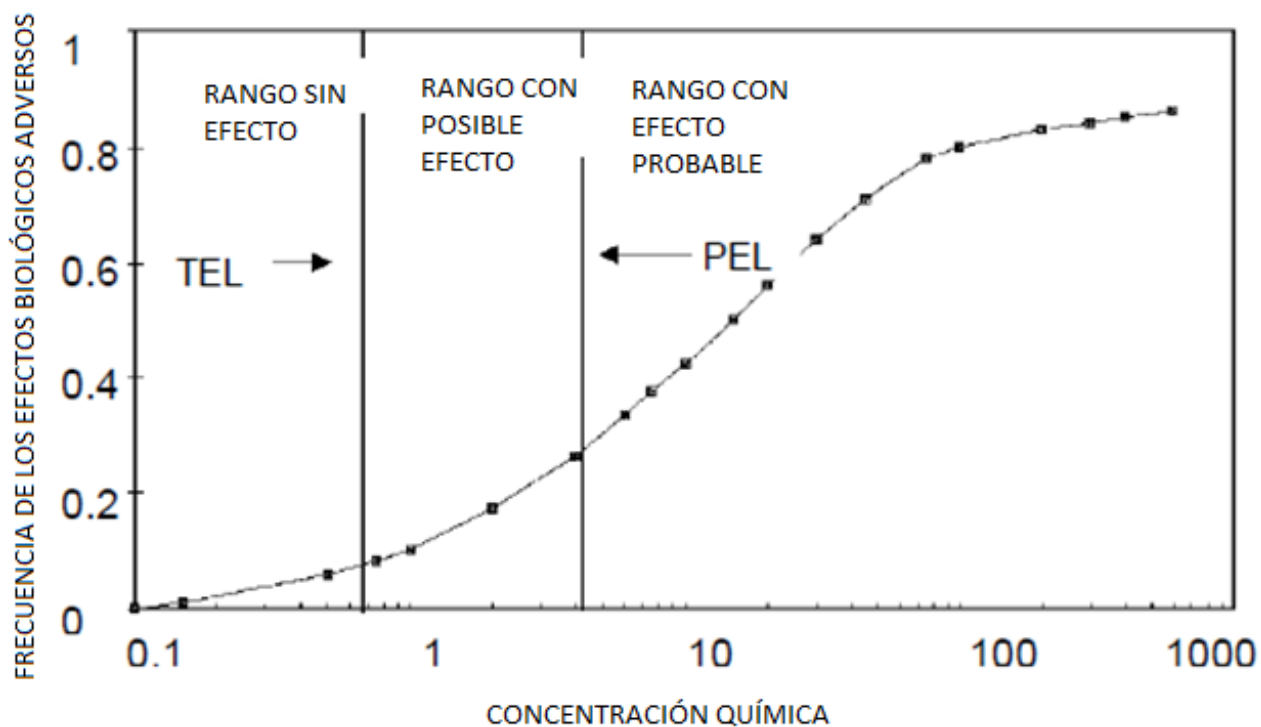


Figura 3. Esquema conceptual de rangos de efectos para una concentración de un químico en un sedimento.

Dónde: TEL significa nivel de efecto umbral y PEL nivel de efecto probable.

Fuente: CCME (1999).

Directrices de calidad de sedimentos del Canadian Council of Ministers of the Environment.

Bajo los auspicios del CCME, se han desarrollado directrices canadienses sobre la calidad de los sedimentos para la protección de la vida acuática (Cuadro 1). Estas pautas de calidad de los sedimentos se pueden utilizar para evaluar la calidad de los sedimentos, para ayudar a establecer objetivos de calidad de los sedimentos que sostendrán la salud del ecosistema acuático a largo plazo y para desarrollar objetivos específicos del sitio. La calidad se basa en los valores de TEL (concentración por debajo de la cual rara vez se esperan efectos biológicos adversos) y PEL (concentración por encima de la cual se esperan frecuentemente efectos biológicos adversos) para As, metales y compuestos orgánicos (CCME, 2002).

Cuadro 1. Directrices sobre calidad de sedimentos desarrolladas por el CCME.

Sustancia	TEL (mg/kg)	PEL (mg/kg)
As	5.9	17.0
Cd	0.6	3.5
Cr	37.3	90.0
Cu	35.7	197
Pb	35.0	91.3
Hg	0.17	0.486
Zn	123	315

Fuente: CCME (2002).

Clasificación de calidad de sedimentos por la Companhia Ambiental do Estado de São Paulo.

Para el diagnóstico químico, la Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) estableció cinco clases de calidad, según su relación con el TEL y PEL definidos por el CCME (2002) (Figura 4). Así, la calidad óptima, para cada contaminante, corresponderá a una concentración por debajo del TEL. La calidad buena corresponderá al rango entre TEL y la concentración correspondiente al 50 % del rango entre TEL y PEL, sumada al TEL. La calidad regular corresponderá a una concentración entre el 50 % del rango entre TEL y PEL, sumada al TEL y menor al PEL. La calidad mala corresponderá al rango entre el PEL y la concentración correspondiente a 1.5 del PEL. La calidad pésima corresponderá a la concentración mayor a 1.5 veces el valor del PEL.

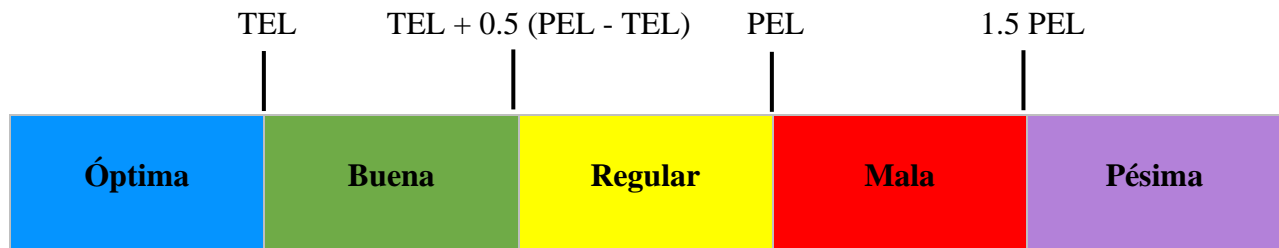


Figura 4. Clasificación de contaminantes químicos en cinco categorías en relación con los criterios de TEL y PEL.

Nota: Los valores de TEL y PEL para cada sustancia pueden consultarse en el Cuadro 1.

Fuente: CETESB (2021).

En términos biológicos, un solo contaminante en alta concentración sería suficiente para causar daño a una población (CETESB, 2021), por lo que la clasificación de sedimentos será la peor clasificación obtenida para los metales pesados presentes en el sedimento de fondo.

Clasificación de la calidad de sedimentos de la Región IV (Sureste) U.S. Environmental Protection Agency.

Los valores de detección de sedimentos de la Región IV (Sureste) de la USEPA según Friday (2005), se derivaron de la interpretación estadística de las bases de datos de efectos obtenidas de la literatura. El nivel de efecto seleccionado es el más bajo del rango de efectos bajos. Estos valores generalmente se basan en observaciones de toxicidad directa. En el Cuadro 2 se muestran las directrices sobre calidad de sedimentos desarrolladas por la USEPA para la Región IV.

Cuadro 2. Directrices sobre calidad de sedimentos desarrolladas por la USEPA.

Sustancia	Valor guía (mg/kg)
As	7.24
Cd	1.0
Cr	52.3
Cu	18.7
Pb	30.2
Hg	0.13
Zn	124

Fuente: Friday (2005).

3.3.2. Calidad de sedimentos por medio de biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos.

Según González et al. (2012), las comunidades biológicas, como los macroinvertebrados acuáticos, han sido destacadas como indicadoras de las condiciones ambientales, ya que su presencia refleja las condiciones que prevalecen en el ambiente donde viven, como las condiciones físicas, químicas y bióticas, además de las diferentes presiones sobre los ecosistemas naturales. En la Figura 5 se muestran algunos macroinvertebrados bentónicos asociados a la calidad de los sedimentos: Plecoptera, Ephemeroptera, Corydalidae, Tricoptera, Simuliidae, Amphipoda, Isopoda, Gastropoda,

Sphaeriidae, Zygoptera, Anisoptera, Tendipedidae, Hirundinea, Tubificidae, Psychoda, Tabifera-Eristalis. Dentro de la investigación desarrollada se clasificó hasta nivel de orden. Dentro de los métodos para determinar la calidad de los sedimentos, pueden destacarse el Índice de Shannon Weiner (Nolan y Callahan, 2005) y el Índice de Comparación Secuencial (ICS) de Cairns y Dickson (1971).

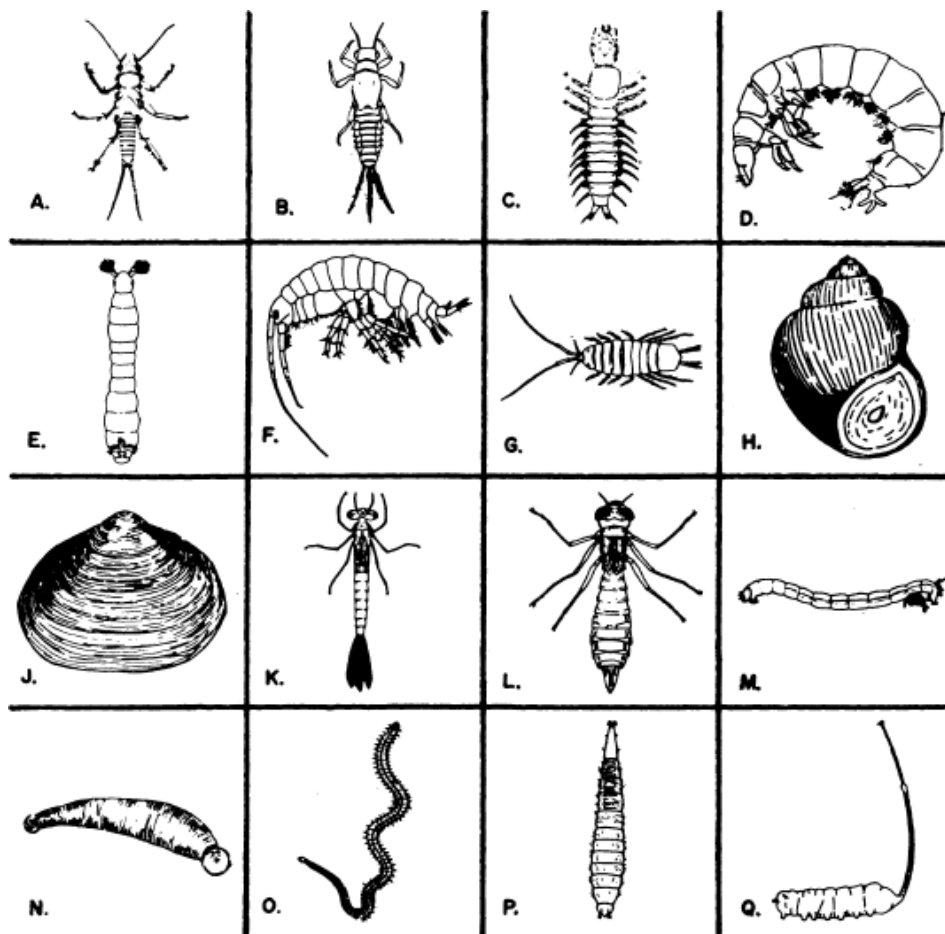


Figura 5. Fauna representativa de los sedimentos.

Dónde: A-Plecoptera, B-Ephemeroptera, C-Corydalidae, D-Trichoptera, E-Simuliidae, F-Amphipoda, G-Isopoda, H-Gastropoda, J-Sphaeriidae; K-Zygoptera, L-Anisoptera, M-Tendipedidae, N-Hirundinea, O-Tubificidae, P-Psychoda, Q-Tabifera-Eristalis.

Fuente: Cairns y Dickson (1971).

Índice de Shannon Weiner.

El índice de diversidad de Shannon Weiner (Ecuación 1), se calcula como el negativo de la sumatoria desde 1 hasta el número de familias del producto de la proporción de individuos de cada familia con

respecto al número total de individuos y el logaritmo natural de dicha proporción. Cuanto mayor sea el número, mayor será la diversidad de familias (Nolan y Callahan, 2005).

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad \text{Ec. 1}$$

Donde:

H': índice de diversidad de Shannon Weiner

S: número de familias

pi: proporción de individuos de cada familia que pertenecen a las iésima familias del número total de individuos

De acuerdo a Donjuán et al. (2017), el índice de Shannon Weiner en la mayoría de los ecosistemas naturales varía entre 0.5 y 5, aunque su valor normal está entre 2 y 3; valores inferiores a 2 se consideran bajos y superiores a 3 son altos, no teniendo límite superior.

Índice de Comparación Secuencial de Cairns y Dickson.

El ICS, según Cairns y Dickson (1971), es un método basado en distinguir organismos por color, tamaño y forma, dicho índice no requiere de experiencia en taxonomía. Lo único que se necesita es ser capaz de distinguir el número de tipos diferentes de organismos (taxones) y el número de corridas en las muestras. El índice de diversidad es obtenido, primero dividiendo el número de corridas entre el número de especímenes y luego multiplicando dicho resultado por el número de taxones y dividiendo entre dos para dar un valor final (Ecuación 2 y Ecuación 3). Al comparar los especímenes, si son similares son parte de la misma corrida y si no son similares es parte de una nueva corrida. En la Figura 6 se muestran dos casos, en el primero se tienen 7 corridas y en el segundo caso se tienen 3 corridas.

$$DI_T = \frac{\sum DI_i}{N} \times (\text{número de taxas}) \quad \text{Ec. 2}$$

$$DI_i = \frac{\text{número de corridas}}{\text{cantidad de especímenes}} \quad \text{Ec. 3}$$

Donde:

DI_T : ICS.

DI_i : número de corridas de macroinvertebrados entre la cantidad de especímenes examinados. Al comparar los especímenes, si son similares son parte de la misma corrida y si no son similares es parte de una nueva corrida.

Número de taxas: cantidad de familias encontradas en la muestra.

N: establecido como 2 para tener un 95 % de confianza que la media del índice cae en el rango del 20 % del valor verdadero según lo establecido en la metodología de Cairns y Dickson (1971).

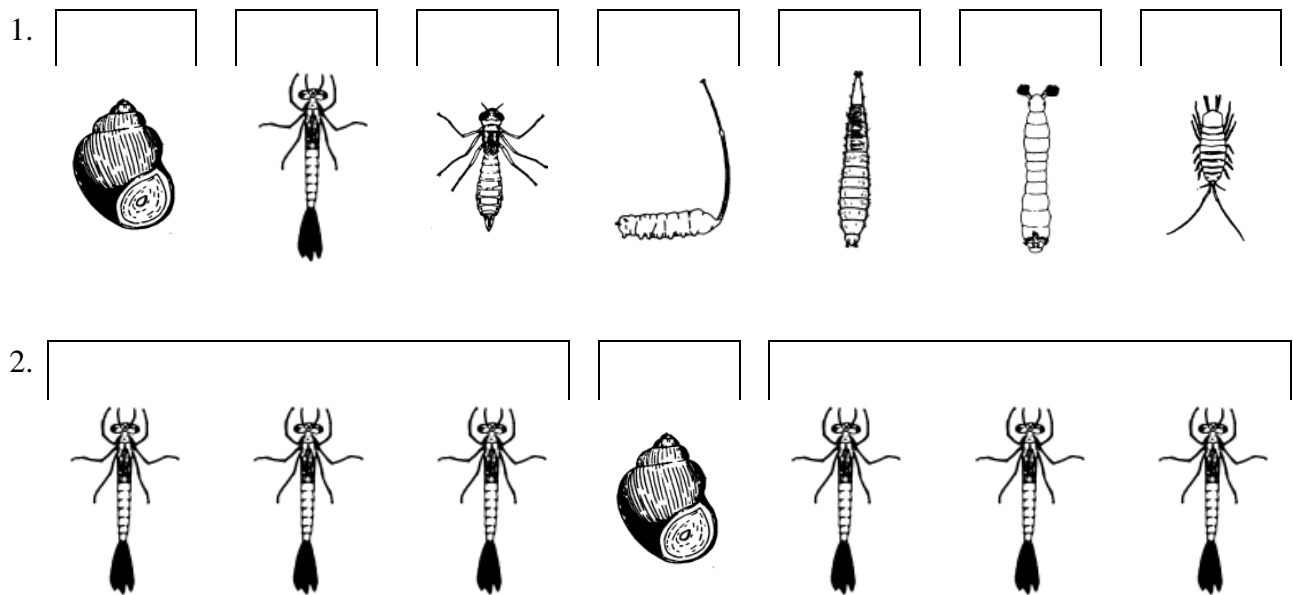


Figura 6. Determinación de corridas para determinar el ICS.

Nota: ¹Caso con 7 corridas. ²Caso con 3 corridas.

Cairns y Dickson (1971) indican que corrientes con buena calidad tienen valores altos de biodiversidad y una densidad balanceada, teniendo valores de ICS arriba de 12. Comunidades contaminadas con estructuras de población sesgadas tienen valores de 8 o menos. Valores intermedios han sido encontrados en situaciones de mediana contaminación.

3.4. Calidad del agua.

La calidad del agua comprende las características generales (físicoquímicas y biológicas) del agua. Ciertos indicadores de la calidad del agua (parámetros) deben estar bajo vigilancia de manera regular para mantener la salud de los cuerpos de agua en un nivel óptimo. De acuerdo a Burton (2003), la noción misma de calidad del agua está vinculada al uso previsto del agua: natación, bebida y cocina, riego, agua de procesos industriales, etc.

Un índice de calidad del agua extrae grandes cantidades de datos relacionados con la calidad del agua en términos elementales (excelente, buena, mala, muy mala e inadecuada) para informar al administrador y a la comunidad de forma regular (Palit et al., 2018). Entre los índices para determinar la calidad del agua se tienen el índice de calidad del agua (ICA) y el índice del CCME.

3.4.1. Índice de calidad del agua (ICA).

El índice de calidad del agua de la NSF fue propuesto por McClelland Brown, con el apoyo de la NSF de los Estados Unidos. Este método utiliza nueve parámetros para el cálculo del índice de calidad del agua basado en la ponderación de la opinión del panel de expertos. Los nueve parámetros para este cálculo son oxígeno disuelto (OD), Coliformes fecales (CF), Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO₅), pH, cambio de temperatura del agua (ΔT), fosfatos (PO_4^{3-}), nitratos (NO_3^-), Sólidos Disueltos Totales (SDT) y turbidez (TURB) (Hegard Sukmawati y Wayan Rusni, 2019). Habiéndose establecido curvas de clasificación y pesos asociados, varios métodos de cálculo son posibles, como el índice aditivo (Poonam et al., 2015).

En El Salvador, el MARN utiliza la metodología del índice de calidad del agua de la NSF desde el año 2006 para determinar el Índice de Calidad del Agua (ICA) (MARN, 2022a). Los valores de ICA pueden ser encontrados en el Sistema de Información Hidrológica (MARN, 2023a).

De acuerdo a MARN (2022b), para el cálculo del ICA se requiere utilizar la Ecuación 4.

$$ICA = \prod_{i=1}^9 (Sub_i^{w_i}) \quad \text{Ec. 4}$$

Donde:

ICA: Índice de Calidad del Agua,

Sub_i: subíndice de cada parámetro *i*,

w_i: pesos relativos asignados a cada parámetro (*Sub_i*) y ponderados entre 0 y 1, de tal forma que se cumpla que la sumatoria sea igual a uno.

Los parámetros y pesos asignados para el cálculo del ICA, de acuerdo a MARN (2022b), se muestran en el Cuadro 3. La clasificación de calidad del agua de acuerdo al ICA se presenta en el Cuadro 4.

Cuadro 3. Parámetros y pesos relativos para el cálculo del índice de calidad del agua (ICA).

Parámetro	Unidades	Peso relativo
CF	NMP/100mL	0.15
DBO ₅	mg/L	0.10
PO ₄ ³⁻	mg/L	0.10
NO ₃ ⁻	mg/L	0.10
ΔT	°C	0.10
OD	mg/L	0.17
pH	Unidad	0.12
SDT	mg/L	0.08
TURB	NTU	0.08

Fuente: MARN (2022b).

Cuadro 4. Clasificación de calidad del agua de acuerdo al índice de calidad del agua (ICA).

ICA	Color asignado	Clasificación
0-25		Pésima
26-50		Mala
51-70		Regular
71-90		Buena
91-100		Excelente

Fuente: MARN (2022b).

3.4.2. Índice del Canadian Council of Ministers of the Environment.

De acuerdo a CCME (2017), este índice se basa en la determinación de tres factores que representan alcance, frecuencia y amplitud, ver de la Ecuación 5 a la Ecuación 10. El alcance define el porcentaje de variables que tienen valores fuera del rango de niveles deseables para el uso que se esté evaluando respecto al total de variables consideradas. La frecuencia se halla por la relación entre la cantidad de valores fuera de los niveles deseables respecto al total de datos de las variables estudiadas. Mientras la amplitud es una medida de la desviación que existe en los datos, determinada por la magnitud de los excesos de cada dato fuera de rango al compararlo con su umbral.

$$WQI - CCME = 100 - \left(\sqrt{\frac{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}{1.732}} \right) \quad \text{Ec. 5}$$

$$F_1 = \frac{\text{Número de variables que fallaron}}{\text{Total de número de variables}} \times 100 \quad \text{Ec. 6}$$

$$F_2 = \frac{\text{Número de pruebas que fallaron}}{\text{Total de número de pruebas}} \times 100 \quad \text{Ec. 7}$$

$$\text{excursión} = \left(\frac{\text{Valores de pruebas que fallaron}}{\text{Objetivo}_j} \right)^{-1} \quad \text{Ec. 8}$$

$$nse = \sum_{i=1}^n \frac{\text{Excursión}}{\text{Número de pruebas}} \quad \text{Ec. 9}$$

$$F_3 = \frac{nse}{0.01nse} + 0.01 \quad \text{Ec. 10}$$

Dónde:

WQI - CCME: índice de calidad del agua del CCME,

F₁: representa alcance que es el porcentaje de parámetros que no cumplen con sus lineamientos al menos una vez durante el período de tiempo considerado (“parámetros fallidos”), en relación con el número total de parámetros medidos,

F₂: representa la frecuencia que es el porcentaje de pruebas individuales que no cumplen con las pautas ("pruebas fallidas"),

F₃: representa la amplitud que es la extensión o excursión en la cual la prueba que falló excede la guía,


Excursión: representa la cantidad de veces que un valor medido rebasa un valor guía.

nse: suma normalizada de excursiones,

La constante 1.732 es el factor de escala que asegura que el índice varíe entre 0 y 100.

En El Salvador, la metodología de cálculo del índice del CCME, se aplica por el MARN desde el año 2019 (MARN, 2022a). De acuerdo a lo mencionado en MARN (2022a), dicho índice ha sido diseñado para analizar toda la información disponible y, engloba la información histórica de los parámetros de calidad de agua, que tienen afectación en la calidad de la vida acuática, por lo anterior, no es una determinación puntual como el ICA, que analiza la información anual, sino un dato respaldado por los datos existentes en la base de datos de calidad de agua de la Dirección General de Observatorio de Amenazas y Recursos Naturales (DOA) del MARN. En el Cuadro 5 se muestra la escala de clasificación de acuerdo al MARN (2022c).

Cuadro 5. Clasificación de calidad del agua de acuerdo al índice del CCME.

WQI-CCME	Color asignado	Clasificación
0-25		Pésima
26-50		Mala
51-70		Regular
71-90		Buena
91-100		Excelente

Fuente: MARN (2022c).

IV. Materiales y métodos.

4.1. Zona de estudio: subcuenca del río Sucio.

Según estudios del Servicio Nacional de Estudios Territoriales (SNET, 2002), la subcuenca del río Sucio perteneciente a la cuenca del Río Lempa tiene un área de 830 km². El río Sucio nace en el Cerro de Plata dentro del distrito de riego de Zapotitán y cuenta con más de 68 km de longitud.

En la Figura 7 se muestra la subcuenca del río Sucio y sus ríos tributarios, así como los diez municipios y cuatro departamentos que forman parte de dicha subcuenca de acuerdo a lo dispuesto en la Ley Especial para la Reestructuración Municipal (2023).

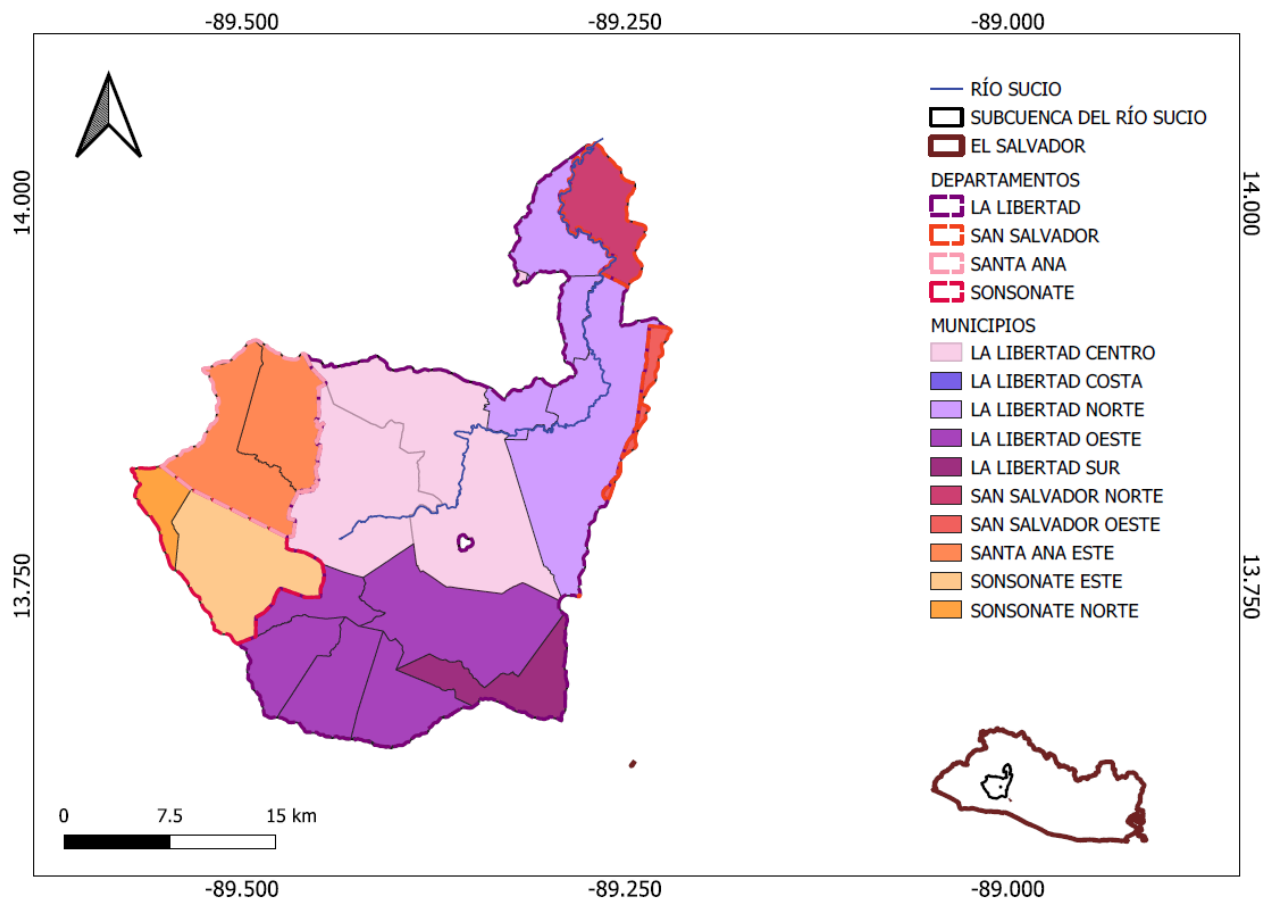


Figura 7. Mapa de municipios que forman parte de la subcuenca del río Sucio.

La calidad del agua del río Sucio ha sido determinada por el MARN, anteriormente SNET, desde el año 2006 por medio del ICA (MARN, 2023a), para esto el MARN ha adoptado cinco sitios de muestreo establecidos por el SNET (2002) (Figura 8).

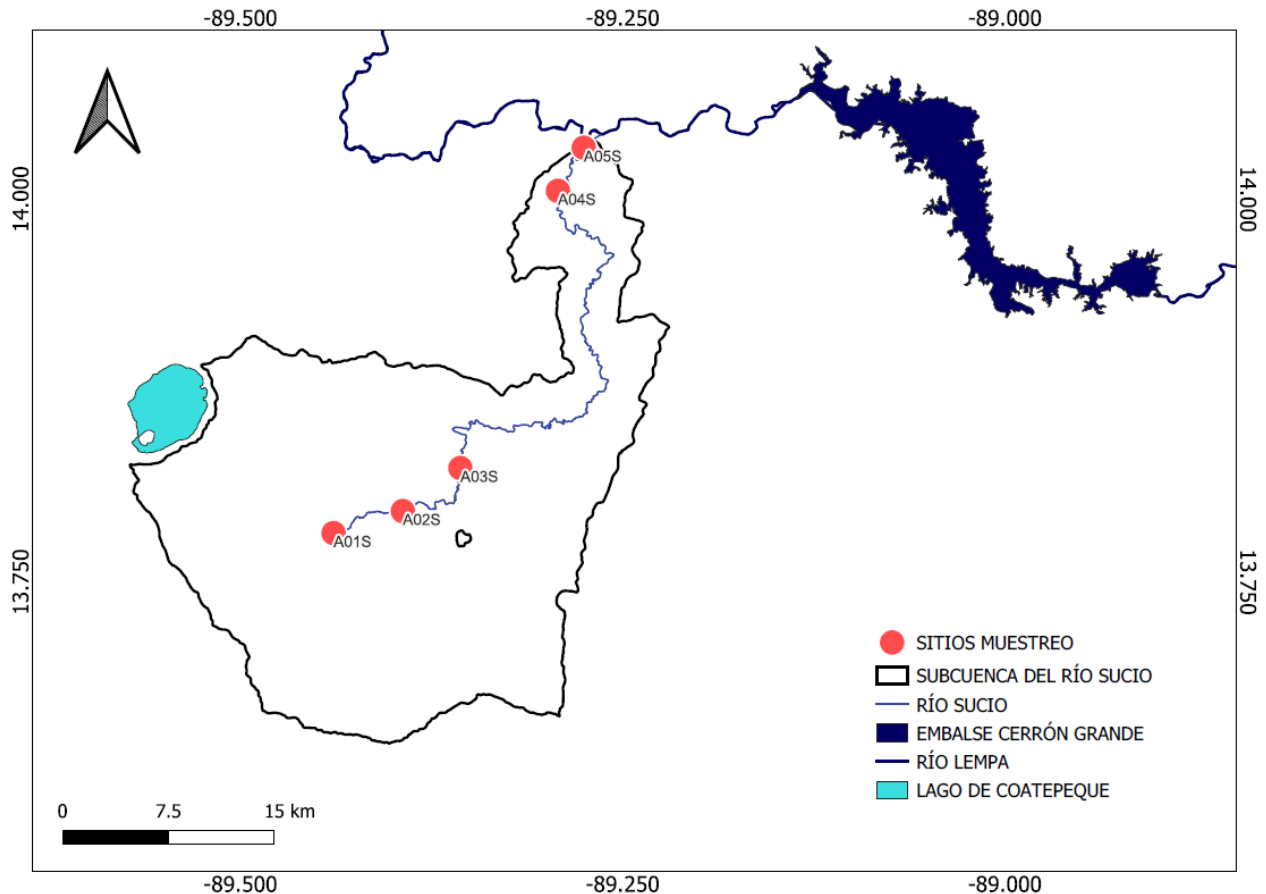


Figura 8. Subcuenca del río Sucio indicando sitios muestreados.

Nota: Para efectos de la presente investigación se han utilizado los códigos siguientes: A01S, A02S, A03S, A04S y A05S con su respectiva equivalencia MARN: A01SUCIO, A09SUCIO, A15SUCIO, A23SUCIO y A24SUCIO.

Dentro de la subcuenca del río Sucio se tiene diversidad de usos de suelo como puede observarse en la Figura 9, de los cuales los bosques latifoliados poseen un 21.20% del área de la subcuenca, el cultivo de café un 23.75%, los matorrales un 0.86%, los suelos urbanos y suelos desnudos un 10.45%, los granos básicos un 16.99%, el cultivo de arroz junto a los cultivos de riego un 1.90%, los cultivos frutales un 1.39%, los pastos un 13.18%, el cultivo de caña de azúcar un 8.77%, los estanques junto con las salineras y camaroneras un 0.10%, las coladas de lava un 1.39% y los cuerpos de agua un 0.02%.

Dentro de la subcuenca del río Sucio se encuentra el distrito de riego y avenamiento N° 1 Zapotitán (totalmente dentro de la subcuenca) y el distrito de riego y avenamiento N° 2 Atiocoyo Sur (parcialmente dentro de la subcuenca) (MAG, 2012), lo que implica requerimientos de agua de calidad apta para el riego de cultivos alimenticios, además, existen áreas naturales protegidas y áreas en proceso de declaratoria, las cuales ocupan un 5.85% del área total de la subcuenca, de acuerdo al MARN (2023b).

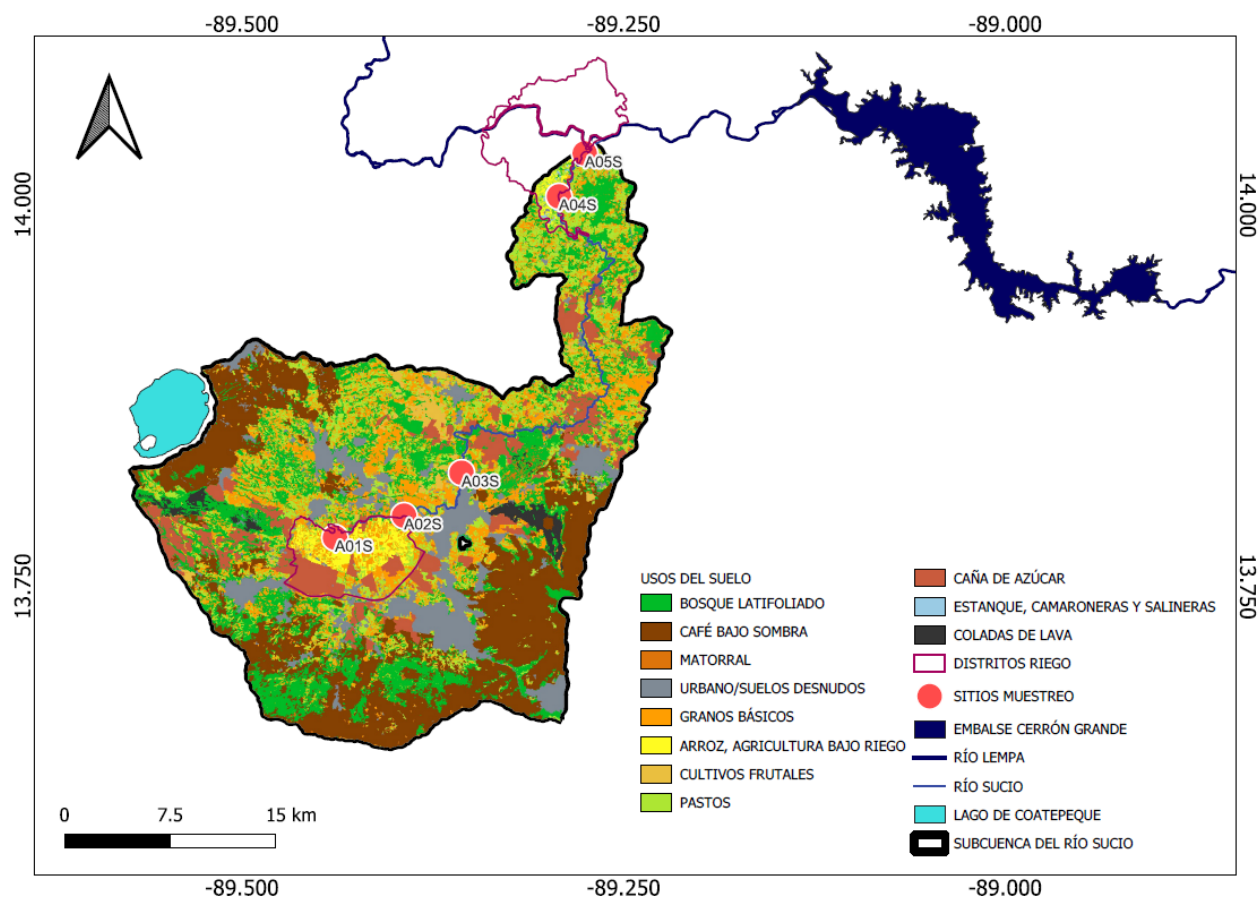


Figura 9. Mapa de usos del suelo dentro de la subcuenca del río Sucio.

Fuente: Modificado de MARN (2023b).

4.2. Marco espacial y temporal del estudio.



Un total de cinco sitios de muestreo de agua, sedimentos y macroinvertebrados fueron definidos para este estudio (Figura 8). Estos fueron seleccionados atendiendo los criterios definidos por el MARN entre los que se tienen la accesibilidad del sitio y características adecuadas para el muestreo de agua superficial, además, se adoptaron estos sitios para tener consistencia con los datos históricos de



monitoreo de calidad y realizar comparación con los resultados de este estudio. Para este estudio se adoptó un código propio, no obstante, los sitios de muestreo poseen un código definido por SNET (2002) y que en la actualidad ha sido adoptado por el MARN, el cual se presenta en el Cuadro 6 junto a la descripción general del sitio, las coordenadas del sitio y la fotografía de referencia.


Se utilizó una serie de datos de biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos, metales pesados y distribuciones granulométricas de sedimentos de fondo y parámetros de calidad de agua superficial, recolectados durante el año 2022 con apoyo del MARN; estos corresponden a muestreos de la transición época seca a época lluviosa (TSL22), época lluviosa (L22), transición época lluviosa a época seca (TLS22) y época seca (S22). Complementariamente, se realizó un muestreo correspondiente a la transición época seca a época lluviosa durante el año 2023 (TSL23).

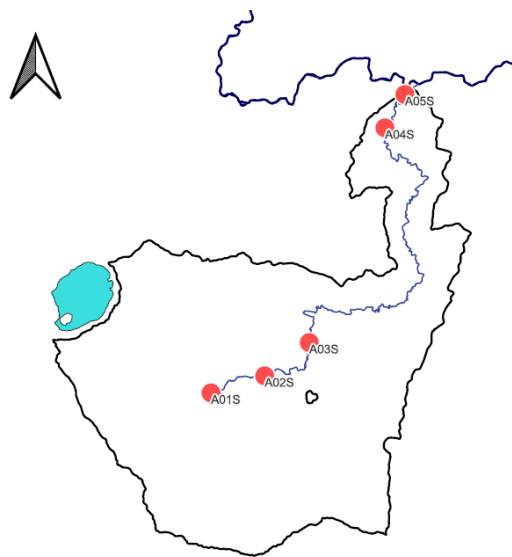
Este estudio en total contempla resultados de un índice de biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos, distribuciones granulométricas de sedimentos de fondo y datos de parámetros de calidad de agua superficial, colectados en nueve jornadas de muestreo, entre el año 2022 y 2023.

Cuadro 6. Sitios de muestreo en la subcuenca del río Sucio.

Código de estación	Código MARN	Descripción	Coordenadas		Fotografía
			Latitud	Longitud	
A01S	A01SUCIO	Río Sucio Zapotitán	13.78195	-89.43910	
A02S	A09SUCIO	Río Sucio puente CEDEFOR	13.79634	-89.39381	

Código de estación	Código MARN	Descripción	Coordenadas		Fotografía
			Latitud	Longitud	
A03S	A15SUCIO	Río Sucio Nueva Joya de Cerén	13.82444	-89.35616	
A04S	A23SUCIO	Río Sucio hermandad Atiocoyo	14.00544	-89.29232	

Código de estación	Código MARN	Descripción	Coordenadas		Fotografía
			Latitud	Longitud	
A05S	A24SUCIO	Río Sucio estación hidrométrica Dos Cerros	14.03361	-89.27543	



4.3. Métodos utilizados.

4.3.1. Sedimentos de fondo.

Muestreo de sedimentos de fondo.

Se realizó el muestreo de sedimentos, para posterior análisis de metales pesados (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg y Zn) y análisis granulométrico, siguiendo la metodología descrita por Shelton y Capel (1994). Haciendo uso de guantes de nitrilo, se procedió a ambientar la draga Ekman con agua del cauce del río en el sitio a muestrear. Se abrieron las mandíbulas de la draga y se colocó a una distancia de aproximadamente 10 cm de las zonas de deposición (Figura 10), las cuales según Shelton y Capel (1994) son ubicaciones en las corrientes donde el régimen energético es bajo y las partículas de grano fino se acumulan en el lecho de la corriente. Se procedió a dejar caer la draga para tomar muestras de sedimento contenidos a una profundidad de 2 a 3 cm, se subió la draga por medio de una cuerda para que las mandíbulas se cerraran y luego se vertió el sedimento en una bolsa Ziploc®.

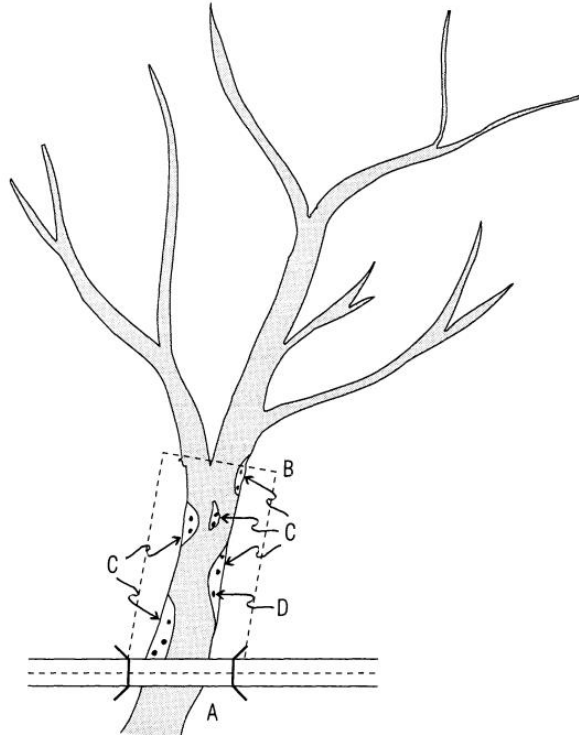


Figura 10. Esquema con ejemplos de zonas de deposición de sedimentos.

Dónde: A: Sitio de muestreo de columna de agua, B, C y D: Zonas de deposición

Fuente: Shelton y Capel (1994)

El procedimiento anterior fue repetido en cinco zonas de deposición tomando cinco muestras simples por cada zona y posteriormente homogenizando con una espátula de teflón en un recipiente de vidrio, esto se realizó para cada estación climática. El volumen total de cada muestra compuesta de sedimento húmedo fue de aproximadamente 1.5 L y se preservó con hielo hasta la realización de los respectivos análisis de laboratorio. En la Figura 11 se muestra el esquema de la metodología seguida para el muestreo de sedimentos de fondo con su respectiva preservación.

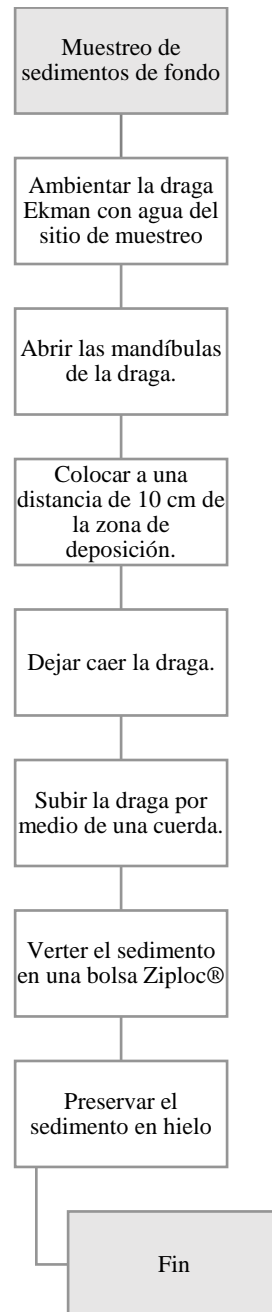


Figura 11. Esquema seguido para el muestreo de sedimentos de fondo y su respectiva preservación.

Determinación de concentraciones de metales pesados en sedimentos de fondo.

La determinación de los metales pesados As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg y Zn en sedimentos se llevó a cabo por medio del análisis de espectroscopia de absorción atómica por el Laboratorio de Calidad del Agua del MARN, de acuerdo a lo establecido por la USEPA (1994), utilizando el equipo ICP Optima 8300 (Figura 12).



Figura 12. Equipo ICP Optima 8300 utilizado para la determinación de concentraciones de metales pesados.

Una alícuota de cada muestra sólida homogénea bien mezclada fue pesada. Los analitos se solubilizaron primero mediante reflujo suave con ácido nítrico (HNO_3) y ácido clorhídrico (HCl). Después de enfriar, la muestra se mezcló y se centrifugó antes del análisis. Luego se colocó cada muestra en el equipo de plasma de acoplamiento inductivo ICP Optima 8300 para obtener, por medio de la medición de los espectros característicos de emisión de la línea atómica por espectrometría óptica, las concentraciones de los metales pesados de interés (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg y Zn) presentes en las muestras de sedimentos. En la Figura 13 se muestra el esquema de la metodología seguida para la determinación de las concentraciones de metales pesados en sedimentos.

Análisis de la calidad de sedimentos mediante metales pesados.

Las concentraciones de metales pesados obtenidas se compararon con las guías desarrolladas por el CCME (2002). El criterio de clasificación de calidad del sedimento fue el establecido por la CETESB (2021), es decir, la clasificación de calidad de sedimentos de un sitio de monitoreo fue la peor clasificación obtenida entre los metales pesados As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg y Zn, pudiendo ser excelente, buena, regular, mala o pésima.

Significancia de la diferencia de concentraciones de metales pesados entre épocas climáticas.

Para la determinación de la significancia de la diferencia de concentraciones de metales pesados en sedimentos de fondo entre épocas climáticas se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. La significancia estadística utilizada en dichos análisis fue < 0.05 , para lo que se utilizó la versión estudiantil del software Infostat® (Figura 14).

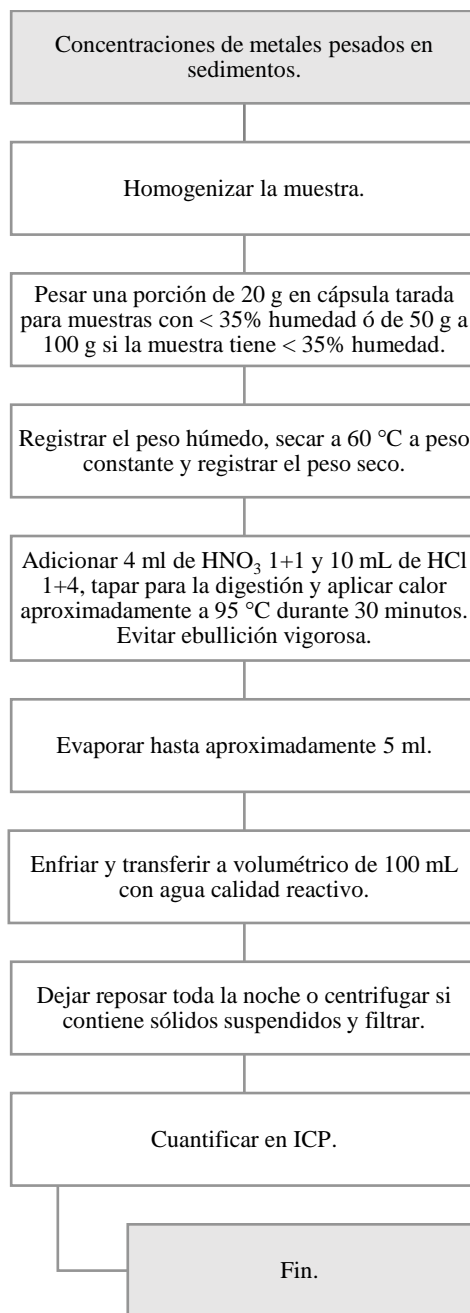


Figura 13. Esquema seguido para la determinación de concentraciones de metales pesados en sedimentos de fondo.

Caso	SITIO	Zn	Cd	Cu	Cr	Hg	Pb	As	LES	pH	SDT	PO4 3-	TURBIDEZ	EF
1	A01S	72.73	3.79	0.00	0.88	0.21	10.03	3.12	0000	8.20	453.50	2.86	2.70	SL
2	A02S	107.24	2.94	0.00	2.29	0.16	13.74	0.00	0000	8.24	582.70	4.99	5.30	SL
3	A03S	292.59	6.01	0.00	4.25	0.19	23.96	23.30	0000	8.31	750.00	4.07	3.10	SL
4	A04S	150.54	5.55	0.00	4.26	0.11	18.08	0.00	5000	7.91	609.00	3.55	4.70	SL
5	A05S	132.35	6.37	0.00	3.57	0.10	14.13	0.00	4000	8.67	633.15	3.82	7.40	SL
6	A01S	21.98	0.61	0.02	0.23	0.00	3.29	0.67						L2:
7	A02S	57.79	0.11	53.41	8.43	0.01	6.21	0.00	0000	7.09	174.50		191.00	L2:
8	A03S	33.94	0.50	3.50	1.94	0.01	3.72	0.00						L2:
9	A04S	33.55	0.61	0.02	3.65	0.01	3.65	0.00						L2:
10	A05S	35.26	0.71	0.02	3.33	0.01	6.84	0.00						L2:
11	A01S	61.75	0.00	102.88	6.95	0.04	6.32	0.00						L2:
12	A02S	87.50	0.00	89.86	15.70	0.06	10.74	0.00	0000	8.01	282.20	1.75	45.00	LS
13	A03S	106.60	0.12	86.37	8.87	0.12	12.83	6.92	0000	7.98	343.10	2.33	30.00	LS
14	A04S	95.24	0.00	34.42	19.15	0.04	11.72	0.00	0000	8.23	421.75	2.22	17.00	LS
15	A05S	100.75	0.00	46.51	15.82	0.10	10.90	0.00	0000	8.70	366.45	1.93	15.00	LS
16	A01S	36.05	0.00	30.36	2.76	0.09	3.76	0.72	0000	8.77	371.60	1.99	12.00	LS
17	A02S	34.74	0.00	27.98	3.13	0.08	2.94	0.00	680	8.07	276.05	1.73	3.60	S2
18	A03S	66.18	0.18	78.83	6.96	0.14	6.60	0.79	9200	8.22	368.95	2.51	4.80	S2
19	A04S	57.98	0.00	35.69	6.51	0.11	6.07	1.12	0000	8.17	392.60	2.41	49.00	S2
20	A05S	48.53	0.12	34.10	4.88	0.11	4.18	1.04	0000	8.54	305.40	2.22	31.00	S2
21	A01S	41.85	0.33	18.20	4.80	0.00	0.46	2.30	7800	8.51	286.20	2.29	38.00	S2
									9000	7.78	452.00	1.90	6.20	SL
									9000	7.00	500.00	0.50	0.00	SL

Figura 14. Tabla con datos ingresados en Infostat® para la determinación de la significancia de la diferencia en concentraciones de metales pesados en sedimentos entre épocas climáticas.

Determinación granulométrica.

El análisis de la granulometría se realizó utilizando la metodología de tamizado descrita por la CETESB (1995). Los resultados de distribuciones granulométricas se presentan en el Anexo 1. Dado que para efectos de la investigación solo era de interés el porcentaje de partículas finas sin su diferenciación entre limo y arcilla, dicha metodología fue acotada solo al tamizado. Se utilizó un horno 30400 Thermolyne® para el secado de las muestras a 60 °C (Figura 15 y Figura 16). Ya con las muestras secas, se procedió a desmoronarlas y homogenizarlas.

Se tamizaron aproximadamente 100 g de masa seca de cada muestra utilizando tamices con número de mesh 10, 18, 35, 60, 120 y 230 y el equipo mezclador de tamices Meinzer II™ (Figura 17). El mezclado de tamices se realizó por 15 min. Para el pesado de las fracciones de sedimento se utilizó una balanza analítica AB204 Mettler Toledo® (Figura 18).



Figura 15. Horno 30400 Thermolyne® utilizado para el secado de las muestras a 60 °C.



Figura 16. Disposición de muestras en el horno 30400 Thermolyne® para su respectivo secado.



Figura 17. Tamices y mezclador Meinzer II™ utilizados para el análisis granulométrico.



Figura 18. Balanza analítica AB204 Mettler Toledo® utilizada para el pesado de las fracciones de sedimentos.

Análisis de distribución de partículas de sedimentos de fondo.

Para el análisis de la distribución de partículas se comparó con las clasificaciones de materiales particulados en arena y limo más arcilla de Wentworth (1922), es decir, limo más arcilla son las

partículas < 2 mm y arena son las partículas ≥ 2 mm. Con los pesos de los contenidos de arena y limo más arcilla de cada muestra recolectada, se determinó la fracción de partículas finas en sedimentos de fondo. El esquema general de la metodología seguida para la determinación de los porcentajes de tamaños de partícula se muestra en la Figura 19.

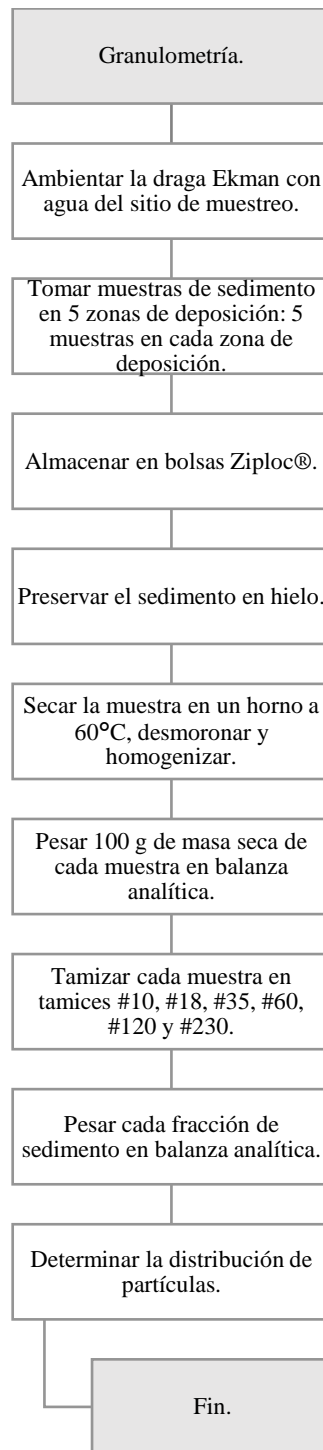


Figura 19. Esquema seguido la determinación de la distribución de partículas de sedimentos.

4.3.2. Macroinvertebrados bentónicos.

Muestreo de macroinvertebrados bentónicos.

Para el muestreo y análisis de macroinvertebrados bentónicos se siguió la metodología establecida por Cairns y Dickson (1971). Se tomó una muestra compuesta por tres muestras simples en cada sitio de muestreo, para ello se utilizó un muestreador de fondo de corriente con malla de 500 μm , marca WATERMARK®, modelo Surber (Figura 20). Además, durante el muestreo se utilizó traje de vadeo y guantes de nitrilo para la colecta de muestras de macroinvertebrados. La muestra se colectó colocando la red Surber sobre el sustrato a contracorriente y durante 5 min se agitó el sustrato. Luego, las muestras conteniendo bentos se depositaron en frascos plásticos con alcohol al 70 % para su preservación. Dichos frascos fueron rotulados con el código del sitio, la fecha y la hora del muestreo.

Procesamiento de muestras conteniendo macroinvertebrados bentónicos para determinación del índice de comparación secuencial.

Luego del muestreo para determinación del ICS de Cairns y Dickson (1971), se separaron los macroinvertebrados de la materia orgánica y rocas del sedimento, utilizando tamices con número de mesh 10, 18 y 35. En el tamiz número 10 quedó el material a descartar el cual no contenía macroinvertebrados bentónicos. Se procedió a verter las muestras contenidas en los tamices número 18 y 35 en recipientes para proceder a separar macroinvertebrados (Figura 21), por medio del uso de un estereoscopio Fisherbrand™ Stereomaster™ (Figura 22) y pinzas (Figura 23).

Se fueron colectando los macroinvertebrados parecidos en frascos de plástico conteniendo alcohol al 70 %. Luego de terminar la separación de macroinvertebrados se contó cuantos macroinvertebrados semejantes se encontraron. Se procedió a mezclar los macroinvertebrados y a dispersarlos. Luego se inició la determinación de las corridas, de acuerdo a lo establecido por Cairns y Dickson (1971), por medio de la comparación de cada par de macroinvertebrados. Se calculó *DIT* de acuerdo a la Ecuación 2. A partir de los resultados del índice se determinó la calidad del sedimento utilizando las escalas establecidas por Cairns y Dickson (1971) (sección 3.3.2.). El esquema general de la metodología seguida para el procesamiento de muestras de macroinvertebrados bentónicos y

la respectiva determinación del ICS se presenta en la Figura 24.



Figura 20. Muestreo de macroinvertebrados utilizando una red Surber WATERMARK®.



Figura 21. Limpieza y separación de macroinvertebrados utilizando tamices.



Figura 22. Separación de macroinvertebrados utilizando un estereoscopio Fisherbrand™ Stereomaster™.



Figura 23. Separación de macroinvertebrados utilizando pinzas.

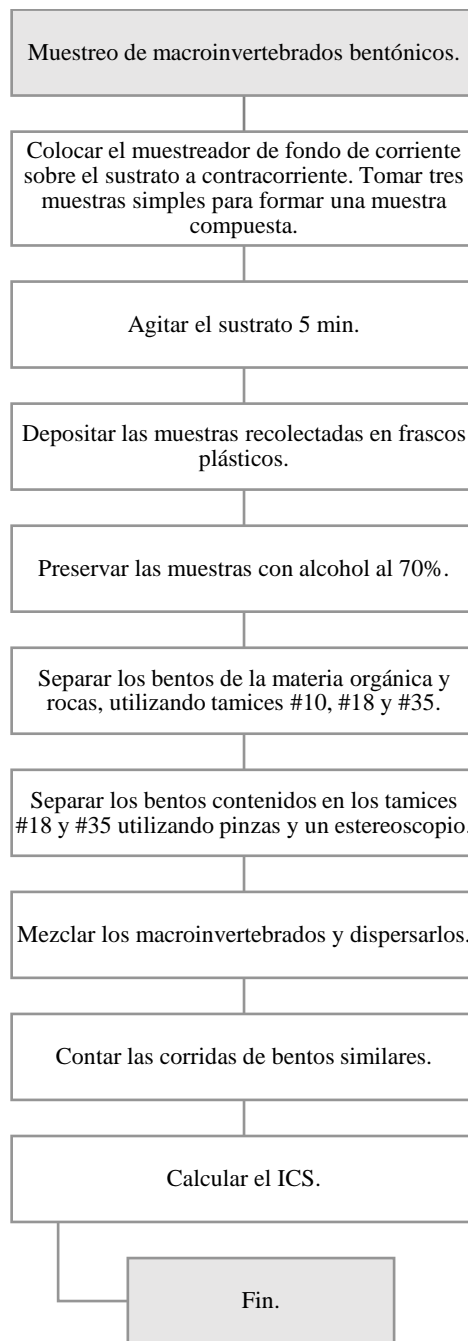


Figura 24. Esquema de la metodología seguida para el muestreo de macroinvertebrados bentónicos y procesamiento de las muestras para la determinación del ICS.

Significancia de la diferencia de valores de ICS entre épocas climáticas.

Se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para determinar la significancia de la diferencia en valores de ICS, entre épocas climáticas. La significancia estadística utilizada fue < 0.05 , para lo que se utilizó la versión estudiantil del software Infostat® (Figura 25).

Caso	Pb	As	ICS	C	pH	SDT	PO4 3-	TURBIDEZ	EPOCA	PARTICULAS FINAS	CP 1	CP 2	
1	10.03	3.12	4.98	4	7.20	453.50	2.86	2.70	SL22		3.53	-4.11	0.06
2	13.74	0.00	5.34	4	7.24	582.70	4.99	5.30	SL22		0.91	-4.11	0.06
3	23.96	23.30	0.08	4	7.31	750.00	4.07	3.10	SL22		8.74	-4.11	0.06
4	18.08	0.00	3.51	7	7.91	609.00	3.55	4.70	SL22		3.87	-4.11	0.06
5	14.13	0.00	0.24	7	7.67	633.15	3.82	7.40	SL22		0.71	-4.11	0.06
6	3.29	0.67	3.55	6					L22		2.55		
7	6.21	0.00	6.44	6	7.09	174.50		191.00	L22		1.22		
8	3.72	0.00	4.98	4					L22		7.40		
9	3.65	0.00	8.73	6					L22		7.81		
10	6.84	0.00	5.68	6					L22		1.50		
11	6.32	0.00	5.12	6	7.01	282.20	1.75	45.00	LS22		6.52	2.13	2.48
12	10.74	0.00	6.78	5	7.98	343.10	2.33	30.00	LS22		9.25	2.13	2.48
13	12.83	6.92	2.34	7	7.23	421.75	2.22	17.00	LS22		10.53	2.13	2.48
14	11.72	0.00	3.45	8	7.70	366.45	1.93	15.00	LS22		3.51	2.13	2.48
15	10.90	0.00	4.31	8	7.77	371.60	1.99	12.00	LS22		6.89	2.13	2.48
16	3.76	0.72	3.79	6	7.07	276.05	1.73	3.60	S22		8.13		
17	2.94	0.00	5.11	5	7.22	368.95	2.51	4.80	S22		2.61		
18	6.60	0.79	2.90	6	7.17	392.60	2.41	49.00	S22		5.88		
19	6.07	1.12	7.44	7	7.54	305.40	2.22	31.00	S22		2.04		
20	4.18	1.04	9.49	7	7.51	286.20	2.29	38.00	S22		0.34		
21	0.46	2.30	6.04	5	7.78	452.00	1.90	6.20	SL23		10.72	1.98	-2.55
22	0.00	0.00	0.00	0	7.00	0.00	0.00	0.00	SL22		1.54	1.00	0.00

Figura 25. Tabla con datos ingresados en Infostat® para la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para determinar la significancia de la diferencia en valores de ICS.

4.3.3. Parámetros de calidad del agua.

Se determinaron los parámetros de calidad del agua del cauce del río Sucio: CF, DBO₅, PO₄³⁻, NO₃⁻, ΔT, OD, pH, SDT y TURB.

Muestreo de agua superficial.

El muestreo de agua superficial se hizo según la metodología descrita por el MARN (2019). En cada sitio de muestreo para cada estación climática se tomó una muestra simple de agua, tomándose en total 25 muestras de agua. Se tomaron muestras de agua superficial por vadeo utilizando un balde (Figura 26), teniendo cuidado de no suspender los sedimentos de fondo. Se utilizaron guantes desechables nuevos, limpios y sin polvo cada vez que se tomó una muestra en un lugar diferente. Se utilizaron equipos limpios de muestreo. Los frascos conteniendo muestras fueron rotulados con el código del sitio, la fecha y hora de muestreo. La documentación del muestreo de campo se realizó en una cadena de custodia. Se tomaron notas y fotografías de los sitios de muestreo.

Almacenaje y preservación de muestras de agua superficial.

Los parámetros temperatura ambiente (TAMB), temperatura de la muestra (TM), SDT y pH fueron medidos en campo utilizando el equipo Extech® EC500, previamente calibrado (Figura 27). Las

muestras de agua superficial para posterior análisis en el Laboratorio de Calidad del Agua del MARN fueron almacenadas y preservadas de acuerdo a lo establecido por Baird y Bridgewater (2017) según se detalla en el Cuadro 7. En la Figura 28 se presenta el esquema de la metodología seguida para el muestreo de agua superficial y el respectivo almacenaje y preservación de muestras.



Figura 26. Muestreo de agua superficial.



Figura 27. Multiparámetro Extech® EC500 utilizado para la medición de parámetros de campo.

Cuadro 7. Protocolo de almacenaje y preservación de muestras de agua superficial por parámetro analizado.

Parámetro	Contenedor	Volumen de muestra	Preservación
CF	Bolsa Whirl-Pak®	7 oz	Enfriar a < 6°C
DBO ₅	Frasco de polietileno	1 L	Enfriar a < 6°C
PO ₄ ³⁻	Frasco de polietileno	0.5 L	Enfriar a < 6°C
NO ₃ ⁻	Frasco de polietileno	0.5 L	Enfriar a < 6°C
OD	Frasco Winkler®	250 mL	Enfriar a < 6°C Solución de Sulfato Manganeso 1 mL Azida 1 mL
TURB	Frasco de polietileno	100 mL	Enfriar a < 6°C

Fuente: Baird y Bridgewater (2017).

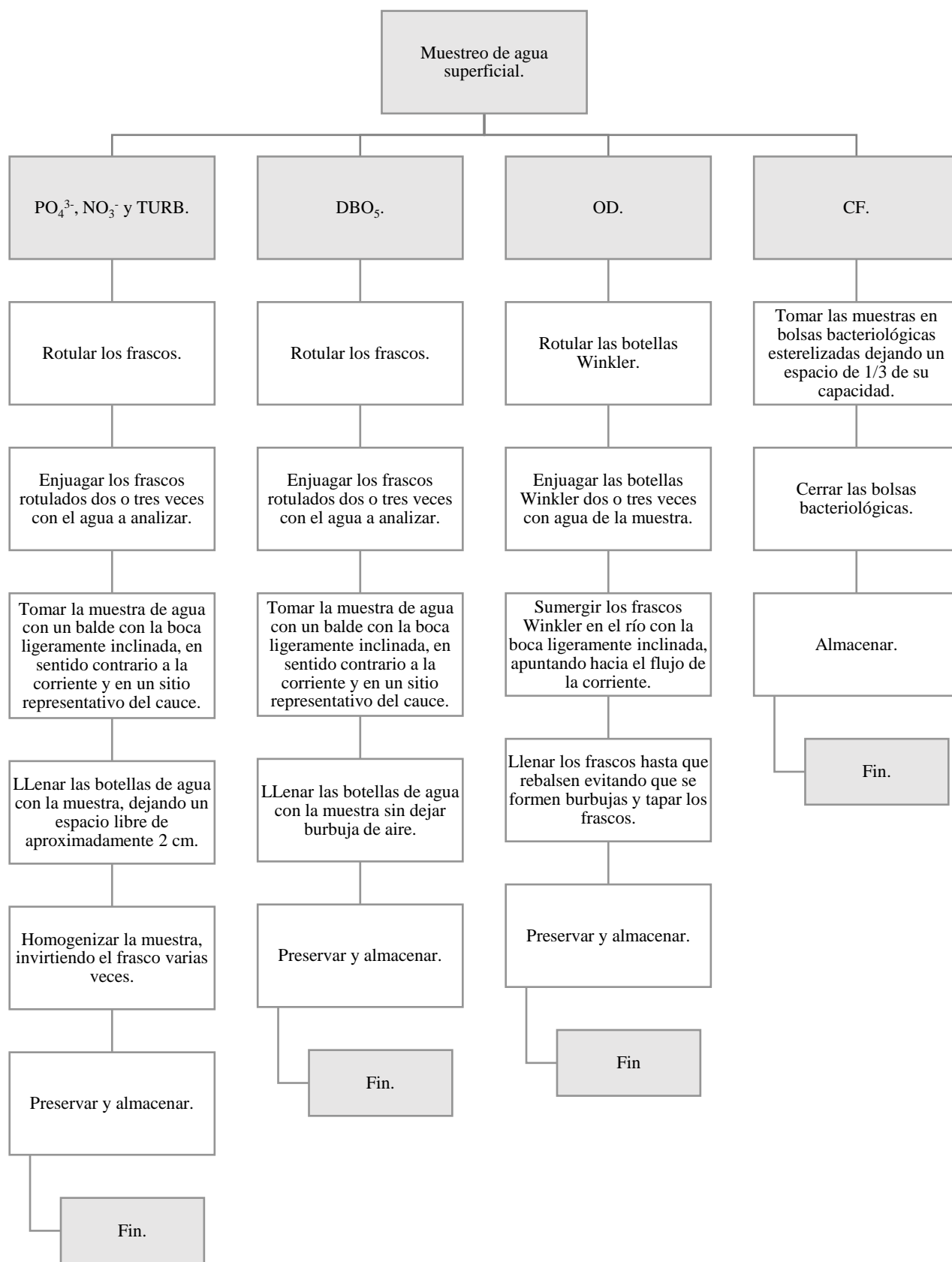


Figura 28. Esquema de la metodología seguida para el muestreo de agua superficial y el respectivo almacenaje y preservación de muestras.

Determinación de DBO₅, PO₄³⁻, NO₃⁻, OD, TURB y CF.

El análisis de NO₃⁻ y PO₄³⁻ se hizo por medio de espectrofotometría según lo establecido por Baird y Bridgewater (2017) en los métodos 4500NO₃⁻ y 4500P respectivamente, utilizando el espectrofotómetro UV-VIS Evolution™ 260 BIO de Thermo Scientific™ (Figura 29). La longitud de onda utilizada para el análisis de NO₃⁻ fue 500 nm y para el análisis de PO₄³⁻ fue 400 nm. Dichos análisis se llevaron a cabo en el Laboratorio de Calidad del Agua del MARN. En la Figura 30 se muestra el esquema de la metodología seguida para el análisis de NO₃⁻ y PO₄³⁻.



Figura 29. Equipo UV-VIS Evolution™ 260 BIO de Thermo Scientific™ utilizado para el análisis de NO₃⁻ y PO₄³⁻.

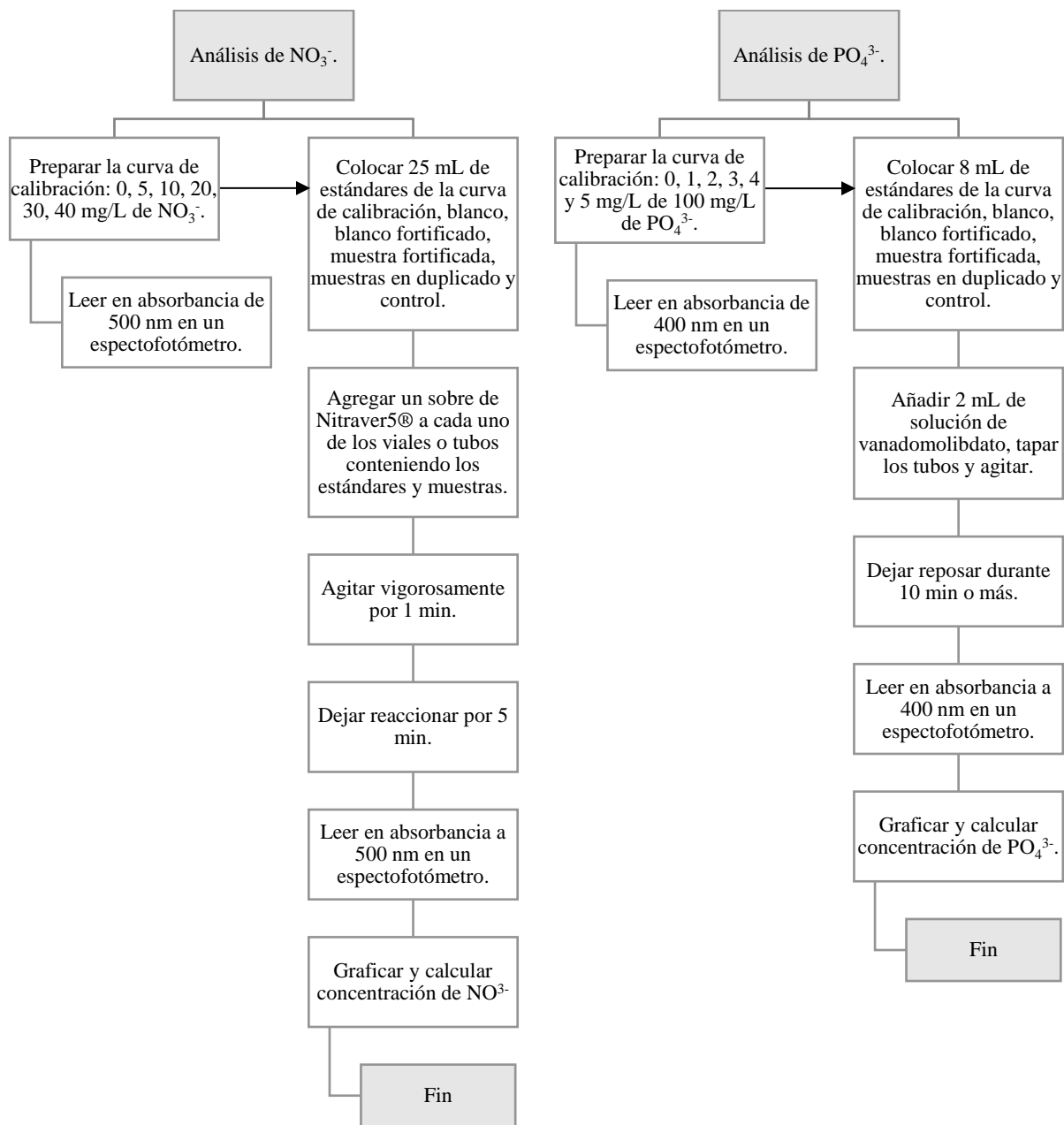


Figura 30. Esquema de la metodología seguida para la determinación de NO_3^- y PO_4^{3-} .

El análisis de OD se hizo según lo establecido por Baird y Bridgewater (2017) en la metodología 4500O por el Laboratorio de Calidad del Agua del MARN. Para la determinación del contenido de OD, en campo se añadió una solución de manganeso divalente y luego un álcali fuerte a cada una de las muestras y en el laboratorio se fijó el OD con Ácido Sulfúrico (H_2SO_4) se tituló con una solución estándar de Tiosulfato de Sodio. El punto final de la titulación se detectó electrométricamente con técnica potenciométrica. En la Figura 31 se muestra el esquema de la metodología seguida para la determinación de OD.

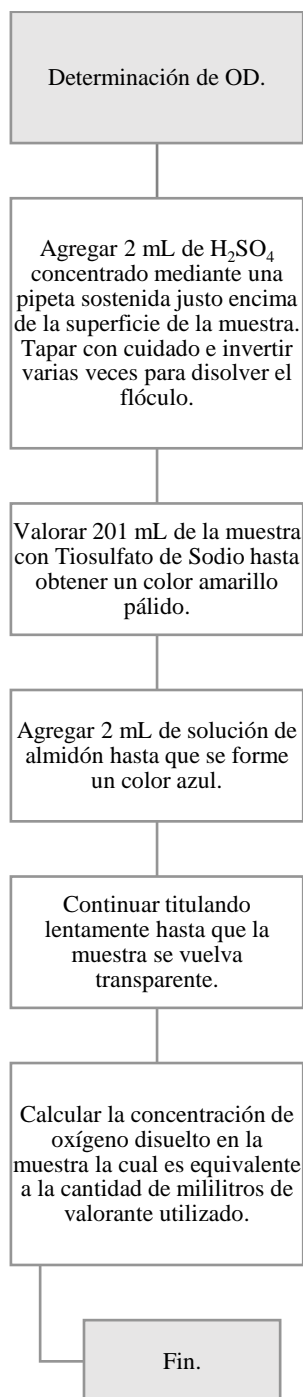


Figura 31. Esquema de la metodología seguida para la determinación de OD.

La prueba DBO₅ se realizó en el Laboratorio de Calidad del Agua del MARN de acuerdo a lo establecido en la metodología 5210 de Baird y Bridgewater (2017). Para dicho análisis se midió el OD antes y después de la incubación y se calculó la DBO₅ utilizando la diferencia entre las mediciones de OD. En la Figura 32 se muestra el esquema de la metodología seguida para la determinación de DBO₅.

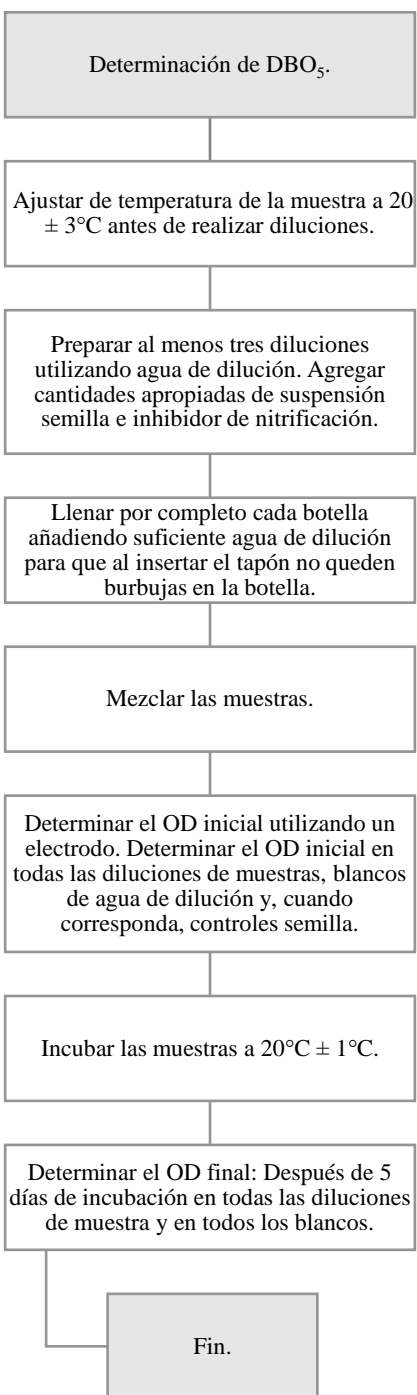


Figura 32. Esquema de la metodología seguida para la determinación de DBO₅.

Respecto al análisis de TURB, este se hizo, utilizando el equipo 2100N HACH® (Figura 33), por el Laboratorio de Calidad del Agua del MARN. Previamente se calibró el equipo, de acuerdo a lo establecido en HACH (1999), utilizando soluciones de formazina de 20, 200, 1000 y 4000 NTU (Nephelometric Turbidity Unit). En la Figura 34 se muestra el esquema de la metodología seguida para la determinación de TURB.



Figura 33. Equipo 2100N HACH® utilizado para el análisis de TURB.

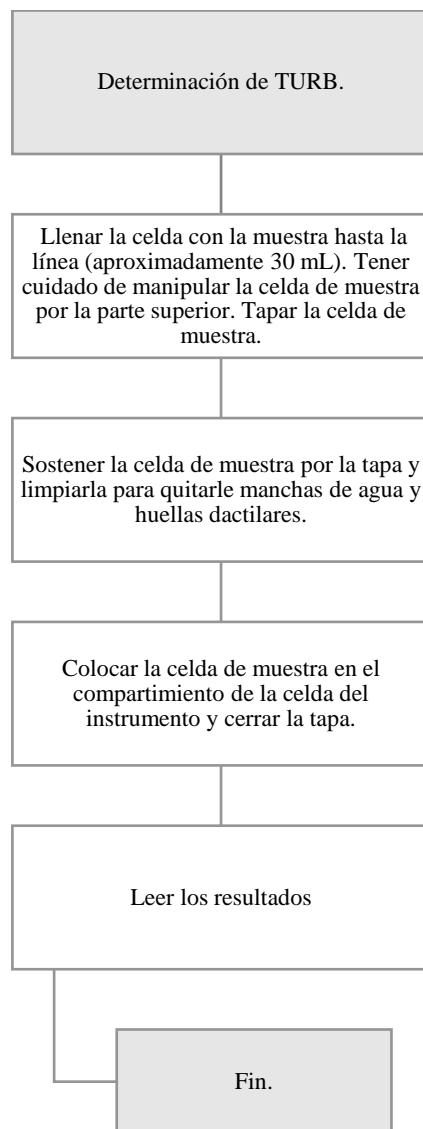


Figura 34. Esquema de la metodología seguida para la determinación de TURB.

Los CF fueron determinados siguiendo la metodología 9221B descrita en Baird y Bridgewater (2017). Durante la fase confirmativa del método, se utilizó caldo EC, el cual de acuerdo a Thermo Scientific (2024) es un medio selectivo para la diferenciación de CF. En la Figura 35 se muestra el esquema de la metodología seguida para la determinación de CF.

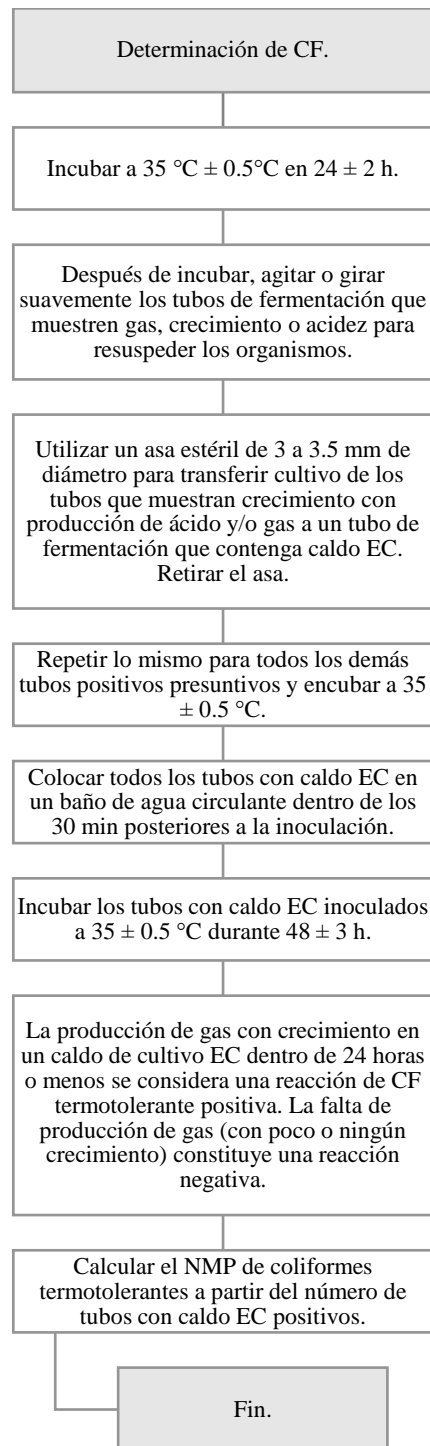


Figura 35. Esquema de la metodología seguida para la determinación de CF.

Determinación del índice de calidad del agua (ICA).

A partir de los resultados de CF, DBO₅, PO₄³⁻, NO₃⁻, ΔT, OD, pH, SDT y TURB, se calculó el índice de calidad del agua de acuerdo a lo dispuesto en la sección 3.4.1.

Determinación de cargas contaminantes de PO₄³⁻, NO₃⁻ y CF.

Como parte de la evaluación de la calidad fisicoquímica y microbiológica del agua superficial de la subcuenca del río Sucio se hizo la medición de caudales por medio de un molinete hidráulico OTT número 381341 hélice 1-390591, utilizando la metodología de la Organización Meteorológica Mundial (2011), cuyos resultados fueron utilizados para determinar las cargas contaminantes de CF, PO₄³⁻ y NO₃⁻.

El esquema de la metodología seguida para la determinación del caudal se muestra en la Figura 36. En el Cuadro 8 se muestra el número de verticales a considerar en la sección transversal de medición, en función del ancho del río.

Cuadro 8. Número de verticales a considerar en la sección transversal de medición, en función del ancho del río.

Ancho	Número de verticales
< 0.5 m	5 a 6
0.5 m a 1.0 m	6 a 7
1.0 m a 3.0 m	7 a 12
3.0 m a 5.0 m	13 a 16
≥ 5.0 m	> 22

Fuente: Organización Meteorológica Mundial (2011).

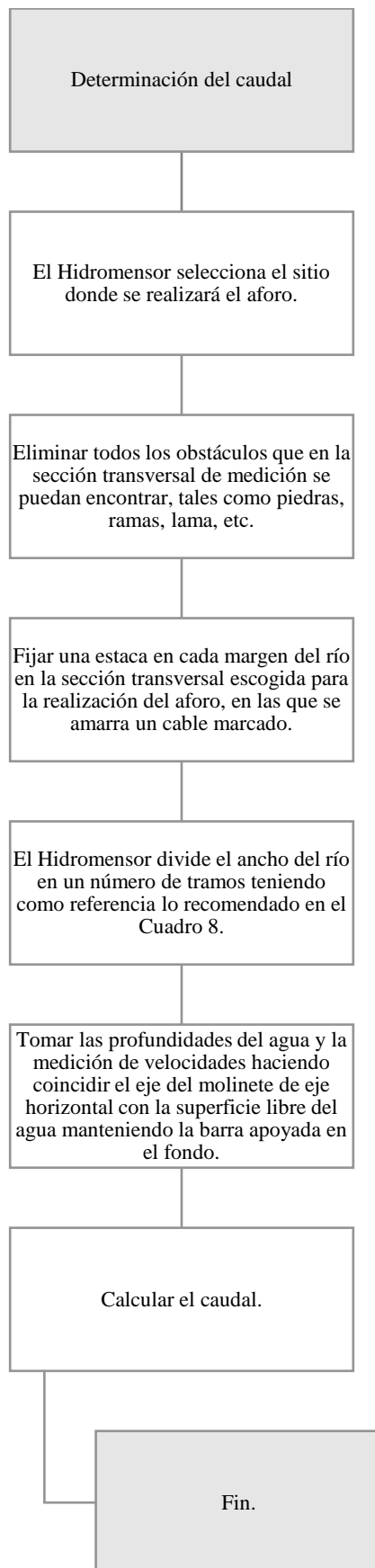
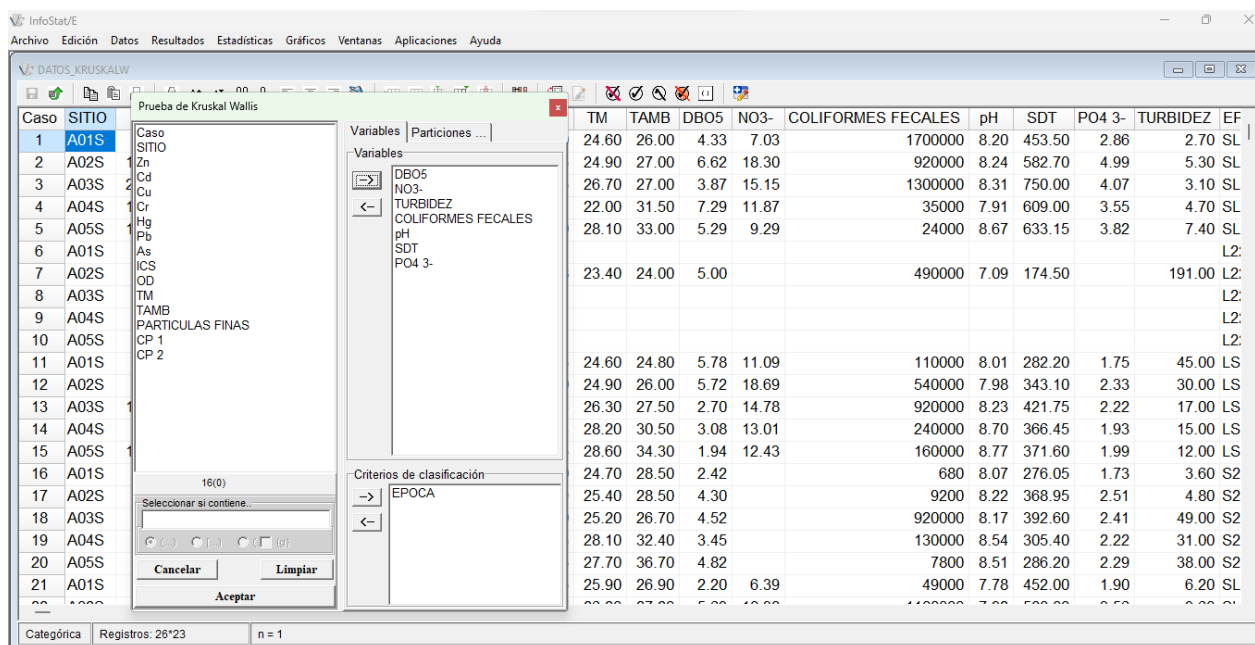


Figura 36. Esquema de la metodología seguida para la determinación de caudal.

Significancia de la diferencia en valores de parámetros de calidad del agua entre épocas climáticas.

Se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para determinar la significancia de la diferencia en valores de parámetros de calidad del agua, entre épocas climáticas. La significancia estadística utilizada en dichos análisis fue < 0.05 , para lo que se utilizó la versión estudiantil del software Infostat® (Figura 37).



Caso	SITIO	TM	TAMB	DBO5	NO3-	COLIFORMES FECALES	pH	SDT	PO4 3-	TURBIDEZ	EF
1	A01S	24.60	26.00	4.33	7.03	1700000	8.20	453.50	2.86	2.70	SL
2	A02S	24.90	27.00	6.62	18.30	920000	8.24	582.70	4.99	5.30	SL
3	A03S	26.70	27.00	3.87	15.15	1300000	8.31	750.00	4.07	3.10	SL
4	A04S	22.00	31.50	7.29	11.87	35000	7.91	609.00	3.55	4.70	SL
5	A05S	28.10	33.00	5.29	9.29	24000	8.67	633.15	3.82	7.40	SL
6	A01S										L2:
7	A02S	23.40	24.00	5.00		490000	7.09	174.50		191.00	L2:
8	A03S										L2:
9	A04S										L2:
10	A05S										L2:
11	A01S	24.60	24.80	5.78	11.09	110000	8.01	282.20	1.75	45.00	LS
12	A02S	24.90	26.00	5.72	18.69	540000	7.98	343.10	2.33	30.00	LS
13	A03S	26.30	27.50	2.70	14.78	920000	8.23	421.75	2.22	17.00	LS
14	A04S	28.20	30.50	3.08	13.01	240000	8.70	366.45	1.93	15.00	LS
15	A05S	28.60	34.30	1.94	12.43	160000	8.77	371.60	1.99	12.00	LS
16	A01S	24.70	28.50	2.42		680	8.07	276.05	1.73	3.60	S2
17	A02S	25.40	28.50	4.30		9200	8.22	368.95	2.51	4.80	S2
18	A03S	25.20	26.70	4.52		920000	8.17	392.60	2.41	49.00	S2
19	A04S	28.10	32.40	3.45		130000	8.54	305.40	2.22	31.00	S2
20	A05S	27.70	36.70	4.82		7800	8.51	286.20	2.29	38.00	S2
21	A01S	25.90	26.90	2.20	6.39	49000	7.78	452.00	1.90	6.20	SL

Figura 37. Tabla con datos ingresados en Infostat® para la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para determinar la significancia de la diferencia en valores parámetros de calidad del agua entre épocas climáticas.

4.3.4. Análisis de parámetros fisicoquímicos, microbiológico, granulometría y metales pesados.

Para el análisis de datos de parámetros fisicoquímicos y microbiológico en agua y granulometría y metales pesados en sedimentos, se aplicó el análisis de probabilidad de variables virtualmente ciertas con los criterios de Mastrandrea et al. (2010) para cuando se tienen pocos datos, para lo que se utilizó la versión estudiantil del software Infostat® (Figura 38).

Caso	SITIO	Zn	Cd	Cu	Cr	Hg	Pb	MES FECALES	pH	SDT	PO4 3-	TURBIDEZ	EF
1	A01S	72.73	3.79	0.00	0.88	0.21	10.0	170000	8.20	453.50	2.86	2.70	SL
2	A02S	107.24	2.94	0.00	2.29	0.16	13.7	920000	8.24	582.70	4.99	5.30	SL
3	A03S	292.59	6.01	0.00	4.25	0.19	23.9	1300000	8.31	750.00	4.07	3.10	SL
4	A04S	150.54	5.55	0.00	4.26	0.11	18.0	35000	7.91	609.00	3.55	4.70	SL
5	A05S	132.35	6.37	0.00	3.57	0.10	14.1	24000	8.67	633.15	3.82	7.40	SL
6	A01S	21.98	0.61	0.02	0.23	0.00	3.2						L2:
7	A02S	57.79	0.11	53.41	8.43	0.01	6.2	490000	7.09	174.50		191.00	L2:
8	A03S	33.94	0.50	3.50	1.94	0.01	3.7						L2:
9	A04S	33.55	0.61	0.02	3.65	0.01	3.6						L2:
10	A05S	35.26	0.71	0.02	3.33	0.01	6.8						L2:
11	A01S	61.75	0.00	102.88	6.95	0.04	6.3						
12	A02S	87.50	0.00	89.86	15.70	0.06	10.7						
13	A03S	106.60	0.12	86.37	8.87	0.12	12.8	110000	8.01	282.20	1.75	45.00	LS
14	A04S	95.24	0.00	34.42	19.15	0.04	11.7	540000	7.98	343.10	2.33	30.00	LS
15	A05S	100.75	0.00	46.51	15.82	0.10	10.9	920000	8.23	421.75	2.22	17.00	LS
16	A01S	36.05	0.00	30.36	2.76	0.09	3.7	240000	8.70	366.45	1.93	15.00	LS
17	A02S	34.74	0.00	27.98	3.13	0.08	2.9	160000	8.77	371.60	1.99	12.00	LS
18	A03S	66.18	0.18	78.83	6.96	0.14	6.6	680	8.07	276.05	1.73	3.60	S2
19	A04S	57.98	0.00	35.69	6.51	0.11	6.0	9200	8.22	368.95	2.51	4.80	S2
20	A05S	48.53	0.12	34.10	4.88	0.11	4.1	920000	8.17	392.60	2.41	49.00	S2
								130000	8.54	305.40	2.22	31.00	S2
								7800	8.51	286.20	2.20	28.00	S2

Figura 38. Tabla con datos ingresados en Infostat® para la determinación de coeficientes de correlación de Pearson.

En la Figura 39 se muestra el esquema general de las metodologías seguidas para la determinación la clasificación de calidad de sedimentos por medio de concentraciones de metales pesados de acuerdo a lo establecido por la CETESB (2021), la calidad de sedimentos por medio de macroinvertebrados bentónicos de acuerdo a lo establecido por Cairns y Dickson (1971), la clasificación de granulometría de acuerdo a Shelton y Capel (1994), la clasificación de calidad del agua por medio del ICA de acuerdo al MARN (2022b), la determinación de cargas contaminantes y sus interrelaciones y el análisis de probabilidad de correlaciones de acuerdo a Mastrandrea et al. (2010).

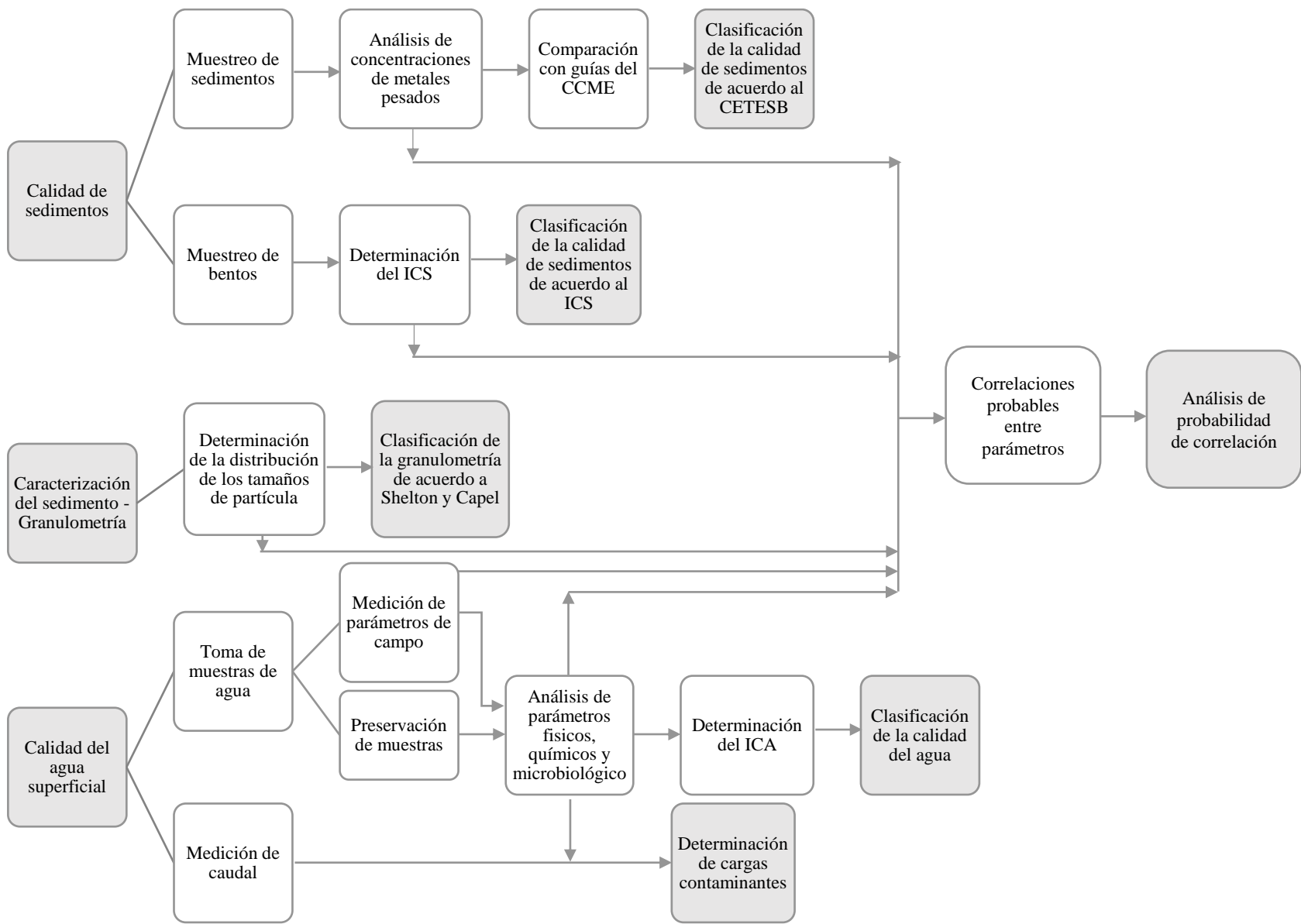


Figura 39. Esquema general de metodologías seguidas y sus respectivas interrelaciones.

V. Resultados y discusión.

5.1. Condiciones de flujo y granulometría de sedimentos de fondo en el cauce del río Sucio.

5.1.1. Caudal y velocidad de flujo.

Las condiciones de caudal mínimo en las épocas climáticas evaluadas, que podrían representar el flujo base del río, se obtuvieron durante la TSL23 (Figura 40), teniendo un valor mínimo de 0.614 m³/s para el sitio A01S. Los mayores caudales se obtuvieron durante la TLS22, teniendo un valor máximo para dicha época de 7.684 m³/s en el sitio A05S.

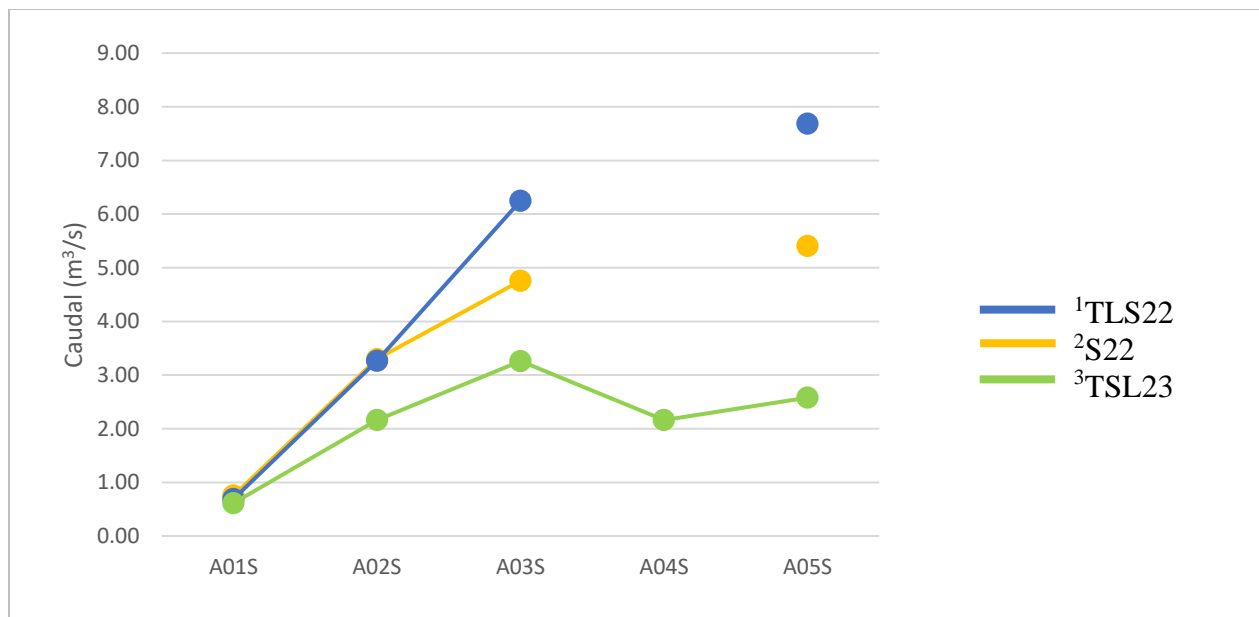


Figura 40. Variación temporal y espacial del caudal en el cauce del río Sucio.

Dónde: ¹TSL22=transición época seca a lluviosa año 2022, ²S22=época seca año 2022 y ³TSL23=época seca a época lluviosa año 2023.

En la Figura 41 se observa que para las épocas climáticas S22 y TLS22, el caudal va en aumento desde el sitio A01S hasta el último sitio A05S, esto debido a los aportes de los ríos tributarios al río Sucio. Para la época TSL23 se observa un incremento en el caudal desde el sitio A01S hasta el A03S, luego hay un descenso en el sitio A05S pudiendo deberse a una extracción de agua del cauce del río Sucio con fines de riego o a una reducción del flujo base que recibe el río en dicho tramo.

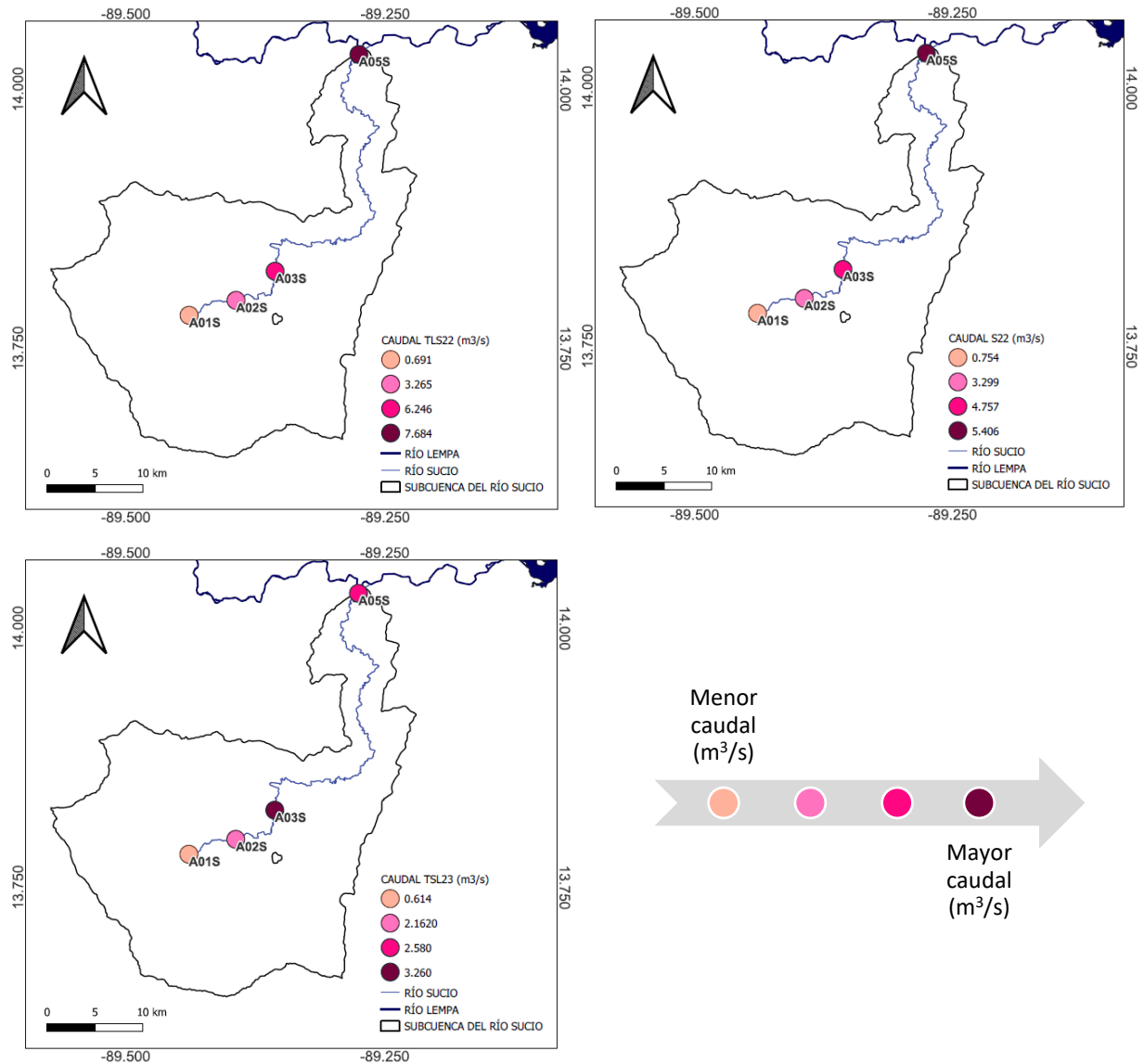


Figura 41. Caudales en m³/s medidos en tres épocas climáticas diferentes en el cauce del río Sucio.

En la Figura 42 se muestran las velocidades medias de tres épocas climáticas en el cauce del río Sucio. Para la TLS22 se tiene que la velocidad media presenta un incremento desde 0.341 m/s en el sitio A01S hasta 0.781 m/s en el sitio A02S, posteriormente hay un descenso en la velocidad media llegando hasta un valor de 0.375 m/s en el sitio A03S y luego hay un incremento en el sitio A05S hasta un valor de 0.562 m/s. Para la época S22 se tiene para el sitio A01S un valor de 0.316 m/s, luego se da un incremento hasta alcanzarse un valor de 0.591 m/s en el sitio A02S, posteriormente en el sitio A03S se da un descenso de la velocidad del agua del cauce del río Sucio hasta un valor de 0.364 m/s, por último, hay un incremento de la velocidad llegando en el sitio A05S a un valor de

0.535 m/s. Para la TSL23 se tiene que la velocidad media del sitio A01S fue de 0.3 m/s, luego hay un incremento llegándose a un valor de 0.468 m/s en el sitio A02S, posteriormente para el sitio A03S se tiene una disminución en la velocidad del cauce con un valor de 0.258 y por último hay un aumento llegándose a un valor de 0.282 m/s en A05S.

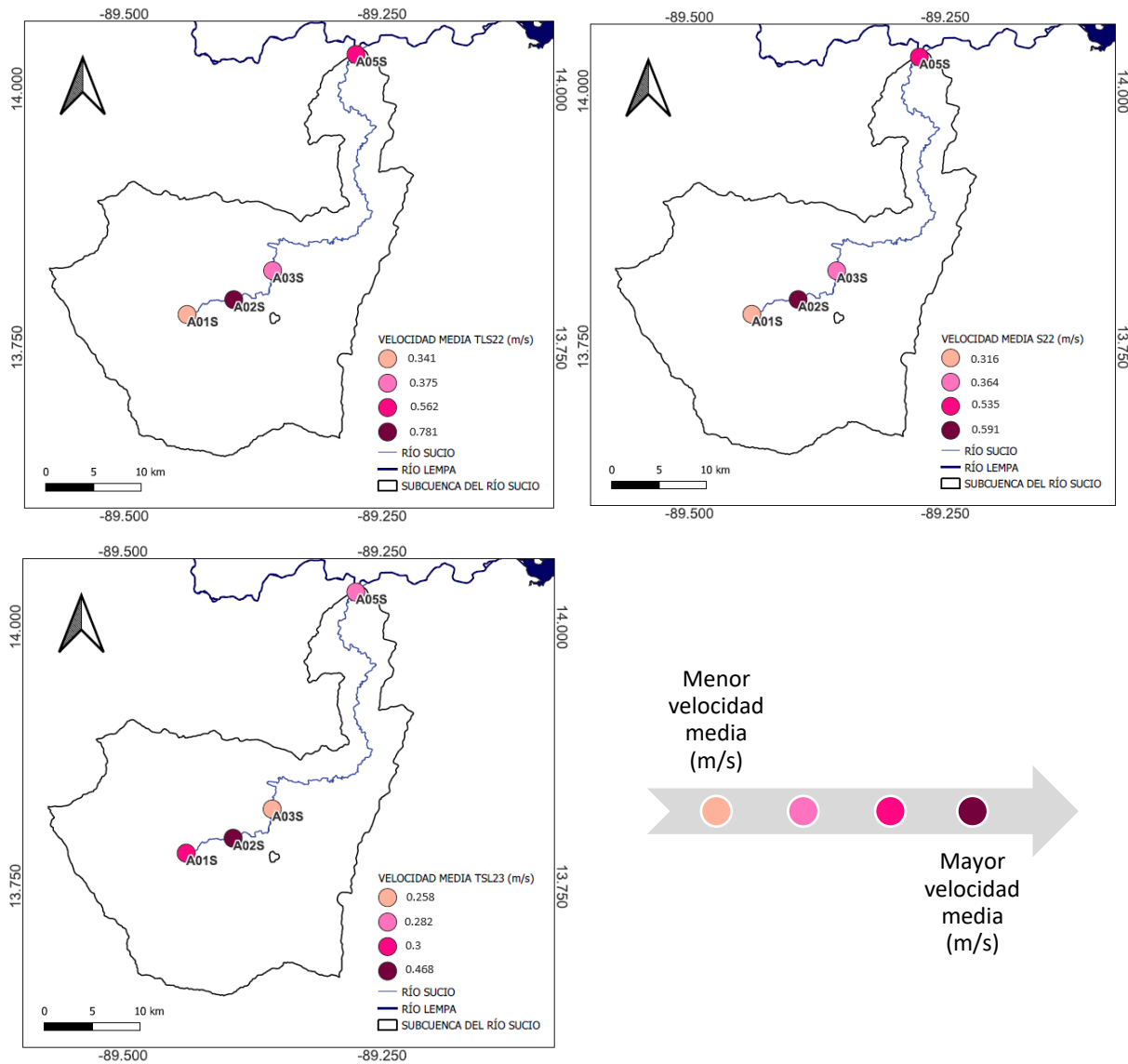


Figura 42. Velocidades medias en m/s medidas en tres épocas climáticas en el cauce del río Sucio.

5.1.2. Granulometría de sedimentos de fondo.

Respecto a la granulometría de los sedimentos de fondo en el cauce del río Sucio (Figura 43), el tamaño de partícula (x) se encuentra mayoritariamente entre 0.063 mm y 2 mm, lo que indica que es una granulometría arenosa. De acuerdo a Simpson y Batley (2016), el bajo porcentaje de finos reduce las concentraciones de metales pesados en sedimentos, ya que la absorción de metales pesados se presenta principalmente en las partículas finas. En el Anexo 1 se muestran los datos de las fracciones granulométricas determinadas en los sedimentos de fondo del cauce del río Sucio.

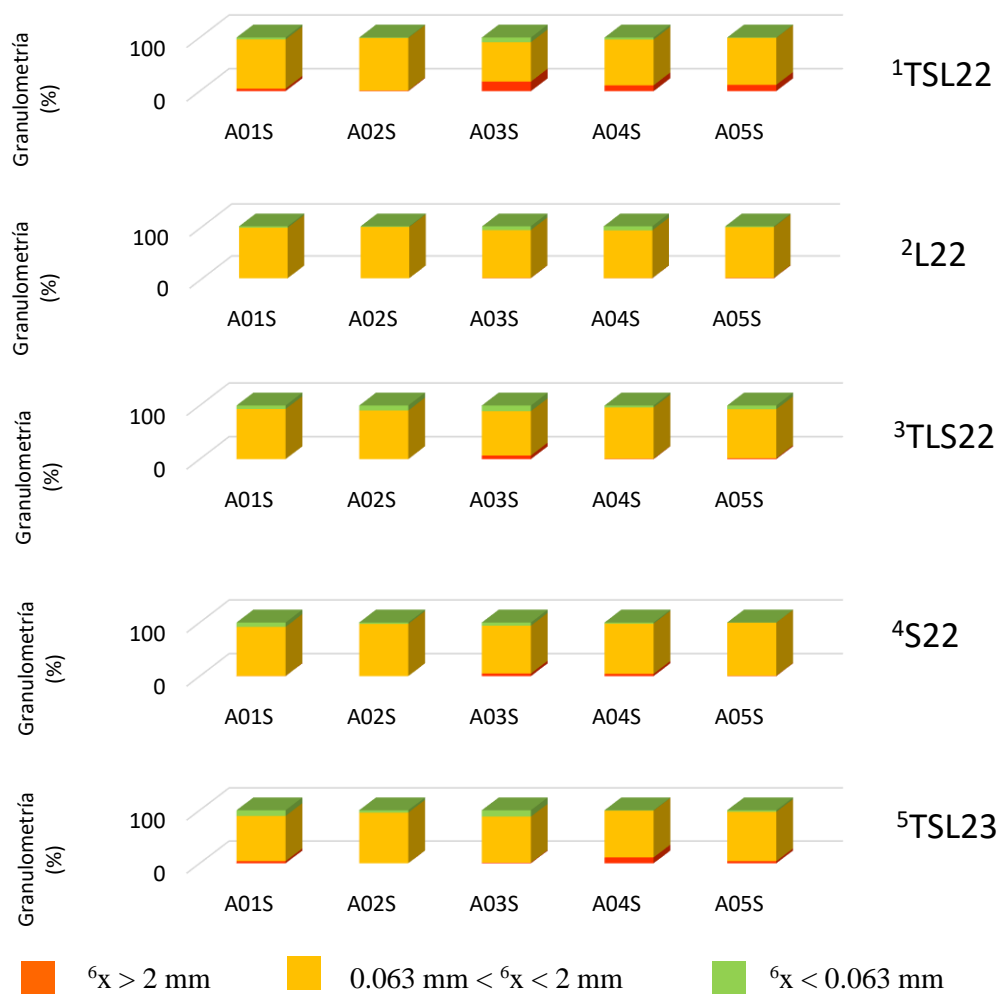


Figura 43. Granulometría de sedimentos de fondo del cauce del río Sucio en diferentes épocas climáticas.

Dónde: ¹TSL22=transición época seca a lluviosa año 2022, ²L22=época lluviosa año 2022, ³TSL22=transición época lluviosa a época seca año 2022, ⁴S22=época seca año 2022, ⁵TSL23=época seca a época lluviosa año 2023 y ⁶X=Tamaño de partícula.

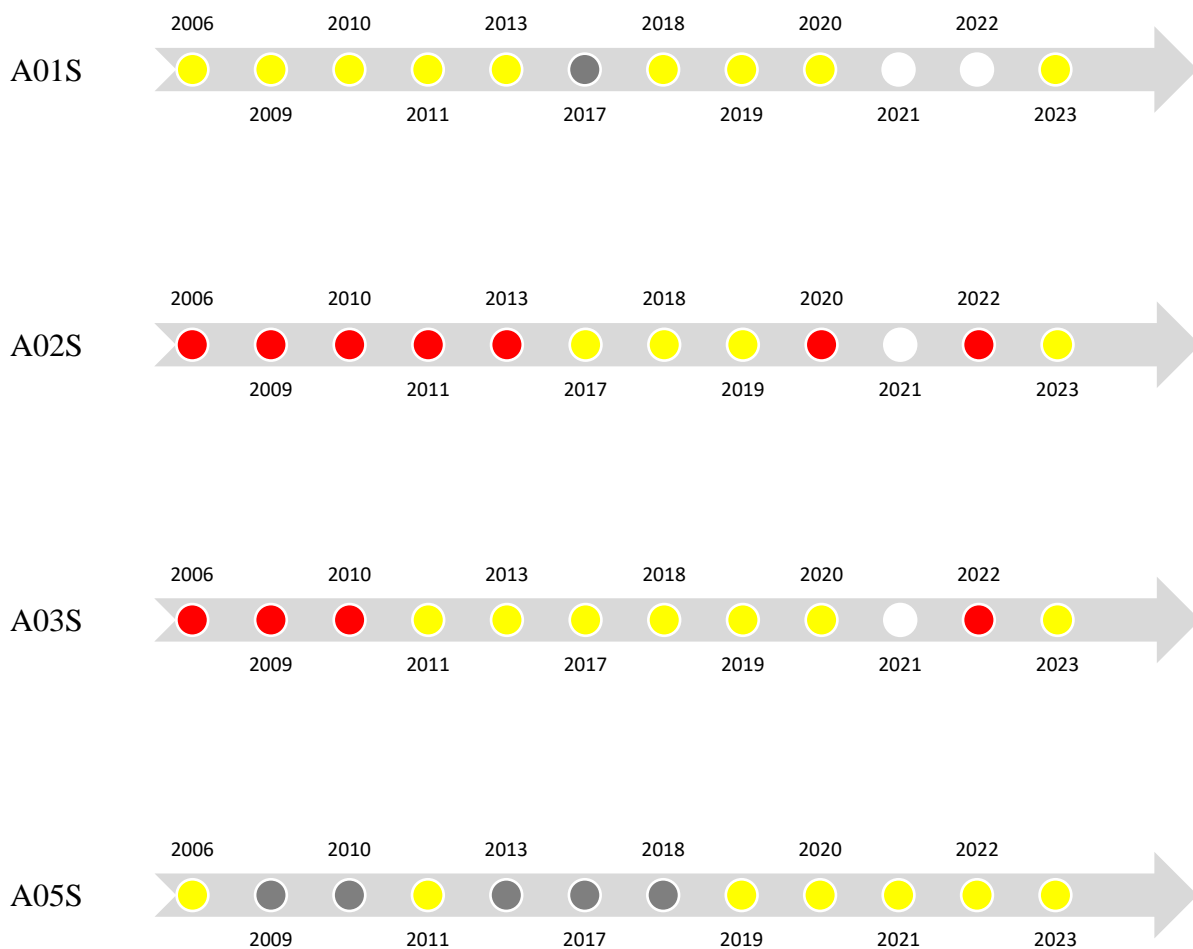
5.2. Comportamiento histórico de la calidad del agua superficial y los sedimentos de fondo en el río Sucio.

En la Figura 44 se muestran las variaciones temporales de clasificaciones del ICA de los sitios monitoreados en el cauce del río Sucio por el MARN para el período del 2006 al 2023 (MARN, 2023a). En general se puede observar que las clasificaciones de calidad del agua se han mantenido entre regulares, malas y pésimas para los sitios A01S, A02S, A03S y A05S.

Respecto a la calidad del agua superficial del cauce del río Sucio evaluada por medio de la metodología del índice de calidad del agua del CCME, por el MARN (2023a), para 4 sitios monitoreados durante la época seca, 2 sitios obtuvieron calidad mala y dos sitios calidad pésima (Figura 45).

En el último informe de calidad del agua emitido en el año 2022 por el MARN, se reportó la evaluación de los sedimentos de 20 sitios de la red nacional de monitoreo de calidad del agua, dentro de los cuales se evaluaron 4 sitios en el río Sucio, utilizando las guías de calidad de sedimentos del CCME (2002) (Figura 46).

Para los cuatro sitios mostrados en la Figura 46, la calidad del agua no ha mejorado de forma importante, de hecho, es posible observar que el sitio A01S se ha mantenido históricamente en una calidad mala (Figura 44). Mientras que los sitios A02S y A03S han reducido su recurrencia de calidad pésima y presentan ciclos consecutivos de calidad mala. En la salida de la cuenca, el sitio A05S refleja una reducción de su calidad en los últimos cinco años (2018-2023), en los cuales pasó de calidad regular a mala. Esta mala calidad en la salida de la cuenca puede estar asociada al acelerado desarrollo territorial de la cuenca conformado por industria y urbanizaciones.



- Regular
- Mala
- Pésima
- Sin clasificación

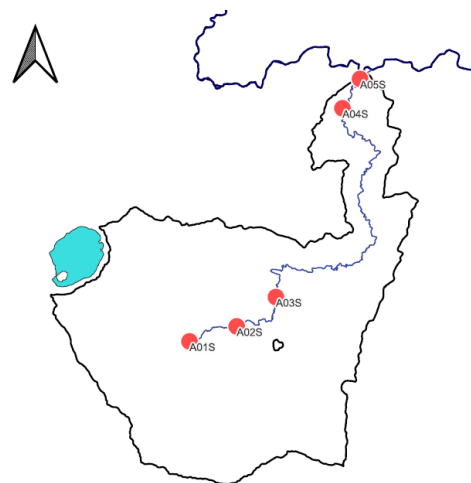


Figura 44. Líneas temporales indicando las clasificaciones de índices de calidad del agua por medio del ICA.

Fuente: Elaboración propia a partir de MARN (2023a).

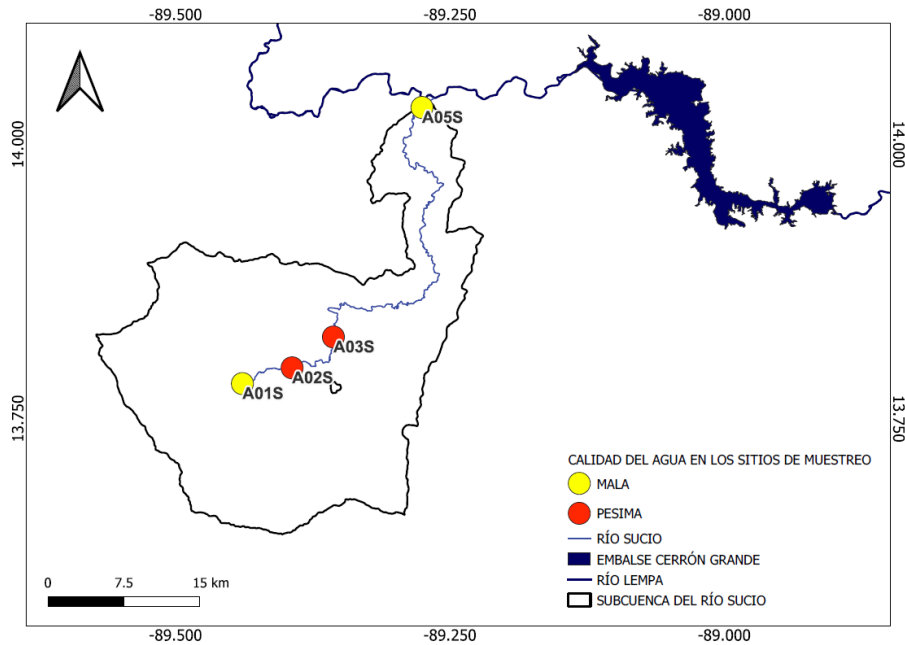


Figura 45. Calidad de las aguas superficiales año 2023 a través de la metodología del índice de calidad del agua del CCME.

Fuente: Modificado de MARN (2023a).

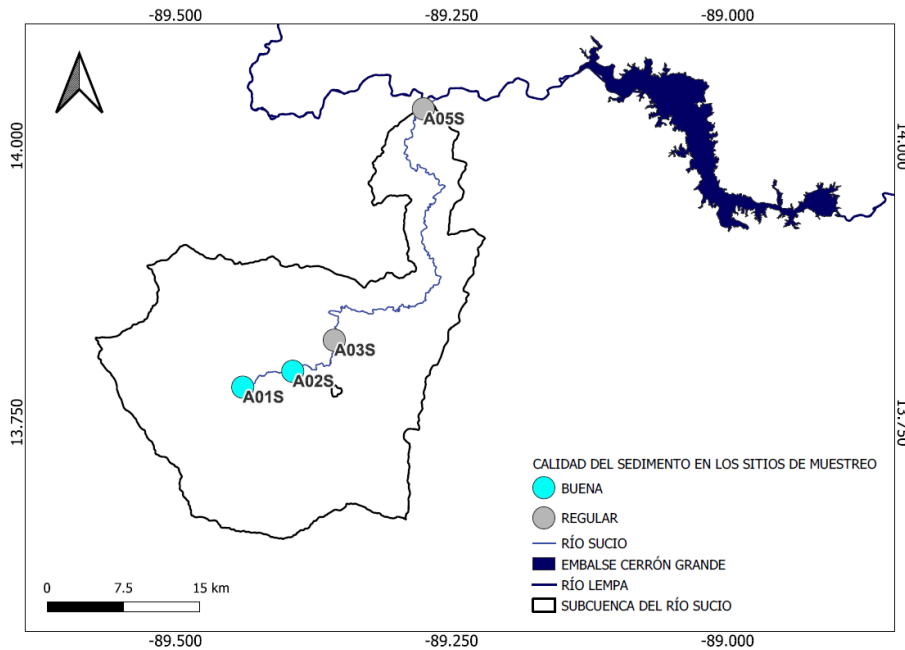


Figura 46. Calidad de sedimentos por medio de la evaluación de metales pesados utilizando las guías del CCME año 2022.

Nota: La clasificación mostrada en el mapa es de acuerdo al informe del MARN publicado en el 2022, es decir la calidad del sedimento buena corresponde a la calidad óptima de la Figura 4 y la calidad regular corresponde a la calidad entre buena y regular de la Figura 4.

Fuente: Modificado de MARN (2022a).

5.3. Clasificación de calidad del agua por medio del ICA.

Durante la TSL22 la clasificación de calidad del agua superficial varió entre mala y pésima. Durante la TLS22 se obtuvieron clasificaciones malas de calidad de agua superficial para todos los sitios. En la TSL23 la clasificación de calidad del agua obtenida fue mala en todos los sitios de muestreo. En el Anexo 2 se muestran los resultados de los parámetros de calidad de agua determinados en los sitios de muestreo en el cauce del río Sucio en las épocas climáticas evaluadas y en el Anexo 3 se muestran los gráficos box-plot de parámetros fisicoquímicos y microbiológico del agua superficial del cauce del río Sucio en las épocas climáticas evaluadas. De manera particular, a continuación, se comenta y analiza los parámetros analizados mediante este índice.

Las clasificaciones de calidad de agua obtenidas fueron influenciadas grandemente por los valores de CF presentes en las muestras recolectadas, ya que dicho parámetro es de los que tienen mayor ponderación en el cálculo del índice del ICA (MARN, 2022b) (Figura 47).

Como lo mencionan Jamieson et al. (2003), las fuentes de CF en subcuencas rurales pueden provenir de fuentes puntuales como lo son: las plantas de tratamiento de aguas residuales, las fosas sépticas domésticas, los depósitos de estiércol y la defecación de animales directamente en los arroyos, o de fuentes no puntuales como los sedimentos, aplicación de estiércol y lodos. Además según Jamieson et al. (2003) es importante identificar los mecanismos de transporte de dichas fuentes de CF, pudiendo ser estos la escorrentía superficial, las descargas directas, el flujo de agua subterráneo y los sistemas de drenaje de baldosas. Cabe destacar que en la Figura 47 se observa que para el sitio A04S, mientras los CF aumentan, el OD disminuye.

De acuerdo a la EPA (2023) las diferentes especies de organismos acuáticos viven dentro de diferentes rangos de pH. Los criterios de calidad del agua de la USEPA para el pH en agua dulce sugieren un rango de 6.5 a 9. Todos los valores medidos de pH se mantuvieron dentro de dicho rango (Figura 47).

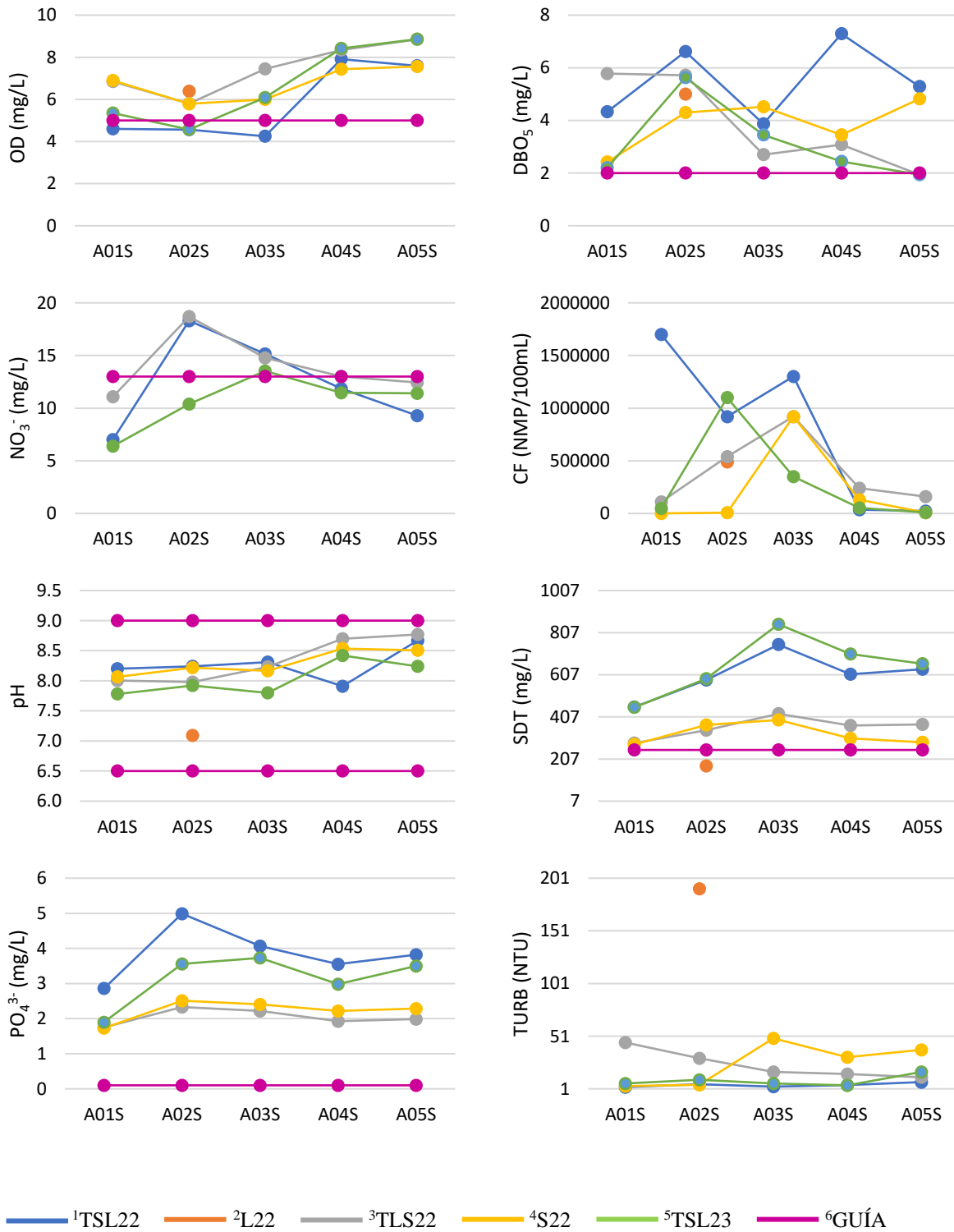


Figura 47. Variación temporal y espacial de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos evaluados en agua superficial en la subcuenca del río Sucto.

Dónde: 1 TSL22=transición época seca a lluviosa año 2022, 2 L22=época lluviosa año 2022, 3 TSL22=transición época lluviosa a época seca año 2022, 4 S22=época seca año 2022, 5 TSL23=época seca a época lluviosa año 2023, 6 GUÍA=guía de calidad del agua.

Durante las giras de campo en la subcuenca del río Sucio se observaron plantas de tratamiento de aguas residuales con descargas directamente al cauce del río Sucio, defecación de ganado directamente en el río, fosas sépticas aledañas al río Sucio y erosión de suelo en las riberas del río Sucio. El OD tiene bastante peso en el resultado de las clasificaciones de calidad del agua (MARN, 2022b) y según lo mencionado por la USEPA, el valor del OD para un crecimiento saludable de especies acuáticas difiere de una especie a otra pero en general puede establecerse un valor de 5 mg/L. En el caso de los resultados de OD en la subcuenca del río Sucio obtenidos en las diferentes épocas climáticas evaluadas, el sitio A01S, A02S y A03S durante la TSL22 y el sitio A02S durante la TSL23 obtuvieron valores de OD inferiores a 5 mg/L, por lo que solo en dichos sitios los valores de OD influenciaron de manera negativa las clasificaciones de calidad de agua obtenidas por medio del ICA (Figura 47).

Según el Decreto N° 33903-MINAE-S (2007) los valores de SDT deben encontrarse por debajo de 250 mg/L. En el caso de los valores obtenidos durante los muestreos en el río Sucio en las diferentes épocas climáticas evaluadas, todos los sitios obtuvieron valores por encima de los 250 mg/L, exceptuando el sitio A02S durante la época L22, el cual tuvo un valor de 175 mg/L (Figura 47). De acuerdo a Weber Scan y Duffy (2007), los SDT causan toxicidad a través del aumento de la salinidad, cambios en la composición iónica del agua y toxicidad de iones individuales, provocando cambios en las comunidades bióticas, limitando la biodiversidad, excluyendo especies menos tolerantes y causando efectos agudos o crónicos en etapas específicas de la vida.

Referente a las concentraciones de PO_4^{3-} encontradas durante los muestreos realizados en el río Sucio, se obtuvieron concentraciones en el rango de 1.73 mg/L a 4.99 mg/L (Figura 47). La EPA (1998) ha establecido un límite recomendado de 0.1 mg/L PO_4^{3-} en aguas lóxicas para evitar la eutrofización, por lo que al comparar los resultados obtenidos en el cauce del río Sucio, todos los sitios en las épocas climáticas evaluadas superaron dicho valor guía. Las concentraciones de PO_4^{3-} pueden provenir, de acuerdo a Badamasi et al. (2019), de fuentes naturales que incluyen la lixiviación de PO_4^{3-} de rocas y de actividades antropogénicas como el uso de detergentes, la descomposición de desechos orgánicos, la escorrentía agrícola y los efluentes industriales, todas estas condiciones están presentes en la cuenca del río Sucio, lo cual explica las altas concentraciones de PO_4^{3-} encontradas durante los muestreos realizados. De acuerdo a Badamasi et al. (2019), al haber procesos de eutrofización en los cuerpos de agua, hay muertes de peces, pues a medida que las algas

mueren, los microorganismos las descomponen en el agua y consumen el OD, lo que hace que los peces no puedan sobrevivir.

Respecto a las concentraciones de NO_3^- , las guías del CCME (2012) establecen un valor de 13 mg/L para la protección de la vida acuática. Los valores de concentración obtenidos en el cauce del río Sucio durante las diferentes épocas climáticas evaluadas rondaron de 6.39 mg/L a 18.69 mg/L. El sitio A02S y A03S durante la TSL22, los sitios A02S, A03S y A04S durante la TLS22 y el sitio A03S durante la TSL23 superaron el valor guía del CCME (2012) (Figura 47). De acuerdo al CCME (2012), las fuentes naturales de NO_3^- en las aguas superficiales incluyen la deposición húmeda y seca de NO_3^- , que se forman a través del ciclo del nitrógeno en la atmósfera, otras fuentes naturales incluyen rocas ígneas y actividad volcánica, la mineralización del nitrógeno orgánico del suelo nativo y la oxidación completa de desechos vegetales y animales.

En las descargas antropogénicas de NO_3^- , de acuerdo al CCME (2012), se incluyen fuentes puntuales como aguas residuales municipales e industriales, y fuentes no puntuales como escorrentías agrícolas, descargas de corrales de engorde, lechos sépticos, escorrentías urbanas, fertilizantes para césped, lixiviados de vertederos y desbordamiento de las alcantarillas pluviales, condiciones presentes en la zona de estudio.

Durante las épocas climáticas evaluadas los valores de TURB variaron entre 2.7 NTU y 191 NTU (Figura 47). De acuerdo a la USEPA (2003), el aumento de la TURB y los cambios concomitantes en el régimen de iluminación pueden considerarse aspectos de un hábitat alterado que produce efectos indirectos sobre la biota a medida que los peces, invertebrados, algas, anfibios y aves que dependen del hábitat acuático para su reproducción y alimentación se vean afectados negativamente por la pérdida o degradación del hábitat. Göransson et al. (2013) mencionan que los períodos de alta turbiedad normalmente se asocian con la estación húmeda cuando la escorrentía superficial transporta sedimentos del suelo al río y cuando el flujo de agua es generalmente mayor y más turbulento, que no permite el asentamiento de partículas en el lecho del río, lo que podría explicar el valor de 191 NTU para el sitio A02S durante la época L22.

Las concentraciones de DBO_5 , en los sitios de muestreo en el cauce del río Sucio durante las diferentes épocas climáticas evaluadas, oscilaron entre 1.94 mg/L y 7.29 mg/L (Figura 47). De

acuerdo a lo mencionado por la Oficina Europea de Estadística (2024), los valores elevados de DBO₅ suelen ser un signo de contaminación orgánica que afecta a la calidad del agua, teniendo los ríos más limpios valores de DBO₅ inferiores a 1 mg/L, los ríos moderadamente y muy contaminados muestran valores que oscilan entre 2 mg/L y 8 mg/L, por lo que al comparar los resultados de concentraciones de DBO₅ obtenidos en el cauce del río Sucio, todos los sitios en las diferentes épocas climáticas evaluadas, se encuentran entre moderadamente y muy contaminados.

5.4. Clasificación de calidad de sedimentos.

5.4.1. Clasificación de calidad de sedimentos por medio de las concentraciones de metales pesados.

En la Figura 48 se muestra la variación temporal y espacial de las concentraciones de metales evaluados en los sedimentos de fondo en el río Sucio. En el Anexo 3 se muestran los gráficos box-plot de las concentraciones de metales en los sedimentos del cauce y en el Anexo 4 se presentan los resultados de las concentraciones de metales provenientes de los sedimentos del cauce del río Sucio. Para todos los sitios evaluados en las diferentes épocas climáticas, las concentraciones de Zn se encuentran por debajo del valor del PEL. El sitio A01S, A02S, A03S, A04S y A05S, durante la L22, TLS22, S22 y TSL23, tienen concentraciones de Zn inferiores al TEL, por lo que dichas concentraciones no representan un efecto en los macroinvertebrados bentónicos. Durante la TSL22, el sitio A01S y el sitio A02S se encuentran por debajo del TEL, pero el sitio A03S, A04S y A05S se encuentran por encima del TEL, pero con concentraciones menores al PEL, indicando que las concentraciones de Zn representan posibles efectos en los bentos.

Respecto al Cd, en la Figura 48 se observa que para las épocas climáticas TLS22, S22 y TSL23, para todos los sitios, las concentraciones se encontraron por debajo del valor del TEL, es decir que las concentraciones no representarían efectos en los bentos. En la época climática L22, los sitios A01S, A04S y A05S, superan ligeramente el TEL, pero siempre se mantienen por debajo del PEL, por lo que esto es indicio de posibles efectos en la biodiversidad de bentos. En el caso de la TSL22 se puede observar que los sitios A01S, A03S, A04S y A05S superan el PEL, por lo que para dichos sitios los efectos sobre la biodiversidad de bentos son bastante probables debido a las concentraciones de Cd. Durante la TSL22, el sitio A02S, es el único que se encuentra por debajo del PEL, pero siempre por encima del TEL, por lo que las concentraciones de Cd tienen un posible efecto sobre los bentos.

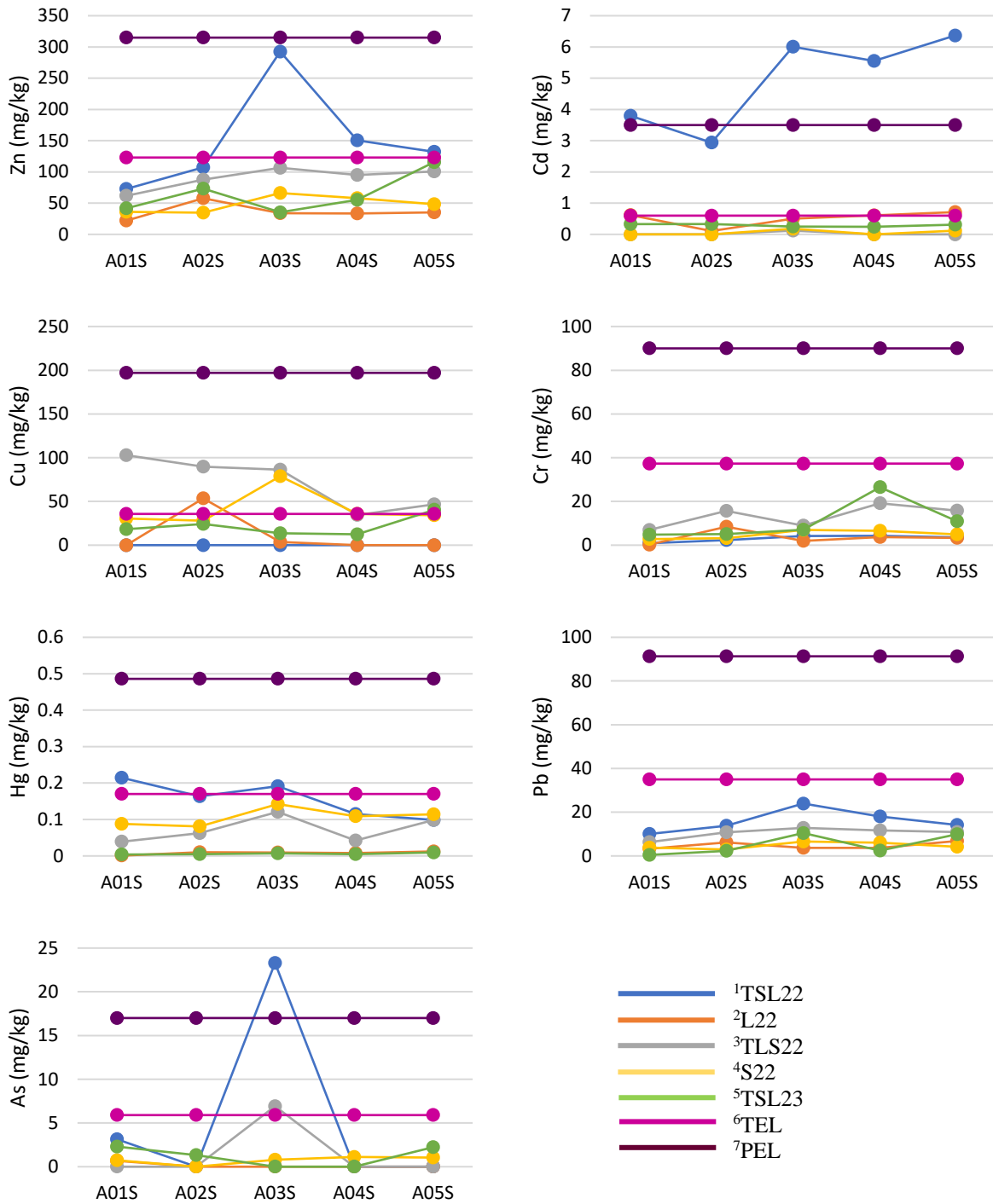


Figura 48. Variación temporal y espacial de los metales pesados evaluados en los sedimentos de fondo del cauce del río Sucio.

Dónde: ¹TSL22=transición época seca a lluviosa año 2022, ²L22=época lluviosa año 2022, ³TLS22=transición época lluviosa a época seca año 2022, ⁴S22=época seca año 2022, ⁵TSL23=época seca a época lluviosa año 2023, ⁶TEL=Nivel de Efecto Umbral y ⁷PEL=Nivel de Efecto Probable.

En el caso de las concentraciones de Cu encontradas en los sedimentos de fondo del cauce del río Sucio, en la Figura 48 se puede observar que para la TSL22 todos los sitios evaluados se encuentran por debajo del TEL. Durante la época L22, los sitios A01S, A03S, A04S y A05S, se encuentran por debajo del TEL, no siendo el caso del sitio A02S, el cual supera el valor del TEL, pero no supera el valor del PEL, por lo que su efecto sobre los bentos es posible. En el caso de la TLS22, los sitios A01S, A02S, A03S y A05S, se encuentran por encima del TEL, pero por debajo del PEL, por lo que su efecto sobre la biodiversidad de bentos es posible. El sitio A04S durante la TLS22 se encuentra por debajo del TEL, lo que indica que no hay efecto sobre los bentos debido a la concentración de Cu presente.

Durante la época S22, los sitios A01S, A02S, A04S y A05S se encontraron con concentraciones de Cu inferiores al TEL, para el caso del sitio A03S, este se encontró con concentraciones superiores al TEL, pero inferiores al PEL, indicando posibles efectos a la biodiversidad de bentos. Durante la TSL23, los sitios A01S, A02S, A03S y A04S, tuvieron concentraciones por debajo del PEL, exceptuando el sitio A05S para dicha época climática, el cual tuvo una concentración por encima del TEL, pero inferior al PEL. Las concentraciones de Cr, para todos los sitios muestreados en las diferentes épocas climáticas evaluadas, se encontraron por debajo de los valores de TEL y PEL (Figura 48), lo que indica que dichas concentraciones de Cr no representan efectos sobre la biodiversidad de bentos.

Durante la TSL22, los sitios A02S, A04S y A05S, tuvieron concentraciones por debajo del TEL, indicando que dicha concentración de Hg no tiene efecto sobre los bentos. Durante dicha TSL22, los sitios A01S y A03S, se encontraron por encima del TEL, pero por debajo del PEL, lo que indica que hay posibles efectos sobre la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos. Los sitios A01S, A02S, A03, A04S y A05S, para las épocas climáticas L22, TLS22, S22 y TSL23, tuvieron concentraciones inferiores al TEL, lo que indica que no hay efectos sobre los bentos debido a las concentraciones de Hg encontradas (Figura 48).

Las concentraciones de Pb, para todos los sitios muestreados en las diferentes épocas climáticas evaluadas, se encontraron por debajo de los valores de TEL y PEL (Figura 48), lo que indica que dichas concentraciones de Pb no representan efectos sobre la biodiversidad de bentos.

Respecto al As, para la L22, S22 y TSL23, las concentraciones de As encontradas en los sedimentos de fondo del cauce del río Sucio, al ser inferiores al TEL, no representan afectación a los macroinvertebrados bentónicos. Durante la TSL22, se observa que las concentraciones de As de los sitios A01S, A02S, A04S y A05S, tienen concentraciones inferiores al TEL. El sitio A03S durante la TSL22, se encontró con una concentración superior al PEL, lo que indica un efecto probable a la biodiversidad de bentos. Durante la TLS22, los sitios A01S, A02S, A04S y A05S, tuvieron concentraciones inferiores al TEL, no siendo así para el sitio A03S, el cual dio una concentración superior al TEL, pero inferior al PEL (Figura 48).

En general, para la época L22, TLS22, época S22 y TSL23, se obtuvieron clasificaciones de calidad de sedimentos entre buenas y óptimas, mientras que para la TSL22 se obtuvieron clasificaciones de calidad de sedimentos entre regular y pésima. De acuerdo al CETESB (2021), las clasificaciones de calidad de sedimentos entre buena y óptima pueden ser un indicativo de baja afectación a la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos y las clasificaciones de calidad de sedimentos entre regular y pésima pueden ser un indicativo de afectación a la biodiversidad de bentos. Respecto a la clasificación entre regular y pésima obtenida en la época TSL22, esto podría deberse a alguna descarga industrial que posteriormente se detuvo, ya que en los muestreos posteriores a este, la calidad del sedimento de acuerdo a la clasificación del CETESB (2021) mejoró.

Respecto a las posibles fuentes de metales pesados en mayor concentración, encontradas en los sedimentos de fondo del cauce del río Sucio, el sitio A03S resultó con valores elevados respecto del resto de puntos de muestreo. Aguas arriba de este sitio se encuentra el distrito de riego de Zapotitán, áreas urbanas, áreas industriales, bosques y cultivos en general (Figura 9). De acuerdo a Lunk (2015), el Cr es utilizado en metalurgia, en la curtiembre de pieles, también se utiliza en hornos y moldes para la fundición de metales. Respecto al Pb, según lo mencionan Boldyrev (2018), este es utilizado en aplicaciones como la construcción, plomería, baterías, soldaduras, aleaciones, fusibles y pinturas blancas. Meylan y Reck (2017), mencionan entre los usos del Zn, el galvanizado, las aleaciones de Zn, productos químicos, productos electrónicos y en agricultura como alimento para animales y en fertilizantes.

Referente al As, de acuerdo a Rahaman et al. (2021), este se libera principalmente al aire, al agua y al suelo debido a la actividad volcánica, es decir, mediante la lixiviación del As a través de la erosión

natural, además, de acuerdo a Rahaman et al. (2021), las fuentes antropogénicas de As pueden incluir la fundición, el uso de pesticidas que contienen As, herbicidas, insecticidas, fertilizantes fosfatados y conservantes de la madera, algunas de estas actividades se desarrollan en la subcuenca, lo cual podría explicar la presencia de estos contaminantes. Es importante identificar en la subcuenca del río Sucio las fuentes puntuales y difusas de metales pesados que se han encontrado en concentraciones elevadas.

Las concentraciones de metales pesados en sedimentos para las cinco épocas climáticas y los cinco sitios estudiados indican que el sitio A03S es el que refleja concentraciones más elevadas, particularmente durante la TSL22, cuando las concentraciones superaron el TEL en Zn, Hg, As y Cd, indicando posibles efectos en los bentos, de acuerdo a lo dispuesto por el CCME (2002). Durante las visitas de campo realizadas, se observó que aguas arriba del sitio A03S hay amplia actividad agrícola e industrial, además de zonas urbanas como se puede ver en la Figura 9. Las elevadas concentraciones de Zn, Hg, As y Cd encontradas podrían deberse a las actividades agrícolas e industriales y a un ambiente favorable a la deposición de sedimentos en dicho sitio ya que, según puede observarse en la Figura 48, el sitio A02S presenta mayor velocidad respecto del sitio A03S, por lo que los metales pesados vertidos desde las zonas industriales y agrícolas podrían estarse acumulando hasta el sitio A03S. Similar comportamiento puede observarse con la TLS22 para el sitio A03S, que presentó valores más altos que el resto, pero por debajo de TEL, para la mayoría de metales analizados, excepto para As y Cu que reflejaron valores entre TEL y PEL destacando una menor calidad en los sedimentos y efectos bastante probables en los bentos en esta zona.

Particular atención ameritan las concentraciones de Cd en todos los sitios durante la TSL22, ya que todos los puntos de muestreo, exceptuando el A02S resultaron con valores de Cd por arriba del PEL, indicando que los efectos sobre la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos son bastante probables por la presencia de este metal. Otro aspecto interesante son los valores elevados que refleja el punto A01S (el de más aguas arriba) respecto del resto de puntos, en cuanto a las concentraciones de Hg, en épocas climáticas como la TSL22 y Cu para TLS22. No obstante estas concentraciones de acuerdo a su valor respecto de TEL no representarían efectos en los bentos, condición que se analiza adelante en este estudio. Finalmente, los datos indican que para todas las épocas climáticas y para todos los sitios, el Pb y el Cr no estarían representando efectos negativos en los bentos debido sus concentraciones por debajo del TEL en los sedimentos.

5.4.2. Clasificación de calidad de sedimentos por medio del ICS.

La calidad del sedimento por medio del ICS obtuvo clasificaciones entre regular y mala en las diferentes épocas climáticas evaluadas en los sitios de muestreo, lo que indica baja biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos. Este resultado indica que biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos en el río Sucio podría estar más relacionada con la calidad del agua, tal y como se expuso anteriormente, coincidiendo con Tampo et al. (2021), quien indica que los bentos tienen sensibilidad a las variaciones en la calidad del agua y dado que las concentraciones de metales pesados se mantuvieron con clasificación buena y óptima en la mayoría de casos, la biodiversidad de bentos no está siendo afectada por metales pesados. Las principales especies de macroinvertebrados presentes en los sedimentos de los sitios muestreados fueron dípteros, ephemeropteras, trichópteros y neotaenioglossas (Figura 49 y Cuadro 9).

Según Sermeño Chicas et al. (2010), los dípteros en su gran mayoría, son indicadores de aguas contaminadas. Es importante notar que, para todos los sitios muestreados, en las diferentes épocas climáticas evaluadas, se encontraron dípteros. Respecto a los gastropodos, Sermeño Chicas et al. (2010) mencionan que a este grupo pertenecen los caracoles de agua que en general son indicadores de aguas contaminadas con abundante materia orgánica. Durante los muestreos llevados a cabo se encontraron basommatóforos y neotaenioglossas. Se encontraron Basommatóforos en el sitio A01S durante la TSL22, TLS22 y TSL23, en el sitio A02S durante la TSL22, TLS22 y S22, en el sitio A03S durante la TLS22, S22 y TSL23, en el sitio A04S durante la L22, TLS22 y S22 y en el sitio A05S durante la L22, TLS22 y S22. Se encontraron neotaenioglossas en el sitio A01S durante la TSL22 y TSL23, en el sitio A02S durante la TSL22, TLS22, S22 y TSL23 y en el sitio A03S, A04S y A05S, durante todas las épocas climáticas evaluadas. Estos macroinvertebrados predominan durante las transiciones cuando las condiciones de flujo en el sistema cambian, asimismo, en la época seca cuando la carga contaminante es mayor. Mientras que en la época lluviosa solamente se presentan en la parte baja de la cuenca.

Los dípteros y neotaenioglossas están asociados a aguas contaminadas, según lo mencionan Sermeño Chicas et al. (2010), siendo congruente con los resultados de calidad de agua obtenidos, ya que se obtuvieron clasificaciones entre malas y pésimas (Figura 50), debido principalmente a la baja

concentración de OD, a las altas concentraciones de PO_4^{3-} , a la presencia de CF y a los valores de DBO_5 (Figura 47) encontrados durante la TSL22, TLS22 y TSL23.

De acuerdo a Sermeño Chicas et al. (2010), los ephemeropteras son excelentes indicadores de aguas claras y limpias, aunque hay especies que toleran algunos niveles de contaminación orgánica. Se encontraron ephemeropteras en el sitio A01S durante la época L22, TLS22, S22 y TSL23, en el sitio A02S durante todas las épocas climáticas evaluadas, en el sitio A03S durante la época L22, TLS22, S22 y la TSL23 y en el sitio A04S y A05S durante todas las épocas climáticas evaluadas. Respecto a los trichopteras, Sermeño Chicas et al. (2010) mencionan que es un grupo caracterizado por larvas que construyen refugios o casitas utilizando piedritas, arena y hojas de árboles y se les considera excelentes indicadores de aguas limpias y frías, aunque hay algunas especies que toleran ciertos niveles de contaminación orgánica y altas temperaturas. Se encontraron trichopteras en el sitio A01S para las épocas L22, TLS22, S22 y TSL23, en el sitio A02S en todas las épocas climáticas evaluadas, en el sitio A03S durante la época L22, TLS22, S22 y TSL23, en el sitio A04S y A05S durante todas las épocas climáticas evaluadas.

A pesar de haberse encontrado ephemeropteras y trichopteras, las cuales según Sermeño Chicas et al. (2010) son en general indicadoras de aguas limpias, la calidad del agua encontrada durante los muestreos se mantuvo entre mala y pésima (Figura 35). Es importante tomar en cuenta los resultados de riqueza encontrados en cada sitio (Anexo 5), ya que algunos sitios presentan altos valores de abundancia absoluta pero bajos valores de riqueza, por lo a pesar que se encontraron macroinvertebrados bentónicos asociados a aguas de buena calidad, estos se encontraron en bajas cantidades.

De acuerdo a Sermeño Chicas et al. (2010), los coleópteros son un grupo muy diverso y abundante, siendo en su mayoría indicadores de aguas limpias. Se encontraron coleópteros en el sitio A01S durante la TLS22 y TSL23, en el sitio A02S durante la TSL22, L22, TLS22 y TSL23, en el sitio A03S durante la S22 y TSL23, en el sitio A04S durante la TSL22, L22, S22 y TSL23 y en el sitio A05S durante la TSL22, TLS22, S22 y TSL23.

Baselga (2015) y Costa et al. (2006) mencionan que los megalópteras son propios de aguas limpias y frías, sin embargo Sermeño Chicas et al. (2010) mencionan que los megalópteras pueden tolerar

niveles intermedios de contaminación orgánica. En el sitio A01S no fueron encontrados en ninguna época climática evaluada, en el sitio A02S se encontraron durante la TSL22, TLS22 y TSL23, en el sitio A03S se encontraron durante la época L22, TLS22 y S22, en el sitio A04S fueron encontrados durante la TSL22, L22, TLS22 y S22 y en el sitio A05S se encontraron en la TSL22 y S22.

Sermeño Chicas et al. (2010) mencionan que a los odonatas se les considera indicadores de aguas entre limpias y medianamente contaminadas con materia orgánica y que algunas especies pueden soportar altos niveles de contaminación. Se encontraron odonatas en el sitio A01S durante la TSL22 y TLS22, en el sitio A02S durante la TSL22, L22 y TLS22, en el sitio A03S durante la TLS22 y S22, en el A04S en todas las épocas climáticas evaluadas y en el A05S en la TSL22, L22, TLS22 y S22. Esta especie se presentó con menos frecuencia en cuanto a las distintas épocas analizadas.

Referente a los hemípteras, Sermeño Chicas et al. (2010) mencionan que estos son considerados como indicadores de aguas entre limpias y medianamente contaminadas con materia orgánica y que algunas especies pueden soportar altos niveles de contaminación. En el sitio A01S se encontraron hemípteras en la TSL22, en el sitio A02S se encontraron en la L22, TLS22 y S22, en el sitio A03S en la época S22, en el sitio A04S en la TSL22 y TLS22 y para el sitio A05S no fueron encontrados durante las épocas climáticas evaluadas.












De la clase clitellata, se encontraron hirudineas y haplotaxidas predominando su aparición durante los muestreos de transición y al contrario de los gasterópodos Basommatophoras, aparecen durante la época lluviosa en la zona baja de la cuenca. Respecto a las hirudineas o “sanguijuelas”, según mencionan Sermeño Chicas et al. (2010), su presencia indica aguas contaminadas con materia orgánica, siendo sus poblaciones típicas de aguas con reciente contaminación o en vías de recuperación. Se encontraron hirudineas en el sitio A01S durante la TSL22 y TLS22, en el sitio A02S en la TSL22, S22 y TSL23, en el sitio A03S en la TLS22, en el sitio A04S y A05S en la época L22. Referente a las haplotaxidas, Castillo et al. (2015) mencionan que son especies altamente tolerantes a la contaminación orgánica. Se encontraron haplotaxidas en el sitio A01S durante la TSL22 y TLS22, en el sitio A02S durante la TLS22 y S22, en el sitio A03S durante la TLS22 y TSL23, en el sitio A04S en la L22 y TLS22 y en el sitio A05S en la época L22, TLS22 y TSL23.














Figura 49. Fotografías de macroinvertebrados bentónicos encontrados en los sedimentos de fondo del río Sucio.

Dónde: a. Díptera, b. Coleoptera, c. Ephemeroptera, d. Megalóptera, e. Odonata, f. Neotaenioglossa, g. Trichoptera h. Trichoptera en casa i. Hirudinea, j. Hemiptera y k. Haplotaxida.

Cuadro 9. Macroinvertebrados bentónicos encontrados en el río Sucio por época climática.

Sitio	Época	Diptera 	Coleoptera 	Ephemeroptera 	Trichoptera 	Megaloptera 	Odonata 	Hemiptera 	Basommatophora 	Neotaenioglossa 	Hirudinea 	Haplaxida 
A01S	TSL22	x					x	x	x	x	x	x
	L22	x		x	x							
	TLS22	x	x	x	x		x		x		x	x
	S22	x		x	x							
	TSL23	x	x	x	x				x	x		
A02S	TSL22	x	x	x	x	x	x		x	x	x	
	L22	x	x	x	x		x	x				
	TLS22	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x
	S22	x		x	x			x	x	x	x	x
	TSL23	x	x	x	x	x				x	x	
A03S	TSL22	x								x		
	L22	x		x	x	x				x		
	TLS22	x		x	x	x	x		x	x	x	x
	S22	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
	TSL23	x	x	x	x				x	x		x

Sitio	Época	Diptera	Coleoptera	Ephemeroptera	Trichoptera	Megaloptera	Odonata	Hemiptera	Basommatophora	Neotaenioglossa	Hirudinea	Haptotaxida
												
A04S	TSL22	x	x	x	x	x	x	x		x		
	L22	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
	TLS22	x		x	x	x	x	x	x	x		x
	S22	x	x	x	x	x	x		x	x		
	TSL23	x	x	x	x		x			x		
A05S	TSL22	x	x	x	x	x	x			x		
	L22	x		x	x		x		x	x	x	x
	TLS22	x	x	x	x		x		x	x		x
	S22	x	x	x	x	x	x		x	x		
	TSL23	x	x	x	x					x		x

Dónde: ¹TSL22=transición época seca a lluviosa año 2022, ²L22=época lluviosa año 2022, ³TLS22=transición época lluviosa a época seca año 2022, ⁴S22=época seca año 2022 y ⁵TSL23=época seca a época lluviosa año 2023.

5.5. Correlación entre parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en agua superficial, granulometría y metales pesados en sedimentos.

Para el Análisis de Componentes Principales (PCA), se utilizaron datos de parámetros fisicoquímicos y microbiológico en agua superficial, concentración de metales pesados y contenido de fracción de partículas finas de sedimentos de fondo. De acuerdo a los resultados del PCA, dos componentes principales, conteniendo el 100% de la información de los parámetros evaluados, fueron extraídos, además, los valores de los parámetros influenciando cada uno de los componentes resultaron bajos de acuerdo a lo establecido por Kaiser (1974), por lo que se optó por realizar un análisis de probabilidades con los criterios de Mastrandrea et al. (2010) para cuando se tienen pocos datos, realizándose el análisis de las variables virtualmente ciertas.

Los resultados de los coeficientes de probabilidades de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en agua superficial, concentración de metales pesados y contenido de fracción de partículas finas de sedimentos de fondo, se muestran en el Cuadro 10.

La correlación positiva virtualmente cierta entre el Cd y el Zn puede deberse a que dichos elementos pueden ser aportados de manera antropogénica por fundidoras de metales de acuerdo a Chaney (2010). La correlación virtualmente cierta entre el Hg y el Zn es de tipo positiva y puede ser debida a contaminación de tipo industrial y municipal según lo mencionado por Blackburn et al. (1980). La correlación virtualmente cierta positiva entre Hg y Cd, Pb y Cd, Pb y Hg pueden ser debidas a descargas antropogénicas de tipo industrial de acuerdo a Garbarino et al. (2004). De acuerdo a lo mencionado por Garbarino et al. (2004), los productos para maquinaria industrial y las pinturas de uso industrial pueden contener Cd, Pb y Hg, además, las industrias de química orgánica e inorgánica hacen vertidos de Cd, Pb y Hg. De acuerdo a Garbarino et al. (2004), el Hg y el Pb pueden provenir de la industria de la madera, pulpa y papel, lo cual es consistente con la actividad industrial de dos papeleras localizadas en el margen del río y actividades ya clausuradas de baterías de plomo que generaron la restricción de actividades debido a la contaminación en suelos y agua (CIDH, 2023), que también podría estar aportando dicho metal al río. Entre el Pb y el Zn hay correlación positiva virtualmente cierta pudiéndose deber a que de acuerdo a Russell y Tharmanathan (2003) dichos metales se encuentran asociados en la naturaleza.

Cuadro 10. Matriz de correlación de probabilidades.

Parámetro	¹ Zn	¹ Cd	¹ Cu	¹ Cr	¹ Hg	¹ Pb	¹ As	² ICS	³ OD	³ TM	³ TAMB	³ DBO ₅	³ NO ₃ ⁻	³ CF	³ pH	³ SDT	³ PO ₄ ³⁻	³ Turbidez	¹ Partículas finas	
¹ Zn	1																			
¹ Cd	0.71	1																		
¹ Cu	-0.08	-0.51	1																	
¹ Cr	0.07	-0.33	0.36	1																
¹ Hg	0.55	0.56	9.30E-05	-0.24	1															
¹ Pb	0.88	0.72	-0.08	0.02	0.59	1														
¹ As	0.79	0.45	-0.10	-0.11	0.45	0.58	1													
² ICS	-0.54	-0.47	0.07	0.06	-0.23	-0.63	-0.43	1												
³ OD	-0.12	-0.24	0.2	0.57	-0.32	-0.04	-0.36	-0.04	1											
³ TM	0.07	-0.20	-0.08	0.48	-0.27	-0.07	0.08	-0.14	0.52	1										
³ TAMB	0.05	0.01	-0.25	0.22	-0.08	0.04	-0.14	-0.03	0.71	0.72	1									
³ DBO ₅	0.15	0.43	-0.04	-0.40	0.25	0.25	-0.16	0.17	-0.38	-0.64	-0.32	1								
³ NO ₃ ⁻	0.31	-0.08	0.29	0.21	0.19	0.47	0.16	-0.06	-0.08	-0.10	-0.14	0.26	1							
³ CF	0.36	0.29	-0.07	-0.27	0.55	0.34	0.49	-0.14	-0.70	-0.28	-0.54	0.21	0.14	1						
³ pH	0.22	0.14	-0.15	0.25	0.36	0.20	0.08	-0.13	0.42	0.60	0.61	-0.28	0.06	-0.13	1					
³ SDT	0.44	0.49	-0.58	0.04	-0.03	0.43	0.33	-0.57	-0.12	0.31	0.21	-0.02	0.02	0.17	0.11	1				
³ PO ₄ ³⁻	0.50	0.64	-0.61	-0.26	0.21	0.52	0.26	-0.36	-0.35	0.02	0.04	0.42	0.28	0.34	-0.09	0.80	1			
³ Turbidez	-0.19	-0.26	0.40	0.04	-0.24	-0.18	-0.16	0.28	0.02	-0.28	-0.31	0.18	0.22	-0.01	-0.59	-0.53	-0.44	1		
¹ Partículas finas	0.08	-0.16	0.28	-0.02	-0.07	0.10	0.30	-0.27	-0.24	-0.17	-0.35	-0.31	0.14	0.16	-0.25	0.13	-0.26	-0.23	1	

Dónde: ¹Se determinaron en muestras de sedimentos de fondo, ²Se determinó a partir de muestras de macroinvertebrados bentónicos y ⁴Se determinaron en muestras de agua superficial.

Nota: En color celeste se muestran los datos que indican correlación positiva virtualmente cierta entre parámetros y en color naranja los datos que indican correlación negativa virtualmente cierta entre parámetros.

Se encontró correlación positiva virtualmente cierta entre el As y el Zn y entre el As y Pb. De acuerdo a Brunt et al. (2004), el As es de origen natural en ambientes volcánicos y según Bencko y Yan Li Foong (2017) tiene origen antropogénico por uso de pesticidas, cuya distinción requeriría estudios más profundos dedicados especialmente a identificar las fuentes de los metales en el agua.

El ICS refleja una correlación negativa virtualmente cierta con el Zn y Pb, antes asociada con el origen antrópico. Esta correlación muestra el efecto de estos metales pesados en la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos, lo cual ha sido descrito por Canadian Council of Ministers of the Environment (1999).

La correlación virtualmente positiva entre el OD y el Cr puede deberse, según lo mencionan Tumolo et al. (2020), a liberación de Cr por oxidación mineral. Además, según Tumolo et al. (2020), el Cr puede provenir de la fabricación de metales y productos químicos.

La correlación positiva virtualmente cierta entre la TAMB y el OD, puede deberse a que según lo mencionan Rajwa-Kuligiewicz et al. (2015), el OD depende principalmente de la TM, sin embargo, esta dependencia sufre alteraciones debido a las cambiantes condiciones hidrometeorológicas y a la intensidad de procesos biológicos como la fotosíntesis, la respiración y la descomposición de la materia orgánica.

La correlación positiva virtualmente cierta entre la TAMB y la TM de acuerdo a lo mencionado por Benyahya et al. (2008) puede ser debida a que la temperatura es una variable cuyos cambios se rigen por la interacción de procesos ambientales naturales como la TAMB y la radiación solar.

Referente a la DBO₅ y a la TM, la correlación negativa virtualmente cierta puede deberse a que según lo mencionan Kravchenko Irina et al. (2019) la descomposición de materia orgánica como hojarasca se ve influenciada por la temperatura, por lo que al haber una mayor TM la DBO₅ se verá disminuida.

Respecto a la correlación positiva virtualmente cierta entre los CF y el Hg, de acuerdo a lo descrito por Sinaga et al. (2016), se ha encontrado que en lugares con baja concentración de Hg hay más concentración de CF, lo que contradice la correlación positiva virtualmente cierta encontrada.

Se encontró correlación negativa virtualmente cierta entre los CF y el OD. De acuerdo a Dávila Morán et al. (2022), una mayor cantidad de OD favorece la fotooxidación y, por lo tanto, el proceso de desinfección.

Se encontró una correlación negativa virtualmente cierta entre los CF y la TAMB. De acuerdo a Ruiz Espinoza et al. (2012) los CF resisten la inactivación cuando las temperaturas son inferiores a 45°C, dado que son microorganismos termotolerante, pero a temperaturas más altas las concentraciones de microorganismos se reducen. Los datos de temperaturas de muestra no sobrepasaron los 32.3°C (Anexo 3), por lo que, según lo mencionado por Ruiz Espinoza et al. (2012), no debería presentarse reducción de CF debido a la TAMB.

En cuanto a la correlación positiva virtualmente cierta entre el pH y la TM y TAMB ha sido explicada en la ecuación de Nernst (Mohammd Ali y Razag Sharif, 2015).

Por su parte, la correlación negativa virtualmente cierta entre los SDT y el Cu, a partir de lo mencionado por Benham et al. (2019), puede deberse a que de acuerdo al concepto de SDT, estos incorporan todo tipo de sólidos en suspensión con tamaño inferior a 2 μm , por lo que, si los SDT incrementan al haber suspensión de trazas de Cu, habrá menos Cu en los sedimentos.

La correlación negativa virtualmente cierta entre los SDT y el ICS puede deberse a que, de acuerdo al concepto de SDT mencionado por Benham et al. (2019), quienes indican que los SDT incluyen sólidos en suspensión con tamaño inferior a 2 μm , al haber más SDT puede haber menos cantidad de metales pesados en el sedimento por lo que habría menos afectación a los macroinvertebrados bentónicos y por ende el valor de ICS aumentará.

La correlación positiva virtualmente cierta entre el PO_4^{3-} y el Cd puede deberse, según lo menciona Bonomelli et al. (2003), a que los fertilizantes fosforados pueden contener Cd.

La correlación negativa virtualmente cierta entre el PO_4^{3-} y el Cu encontrada puede deberse a que, según lo mencionan Huang y Shindo (2000), el Cu puede ser un inhibidor de fosfatasas ácidas, por lo que al aumentar el Cu puede disminuir el PO_4^{3-} .

La correlación positiva virtualmente cierta entre el PO_4^{3-} y el Pb puede deberse a que según lo explicado por Zhao et al. (2018), el PO_4^{3-} promueve la formación de partículas de fosfato de plomo.

La correlación positiva virtualmente cierta entre el PO_4^{3-} y el SDT puede ser explicada por medio de lo mencionado por Villa et al. (2019), quienes explican que los sólidos suspendidos pueden ser portadores importantes de contaminantes como el fósforo en los arroyos.

Respecto a la correlación negativa virtualmente cierta entre la TURB y el pH, de acuerdo a Yatim et al. (2021), al aumentar el valor del pH a una condición alcalina, se reducirá el valor de TURB debido a la tendencia a la sedimentación. Los resultados de granulometría de sedimentos de fondo indicaron granulometría de tipo arenosa (Figura 28), por lo que a pesar que la correlación negativa entre TURB y pH pueda estar dando indicios de sedimentación, la velocidad del cauce podría estar desplazando y resuspendiendo dichos sedimentos.

La correlación negativa virtualmente cierta entre la TURB y los SDT, contradice lo mencionado por Sugiarti et al. (2023), quienes describen que los materiales suspendidos y disueltos en aguas naturales cuando están presentes en grandes cantidades pueden aumentar la TURB. Lo anterior podría deberse a las condiciones de pH del río, las cuales favorecen la reducción de TURB.

5.6. Análisis integrado entre indicadores de calidad de agua e indicadores de calidad de sedimentos.

Los resultados de clasificaciones de calidad de agua por medio del ICA, calidad de sedimentos por medio de las concentraciones de metales pesados y del ICS se muestran en la Figura 35. Para las épocas climáticas TSL22, TLS22 y TSL23, en las cuales se determinó el ICA, la calidad del agua se mantuvo con clasificación entre mala y pésima, además al revisar el histórico de determinaciones del ICA presentado en la Figura 44, se puede observar que desde el año 2006 la calidad del agua superficial en el cauce del río Sucio se ha mantenido entre regular, mala y pésima.

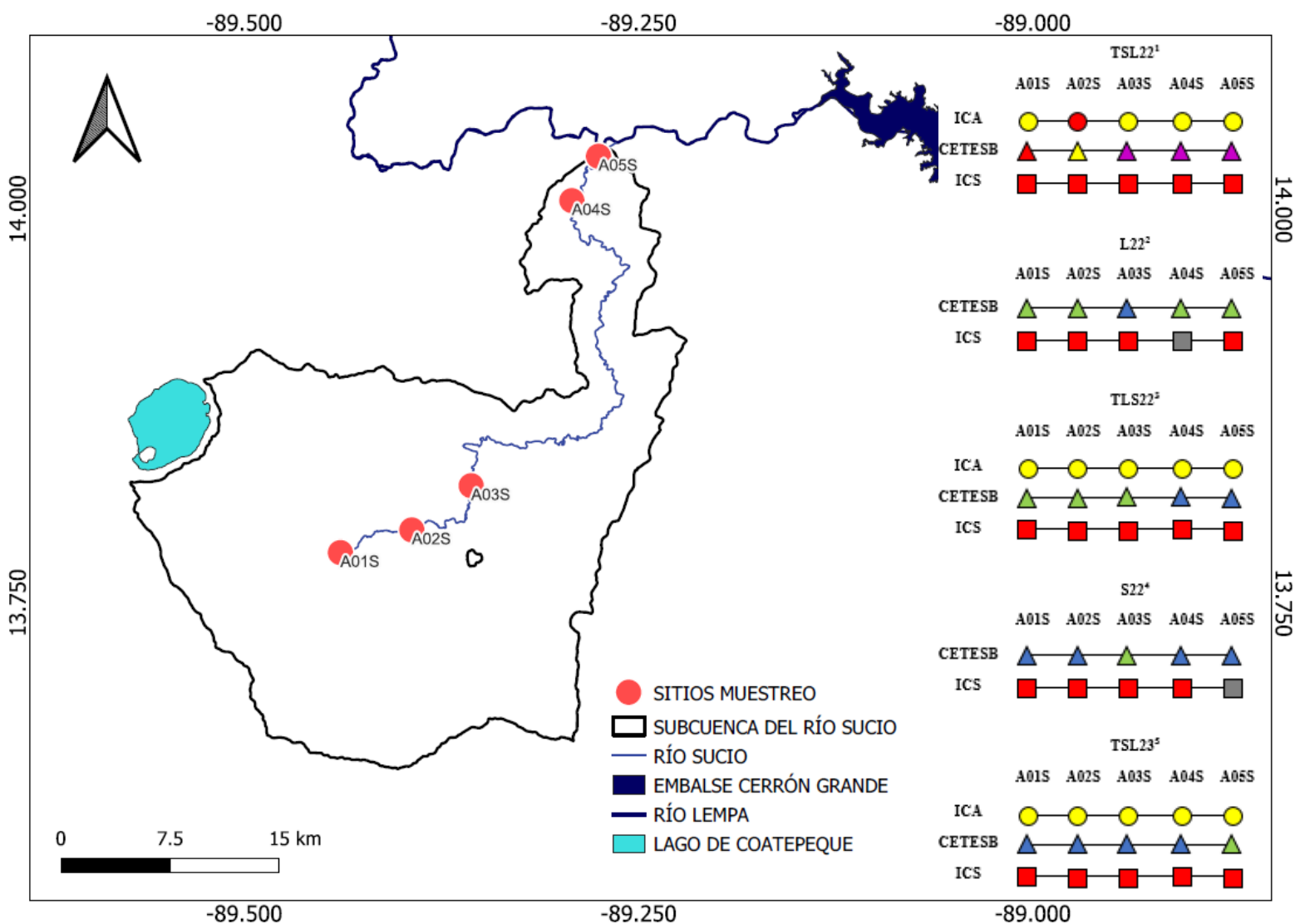


Figura 50. Clasificaciones ICA, CETESB e ICS para las cinco épocas climáticas evaluadas en el cauce del río Sucio.

Dónde: ICA: ● Mala ● Pésima CETESB: ▲ Óptima ▲ Buena ▲ Regular ▲ Mala ▲ Pésima ICS: ■ Regular ■ Mala

¹TSL22=transición época seca a lluviosa año 2022, ²L22=época lluviosa año 2022, ³TLS22=transición época lluviosa a época seca año 2022, ⁴S22=época seca año 2022 y ⁵TSL23=época seca a época lluviosa año 2023.

Las clasificaciones de sedimentos de fondo en el cauce del río Sucio por medio del ICS, se mantuvieron entre regular y mala para todas las épocas climáticas evaluadas. La clasificación de calidad de sedimentos, por medio de lo dispuesto por el CETESB se mantuvo con clasificaciones entre óptima y buena en las épocas L22, TLS22, S22 y TSL23 reflejando inconsistencia con el ICS y la clasificación del CETESB (2021). Se exceptúa la TSL22 en la cual se obtuvieron clasificaciones entre regular, mala y pésima por medio de las concentraciones de metales pesados obtenidas.

La granulometría de sedimentos de fondo es predominantemente arenosa, con un bajo porcentaje de partículas finas menores a 0.063 mm. Esta granulometría más gruesa reduce la absorción de metales pesados debido a que tienen menor área superficial y sitios de unión, tal y como lo indican Simpson y Batley (2016). Estas características de los sedimentos son congruentes con los resultados de la calidad de sedimentos ya que las clasificaciones de calidad de sedimentos fueron mayoritariamente óptimas y buenas, de lo cual puede deducirse que, para esta granulometría, no sería recomendable una clasificación de sedimentos basada en lo dispuesto por el CETESB (2021), ya que podría invisibilizar la existencia de baja biodiversidad acuática.

En general, la afectación a la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos, reflejada por medio del ICS, podría deberse a la mala y pésima calidad del agua superficial en contacto con los bentos, ya que la calidad de los sedimentos por medio de lo dispuesto por el CETESB (2021), de acuerdo a los resultados, parece no estar afectando la biodiversidad, pues las concentraciones de metales pesados encontradas indican clasificaciones mayoritariamente óptimas y buenas para las épocas climáticas evaluadas, con excepción de las clasificaciones para la TSL22 las cuales se mantuvieron entre regular, mala y pésima, lo cual como se discutió previamente, podría deberse a descargas puntuales durante dicha época las cuales cesaron posteriormente.

Otra causa de la alteración de la biodiversidad de bentos puede ser debida a la presencia de pesticidas según lo mencionan Overmyer et al. (2005), y al ser la subcuenca del río Sucio una zona altamente agrícola como se muestra en la Figura 9, teniendo incluso dentro de su delimitación dos distritos de riego (uno totalmente dentro de la subcuenca y uno parcialmente dentro de la subcuenca), podría haber ingreso de compuestos organofosforados en el cauce del río. Esta condición debería ser evaluada en estudios posteriores ya que estaba fuera de los alcances de este trabajo de tesis.

En sintonía con lo anterior, en el Cuadro 11 se muestra la matriz de frecuencias de clasificaciones de calidad de sedimentos para la época S22, en dicho cuadro se observa que la mayor frecuencia es de tres para la combinación calidad de sedimentos óptima por medio de las concentraciones de metales pesados y clasificación mala por medio del ICS, indicando baja consistencia en las clasificaciones de ambos métodos.

Cuadro 11. Matriz de frecuencia de clasificaciones de sedimentos de fondo del río Sucio por CETESB e ICS en la época seca del año 2022.

Clasificación		CETESB				
		¹ O	² B	³ R	⁴ M	⁵ P
ICS	² B	0	0	0	0	0
	³ R	1	0	0	0	0
	⁴ M	3	1	0	0	0

Dónde: ¹O=Óptimo, ²B=Bueno, ³R=Regular, ⁴M=Malo y ⁵P=Pésimo.

De igual forma se observa en el Cuadro 12, donde la matriz de frecuencia de clasificaciones de sedimentos de fondo para la época L22 indica que la mayor frecuencia fue obtenida en la combinación de clasificación buena de calidad de sedimentos por medio de las concentraciones de metales pesados y clasificación mala por medio del ICS, reforzando la baja aplicabilidad de lo dispuesto por el CETESB (2021) para la clasificación de calidad de sedimentos en este río.

Cuadro 12. Matriz de frecuencia de clasificaciones de sedimentos de fondo del río Sucio por CETESB e ICS en la época lluviosa del año 2022.

Clasificación		CETESB				
		¹ O	² B	³ R	⁴ M	⁵ P
ICS	² B	0	0	0	0	0
	³ R	0	1	0	0	0
	⁴ M	1	3	0	0	0

Dónde: ¹O=Óptimo, ²B=Bueno, ³R=Regular, ⁴M=Malo y ⁵P=Pésimo.

En general se observa que hay una mejor clasificación de calidad de sedimentos para la época S22 que para la época L22 en base a las matrices de frecuencia (Cuadro 11 y Cuadro 12), aunque en general se puede observar que la clasificación de calidad de sedimentos, por medio de lo dispuesto

por el CETESB (2021), indica bajas probabilidades de afectación a la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos por concentraciones de metales pesados, lo cual difiere de lo encontrado en el muestreo de macroinvertebrados que se realizó, descartando la adopción de este método para evaluar calidad de sedimentos con granulometría arenosa o más gruesa.

Respecto a la calidad del agua por medio del ICA, a pesar que no fue determinado durante la época S22 y la época L22, para las épocas en las que, si fue determinado, TSL22, TLS22 y TSL23, se mantiene entre clasificación mala y pésima, siendo mayoritariamente la clasificación mala, por lo que se podría adoptar como un mejor indicador de la alteración de la biodiversidad de bentos en el río Sucio (Figura 50).

Respecto a la hipótesis planteada: “Los sedimentos de fondo del cauce del río Sucio se categorizan con mejor calidad en la época lluviosa que en la época seca independientemente de su granulometría”, se rechaza, ya que los sedimentos de fondo, de acuerdo a lo establecido por el CETESB (2021), se categorizaron con mejor calidad durante la época seca comparando con la época lluviosa, pudiendo esto deberse a que de acuerdo a lo mencionado por Gosar (2008), al haber aumentos de caudal, durante las épocas lluviosas o transiciones, hay mayor arrastre de sedimentos. Durante la época seca se obtuvieron 3 clasificaciones óptimas y una clasificación buena de acuerdo a lo establecido por el CETESB (2021), mientras que durante la época lluviosa se obtuvieron 3 clasificaciones buenas y una óptima. Por otro lado, al comparar las clasificaciones de calidad de sedimentos por medio del ICS, se obtuvieron 4 clasificaciones malas y una regular en ambas épocas, por lo que de acuerdo al ICS ambas clasificaciones de calidad de sedimentos son iguales, rechazándose la hipótesis.

Referente a la hipótesis planteada: “Para condiciones de caudal mínimo la calidad del agua superficial está directamente correlacionada con la calidad de los sedimentos independientemente de su granulometría”, al comparar las clasificaciones de calidad del agua por medio del ICA con las clasificaciones de calidad del sedimento por medio del ICS, hay correlación, ya que mientras las clasificaciones de calidad del agua fueron malas, las clasificaciones de acuerdo al índice de biodiversidad fueron malas, por lo que dicha hipótesis se acepta. Por otro lado, al comparar las clasificaciones de calidad del agua por medio del ICA, las cuales fueron malas, con las clasificaciones de calidad de sedimentos por medio de lo establecido por el CETESB (2021), las

cuales fueron mayoritariamente óptimas, se rechaza la hipótesis ya que no hay correlación entre dichas clasificaciones.

5.6.1. Variación temporal de parámetros de calidad de agua y metales pesados y partículas finas en sedimentos de fondo.

Los resultados de la significancia de la diferencia en concentraciones de metales pesados en sedimentos de fondo, valores de ICS y valores de parámetros de calidad del agua (p), entre épocas climáticas se muestran en el Cuadro 13 y, en el Anexo 6 se muestran los promedios y desviaciones estándar de valores de parámetros en sedimentos de fondo y en agua superficial en las diferentes épocas muestreadas en el cauce del río Sucio.

En general, de los parámetros determinados en agua superficial, solo para el caso de los PO_4^{3-} , SDT y TURB, se aceptó que las concentraciones son distintas en las diferentes épocas climáticas evaluadas. Para el caso de los SDT y la TURB dicha variación entre épocas climáticas puede deberse a que, como lo menciona Chen y Chang (2019), la complejidad de la disponibilidad y el transporte de sedimentos, los cuales están relacionados con los SDT y la TURB, depende en gran medida tanto de la intensidad de las lluvias como de los grados de desarrollo en una cuenca urbana. Una porción más grande de sedimentos en suspensión se moviliza durante las estaciones húmedas y los valores de TURB aumentan significativamente durante las tormentas debido a la removilización y resuspensión de los sedimentos del lecho, así como a los sedimentos recién erosionados.

La variación de PO_4^{3-} en las diferentes épocas climáticas evaluadas podría deberse, según Kumar Meena et al. (2017), a que dicho nutriente es perdido en las zonas agrícolas por medio de escorrentías y erosiones de suelo ya que es un nutriente soluble, lo que está relacionado con las épocas climáticas. Para los parámetros OD, DBO_5 , NO_3^- , pH, partículas finas e ICS, no hay variaciones significativas en las diferentes épocas climáticas evaluadas, lo que podría deberse a vertidos de forma puntual y no puntual durante todo el año hidrológico, lo que ocasiona que dichos parámetros no presenten mayor variación.

Cuadro 13. Significancias de las diferencias en valores de metales pesados de sedimentos de fondo y en valores de parámetros de calidad del agua en las diferentes épocas muestreadas en el cauce del río Sucio.

Parámetro	¹ p
² Zn	0.0021
² Cd	0.0004
² Cu	0.0009
² Cr	0.0063
² Hg	0.0005
² Pb	0.0032
² As	0.8027
² Partículas finas	0.0409
³ OD	0.6645
³ DBO ₅	0.2259
³ NO ₃ ⁻	0.2982
³ CF	0.3805
³ pH	0.2843
³ SDT	0.0031
³ PO ₄ ³⁻	0.0087
³ Turbidez	0.0396
⁴ ICS	0.3690

Dónde: ¹p es la significancia de la diferencia en valores de ²metales pesados en sedimentos de fondo, en valores de ³parámetros de calidad del agua y en el ⁴ICS calculado utilizando macroinvertebrados bentónicos. Los valores de p en negritas son los que presentan diferencias en valores en las diferentes épocas muestreadas.

De acuerdo al valor de p obtenido para los CF, el cual fue de 0.3805, las concentraciones de estos no varían en las diferentes épocas climáticas evaluadas, lo cual podría deberse a las descargas constantes de aguas residuales en el cauce del río Sucio y a que es una zona ganadera de acuerdo a lo que se observó durante las giras de campo, por lo que tanto por descargas puntuales como descargas difusas podrían estarse aportando CF constantemente, lo cual es un riesgo a la salud de acuerdo a lo mencionado por Jamieson et al. (2003), ya que el agua del río Sucio es utilizada para riego de alimentos de acuerdo a MAG (2012).

Para el Zn, Cd, Cu, Cr, Hg y Pb se obtuvo un valor de p menor al nivel de significancia, es decir 0.05, por lo que las concentraciones son distintas en las diferentes épocas climáticas evaluadas, lo cual puede deberse a condiciones antropogénicas como lo mencionan Ndeda y Manohar (2014). Para el As se obtuvo un p de 0.8027, el cual supera el valor de significancia establecido, el cual tiene un valor de 0.05, por lo que las concentraciones de As no son distintas en las diferentes épocas climáticas, pudiendo esto deberse a que dicho metaloide tiene un origen principalmente natural encontrándose en zonas cercanas a volcanes como lo establecen los autores Ren et al. (2022).

A pesar que de acuerdo a MARN (2022d), el año 2022, año en el cual se realizaron los muestreos de las épocas TSL22, L22, TLS22 y S22, fue el tercer año más lluvioso en la historia de El Salvador y que de acuerdo a MARN (2024), el año 2023, año en el cual se realizó el muestreo de la época TSL23, fue el octavo año más seco en las últimas tres décadas en El Salvador, en la Figura 50 se puede observar que las clasificaciones de calidad del agua de acuerdo al ICA en ambos años se mantuvieron mayoritariamente con clasificación mala, por lo que de acuerdo a los resultados de dicho índice no hay afectación directa de la precipitación en las clasificaciones calidad de agua. Además, en la Figura 44 donde se presenta el histórico de clasificaciones de calidad del agua por medio del ICA determinadas por el MARN, se puede observar que las clasificaciones en el año 2022, que fue un año húmedo, fueron malas para los sitios muestreados y que las clasificaciones en el año 2023, que fue un año seco, las clasificaciones estuvieron entre pésima y mala, por lo que las calidades del agua tienden a mantenerse entre clasificaciones malas y pésimas.

5.6.2. Cargas contaminantes de CF , PO_4^{3-} y NO_3^- .

Adicionalmente se calcularon las cargas contaminantes de CF , PO_4^{3-} y NO_3^- para las diferentes épocas climáticas en el agua del río en los diferentes sitios de muestreo (Anexo 7). En la Figura 51 se pueden observar las variaciones de las cargas contaminantes determinadas.

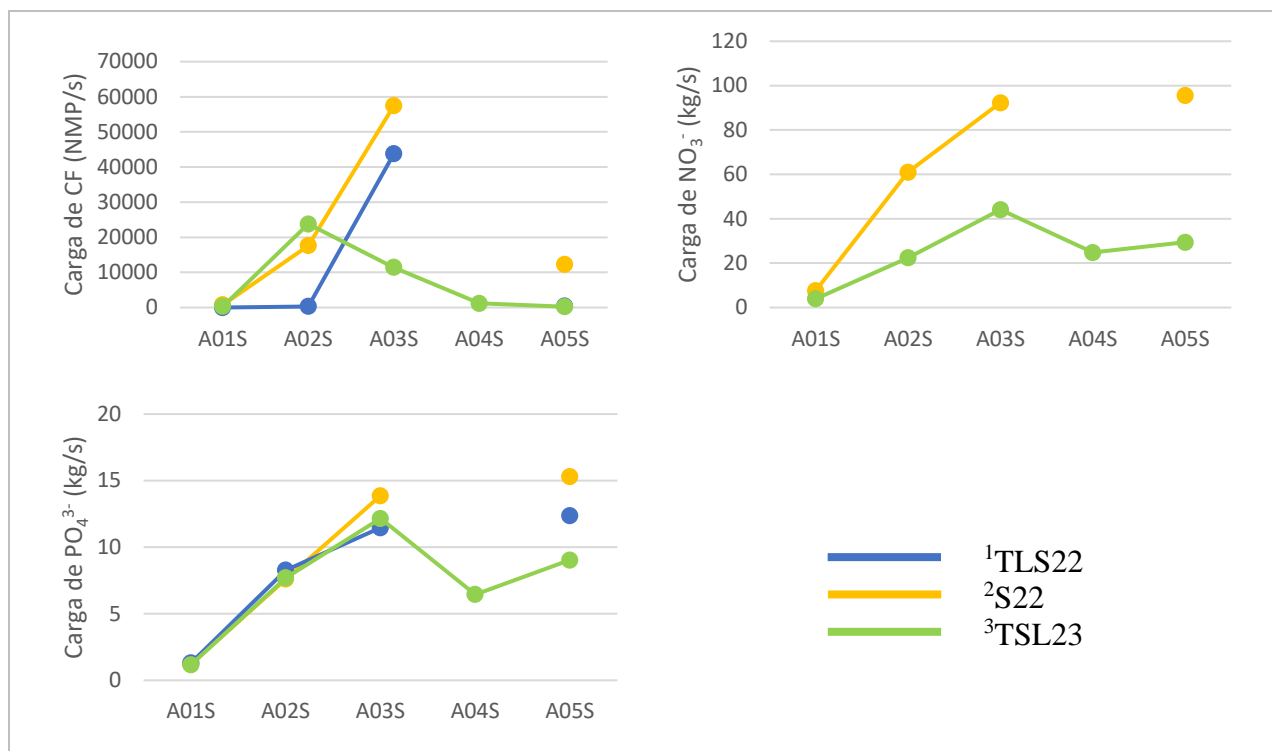


Figura 51. Cargas contaminantes de CF, NO₃⁻ y PO₄³⁻ en la subcuenca del río Sucio.

Dónde: ¹TLS22=transición época lluviosa a época seca año 2022, ²S22=época seca año 2022 y ³TSL23=época seca a época lluviosa año 2023.

En el caso de las cargas de CF para la TLS22, en la Figura 51 se observa una tendencia al incremento en las concentraciones desde el sitio A01S hasta el sitio A03S, luego para el sitio A05S se tiene una disminución. Durante la época S22 se observa un leve incremento de cargas contaminantes de CF desde el sitio A01S hasta el A02S, posteriormente hay un elevado incremento en el sitio A03S. Para la TSL23 se observa un incremento de cargas de CF desde el A01S hasta el A02S, posteriormente hay un descenso. Para los sitios donde se presentan incrementos en las cargas contaminantes de CF, esto puede deberse a descargas de aguas residuales, fosas sépticas, defecación de animales en arroyos y escorrentías, que de acuerdo a Jamieson et al. (2003), pueden ser fuentes de CF y en los sitios que posterior a valores altos de cargas de CF se presentan disminuciones, esto puede deberse a una desinfección natural del agua superficial del cauce del río por la radiación solar como lo mencionan Mc Cambridge y Mc Meekin (1980).

Respecto a las cargas contaminantes de NO₃⁻, en la Figura 51 se observa que para la TLS22 hay tendencia general al incremento de cargas desde el sitio A01S al A02S. Para la TSL23 se observa

incremento en las cargas contaminantes de NO_3^- , desde el A01S hasta el A03S, posteriormente se observa una disminución en el A04S y por último se vuelve a observar un incremento para el sitio A05S. Para los sitios donde hay incrementos de las cargas contaminantes de NO_3^- , esto puede deberse a descargas a lo largo del río de desechos vegetales y animales, aguas residuales municipales e industriales, escorrentías agrícolas, entre otros (CCME, 2012).

Las cargas contaminantes de PO_4^{3-} durante la TLS22, S22 y TSL23 presentan incremento desde el sitio A01S hasta el A03S, en el caso de la TLS22 y S22 se tienen incrementos en las cargas contaminantes de PO_4^{3-} en el sitio A05S respecto al A03S. Para la TSL23 luego de la tendencia al incremento desde el sitio A01S hasta el A03S hay una disminución en el A04S y posteriormente un incremento en el sitio A05S (Figura 51). Para los casos donde hay incrementos en las cargas contaminantes de PO_4^{3-} , estos se pueden deber, según lo menciona Badamasi et al. (2019), a la descomposición de desechos orgánicos, la escorrentía agrícola y los efluentes industriales.

En la Figura 51 se muestra similar comportamiento entre los NO_3^- y PO_4^{3-} desde el sitio A01S hasta el sitio A03S, pudiendo deberse a que hay una diversidad de actividades agrícolas, residenciales e industria que aportan este tipo de contaminantes en esta parte del territorio (Figura 9). Hacia la descarga de la cuenca en los sitios A04S y A05S, la carga contaminante se reduce probablemente por la reducción de los aportes de actividades humanas y la capacidad autodepuradora del río.

En general, para las tres épocas analizadas, para cargas contaminantes de CF, PO_4^{3-} y NO_3^- , las cargas tienden a ser mayores en el sitio A03S, donde también se reflejan elevadas concentraciones de metales pesados en sedimentos, tales como el Pb, Hg, Zn y metaloides como el As (Figura 48), pudiendo esto deberse a que previo a dicho sitio hay zonas industriales y zonas urbanas, que podrían estar vertiendo de manera puntual descargas que contengan dichos contaminantes, además de zonas de cultivos que puedan estar contaminando el cauce por medio de descargas no puntuales conteniendo principalmente PO_4^{3-} y NO_3^- , los cuales según lo mencionado por el CCME (2012) y Badamasi et al. (2019) pueden tener origen industrial y agrícola.

VI. Conclusiones.

- Las clasificaciones de sedimentos por medio de lo dispuesto por el CETESB se mantienen mayoritariamente entre clasificación óptima y buena en las épocas climáticas evaluadas, lo que podría indicar baja retención de metales pesados, lo cual es congruente con los resultados de granulometría de tipo arenosa de los sedimentos de fondo que fueron obtenidos, pues dicho tipo de grano no absorbe ni retiene metales pesados, por lo que la clasificación del CETESB no podría ser la más adecuada para el río Sucio. Respecto a la calidad de sedimentos por medio del ICS se mantuvo con clasificaciones entre regular y mala en las épocas climáticas evaluadas, siendo la clasificación mayoritariamente mala, lo que indica que hay afectaciones a la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos, pudiendo deberse a las clasificaciones entre mala y pésima de la calidad del agua superficial del cauce del río Sucio obtenidas por medio del ICA. Es importante resaltar que la determinación del ICS implica menos recursos económicos que la determinación de concentraciones de metales pesados en sedimentos, por lo que es una alternativa bastante viable a la hora de evaluar recursos hídricos.
- La calidad del agua superficial del cauce del río Sucio por medio del ICA, para las épocas climáticas en que se evaluó, indicó clasificaciones de calidad del agua entre mala y pésima, lo que, al compararlo con el histórico de clasificaciones obtenidas con dicho índice por el MARN, se puede observar que en general la calidad del agua del cauce mantiene su baja calidad desde el año 2006, año desde el cuál se tienen registros del MARN, lo que es indicativo de afectación a las especies acuáticas y de una restringida disponibilidad de agua para usos diversos, pese a su importante caudal transitando a lo largo del cauce.
- Los sedimentos de fondo se categorizaron con mejor calidad durante la época seca comparando con la época lluviosa. Durante la época seca se obtuvieron 3 clasificaciones óptimas y una clasificación buena de acuerdo a lo establecido por el CETESB (2021), mientras que durante la época lluviosa se obtuvieron 3 clasificaciones buenas y una óptima. Respecto a la clasificación de calidad de sedimentos por medio del ICS, se obtuvieron 4 clasificaciones malas y una regular en ambas épocas, por lo que de acuerdo al ICS ambas clasificaciones de calidad de sedimentos son iguales.

- Al comparar las clasificaciones de calidad del agua por medio del ICA con las clasificaciones de calidad del sedimento por medio del ICS, hay correlación, ya que mientras las clasificaciones de calidad del agua fueron malas, las clasificaciones de acuerdo al índice de biodiversidad fueron malas. Por otro lado, al comparar las clasificaciones de calidad del agua por medio del ICA, las cuales fueron malas, con las clasificaciones de calidad de sedimentos por medio de lo establecido por el CETESB (2021), las cuales fueron mayoritariamente óptimas, no hay correlación entre dichas clasificaciones.
- Para los parámetros de calidad del agua: PO_4^{3-} , SDT y TURB, hay diferencia en los resultados en las diferentes épocas climáticas evaluadas, pudiendo deberse esto a que, dichos parámetros están relacionados con la época lluviosa dado que durante esta hay resuspensión de sedimentos de los lechos y mayor ingreso de descargas no puntuales al cauce del río por medio de erosiones en las riberas.
- Para los parámetros OD, DBO_5 , NO_3^- , pH, partículas finas e ICS, los resultados no indican variaciones significativas en las diferentes épocas climáticas evaluadas, indicando que los aportes son constantes en relación a los caudales que se presentan en el río. No obstante, los NO_3^- presentes en el río muestran una tendencia muy similar al incremento o reducción en el tiempo, lo cual podría estar indicando que su incorporación al sistema puede provenir de la misma fuente. La carga contaminante de estos compuestos, muestra una sensible reducción en la descarga de la subcuenca, probablemente debido a menores impactos antropogénicos. Las concentraciones de CF no presentan variación en las diferentes épocas climáticas evaluadas, pudiendo deberse esto a las constantes descargas de agua residual y al hecho de ser una zona ganadera, implicando riesgos a la salud por ser una zona agrícola con dos distritos de riesgo.
- Para los metales pesados, Zn, Cd, Cu, Cr, Hg y Pb en sedimentos, hay variaciones significativas en las épocas climáticas evaluadas, pudiendo deberse a condiciones antropogénicas. Dichos metales pesados podrían estar presentes en el agua y estar siendo movilizados a la salida de la subcuenca y generando aportes al Embalse Cerrón Grande por lo que es importante incorporar la determinación de concentraciones de metales pesados en agua para futuras investigaciones. Para

el As no hay variaciones significativas en las épocas climáticas evaluadas, pudiendo deberse a que dicho metaloide ocurre de manera natural en zonas cercanas a volcanes.

- Se encontraron correlaciones positivas virtualmente ciertas entre Zn y Cd, Zn y Hg, Zn y Pb, Zn y As, Zn y PO_4^{3-} , Cd y Hg, Cd y Pb, Cd y PO_4^{3-} , Cr y OD, Hg y Pb, Hg y CF, Pb y As, Pb y PO_4^{3-} , OD y TM, OD y TAMB, TM y TAMB, TAMB y pH. Se encontraron correlaciones negativas virtualmente ciertas entre Zn e ICS, Cd y Cu, Cu y SDT, Cu y PO_4^{3-} , Pb e ICS, OD y CF, TM y DBO_5 , pH y TURB, SDT y TURB. Algunas de dichas correlaciones, principalmente las de metales pesados y nutrientes, pueden ser debidas a vertidos de origen antropogénico por parte de las industrias presentes en la subcuenca o a la presencia de zonas agrícolas que puedan estar aportando de manera no puntual nutrientes y metales al cauce del río.
- De acuerdo a los resultados del ICA, no se observa mayor variación en las clasificaciones de calidad del agua superficial en las diferentes épocas climáticas muestreadas, ya que se obtuvieron en la mayoría de casos clasificaciones malas, por lo que no se observa afectación de las precipitaciones en las clasificaciones de calidad del agua obtenidas. Además, dado que los muestreos de la TSL22, L22, TLS22 y S22 fueron realizados durante un año húmedo y el muestreo de la TSL23 fue realizado durante un año seco, se observa que, a pesar de ser años diferentes respecto a cantidades de precipitación, esto no tiende a afectar las clasificaciones de calidad del agua en el cauce del río Sucio de acuerdo al ICA.

VII. Recomendaciones.

- Realizar estudios en la subcuenca del río Sucio de determinación de biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos por medio de indicadores como el índice de índice de diversidad de Shannon Weiner a nivel de género o especie o el índice EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) y realizar comparaciones con resultados del ICS para establecer alternativas de evaluación de sedimentos de fondo que requieran menos recursos económicos para su determinación.
- Ampliar la red de muestreo, en un punto intermedio entre el sitio A03S y el sitio A04S, de sedimentos de fondo, calidad del agua, macroinvertebrados bentónicos y granulometría para caracterizar e identificar descargas puntuales o no puntuales en el cauce del río Sucio.
- Calcular un índice de calidad del agua más robusto como el índice del CCME, para englobar toda la información disponible de calidad de agua, incluyendo concentraciones de metales pesados en agua.
- Evaluar la correlación entre la granulometría, calidad de sedimentos, calidad del agua y macroinvertebrados acuáticos en otros ríos de El Salvador, que permitan recomendar la metodología más apropiada a utilizar en función de los resultados, de esa forma se orientarán mejor los recursos humanos y financieros dedicados a esta tarea y se podrá obtener resultados más inmediatos de una forma más simplificada.
- Para los parámetros para los cuales se obtuvieron correlaciones virtualmente positivas, se recomienda realizar más muestreos para corroborar dichas correlaciones e identificar asociaciones con posibles fuentes de contaminantes.
- Considerando la baja calidad de agua reflejada por los resultados de este estudio y datos históricos asociados en el río Sucio, es necesario que se determine la aptitud de uso de dicha agua a fin de orientar mejor las asignaciones de agua en tan importante fuente de suministro.

- Dado que los resultados de concentraciones de metales pesados en sedimentos de fondo indicaron, por medio de la clasificación establecida por el CETESB, clasificaciones mayoritariamente óptimas y buenas, pero la clasificación de acuerdo al ICS fue en la mayoría de los casos mala, es necesario realizar investigaciones referentes a otro tipo de compuestos como lo son los compuestos orgánico persistentes.

VIII. Bibliografía.

- Adams, W. J., Kimerle, R. A. y Barnett, J. W. (1992). Sediment quality and aquatic life assessment. *Environmental Science and Technology*, 26(10), 1864-1875. <https://doi.org/10.1021/es00034a001>
- Baird, R. y Bridgewater, L. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23rd edition). American Public Health Association.
- Baselga, M. (2015). Clase insecta. Orden Megaloptera. *Revista IDE@ - SEA*, 57, 1-8.
- Bencko, V. y Yan Li Foong, F. (2017). The history of arsenical pesticides and health risks related to the use of Agent Blue. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 24(2), 312-316. <https://doi.org/10.26444/aaem/74715>
- Benyahya, L., St-Hilaire, A., Ouarda, T. B. M. J., Bobée, B. y Dumas, J. (2008). Comparison of non-parametric and parametric water temperature models on the Nivelle River, France. *Hydrological Sciences Journal*, 53(3), 640-655. <https://doi.org/10.1623/hysj.53.3.640>
- Blackburn, T. R., Cornwell, J. C. y Fogg, T. R. (1980). Mercury and Zinc in the Sediments of Seneca Lake, Seneca River, and Keuka Outlet, New York. *Journal of Great Lakes Research*, 6(1), 68-75. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(80\)72083-X](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(80)72083-X)
- Boldyrev, M. (2018). Lead: Properties, history, and applications. *WikiJournal of Science*, 1(2), 7. <https://doi.org/10.15347/wjs/2018.007>
- Bonomelli, C., Bonilla, C. y Valenzuela, A. (2003). Efecto de la fertilización fosforada sobre el contenido de cadmio en cuatro suelos de Chile. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 38(10), 1179-1186. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2003001000007>
- Benham, B., James Ling, E. y Haering, K. (2019). *Virginia Household Water Quality Program: Total Dissolved Solids (TDS) in Household Water*.
- Brunt, R., Vasak, L. y Griffioen, J. (2004). *Arsenic in groundwater: Probability of occurrence of excessive concentration on global scale*.
- Burton, J. (2003). *Integrated water resources management on a basin level: A training manual*. Unesco.
- Cairns, J. y Dickson, K. L. (1971). A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom dwelling organisms. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 43(5), 755-772.
- Calva B, L. G. y Torres A., M. del R. (2004). Metales pesados y sus efectos en organismos. *ContactoS*, 51, 33-42.
- Castillo, E. F., Gonzales, W. F., Corrales, D. C., López, I. D., Guzmán Hoyos, M., Figueroa, A. y Corrales, J. C. (2015). Alertas de calidad del agua basadas en análisis de agrupamiento en las cuencas de los ríos colombianos. *Sistemas y Telemática*, 13(33), 9-26. <https://doi.org/10.18046/syt.v13i33.2077>

- CCME (1999). *Protocol for the Derivation of Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*.
- CCME (2002). *Canadian Sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary tables*. CCME.
- CCME (2012). *Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Nitrate ion*.
- CETESB (1995). *Sedimentos: Determinação da distribuição granulométrica—Método de ensaio*.
- CETESB (2021). *Relatório Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo. Apêndice E Índices de Qualidade das Águas, Critérios de Avaliação da Qualidade dos Sedimentos e Indicador de Controle de Fontes*.
- Chaney, R. L. (2010). Cadmium and Zinc. En P. S. Hooda (Ed.), *Trace Elements in Soils* (1.^a ed., pp. 409-439). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781444319477.ch17>
- Chen, J. y Chang, H. (2019). Dynamics of wet-season turbidity in relation to precipitation, discharge and land cover in three urbanizing watersheds, Oregon. *River Research and Applications*, 35(7), 892-904. <https://doi.org/10.1002/rra.3487>
- CIDH (2023). *Informe No. 286/23. Petición 2037-14. Admisibilidad. Habitantes del Cantón Sitio del Niño y extrabajadores de Baes*.
- Costa, C., Ide, S. y Estevao Simonka, C. (2006). Insectos inmaduros. Metamorfosis e identificación. *Monografías tercer milenio S.E.A.*, 5.
- Dávila Morán, R. C., Choque Flores, L., Palomino Quispe, J. F., Requis Carbajal, L. V., Clemente Condori, L. J. y Zapana Diaz, D. (2022). Decaimiento de coliformes fecales en lagunas aireadas de plantas de tratamiento de aguas residuales en Lima metropolitana. *Boletín de Malariología y Salud Ambiental*, 62(6), 1371-1378. <https://doi.org/10.52808/bmsa.7e6.626.032>
- Decreto N° 33903-MINAE-S (2007).
- Friday, G. P. (2005). *Ecological Screening Values for Surface Water, Sediment, and Soil: 2005 Update* (WSRC-TR-2004-00227, 881510; p. WSRC-TR-2004-00227, 881510). <https://doi.org/10.2172/881510>
- Gevorgyan, G., Mamyan, A., Boshyan, T., Vardanyan, T. y Vaseashta, A. (2021). Heavy Metal Contamination in an Industrially Affected River Catchment Basin: Assessment, Effects, and Mitigation. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(6), 2881. <https://doi.org/10.3390/ijerph18062881>
- Global Water Partnership. (2013). *Guía para la aplicación de la Gestión Integrada del Recurso Hídrico (GIRH) a nivel municipal*.
- González G. S. M., Ramírez, Y. P., Meza S, A. M. y Días, L. G. (2012). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua de quebradas abastecedoras del municipio de Manizales. *Boletín Científico Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 16(2), 135-148.

- Göransson, G., Larson, M. y Bendz, D. (2013). Variation in turbidity with precipitation and flow in a regulated river system – river Göta Älv, SW Sweden. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17(7), 2529-2542. <https://doi.org/10.5194/hess-17-2529-2013>
- Gosar, M. (2008). Mercury in River Sediments, Floodplains and Plants Growing thereon in Drainage Area of Idrija Mine, Slovenia. *Polish J. of Environ. Stud*, 17(2), 227-236.
- HACH. (1999). *Model 2100N. Laboratory Turbidimeter Instruction Manual*.
- Badamasi, H., Yaro, M. N., Ibrahim, A. y Bashir, I.A. (2019). Impacts of Phosphates on Water Quality and Aquatic Life. *Chemistry Research Journal*, 4(3), 124-133.
- Hegard Sukmawati, N. M. y Wayan Rusni, N. (2019). Assessment of Water Quality Index of Beratan Lake Using NSF WQI Indicator. *WMJ (Warmadewa Medical Journal)*, 4(2), 39-43.
- Huang, Z., Liu, C., Zhao, X., Dong, J. y Zheng, B. (2020). Risk assessment of heavy metals in the surface sediment at the drinking water source of the Xiangjiang River in South China. *Environmental Sciences Europe*, 32(1), 23. <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00305-w>
- Garbarino, J., Hayes, H., Roth, D., Antweiler, R., Brinton, T.I. y Taylor, H. (2004). Heavy Metals in the Mississippi River. *Environmental Science*.
- Jamieson, R. C., Gordon, R. J., Tattrie, S. C. y Stratton, G. W. (2003). Sources and Persistence of Fecal Coliform Bacteria in a Rural Watershed. *Water Quality Research Journal*, 38(1), 33-47. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2003.004>
- Jin, B., Wang, J., Lou, W., Wang, L., Xu, J., Pan, Y., Peng, J. y Liu, D. (2022). Pollution, Ecological Risk and Source Identification of Heavy Metals in Sediments from the Huafei River in the Eastern Suburbs of Kaifeng, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(18), 11259. <https://doi.org/10.3390/ijerph191811259>
- Kaiser, H. F. (1974). An index of factorial simplicity. *Psychometrika*, 39(1), 31-36. <https://doi.org/10.1007/BF02291575>
- Khan, U. A. y Valentino, R. (2022). Investigating the Granulometric Distribution of Fluvial Sediments through the Hybrid Technique: Case Study of the Baganza River (Italy). *Water*, 14(9), 1511. <https://doi.org/10.3390/w14091511>
- Kravchenko Irina, K., Tikhonova Ekaterina, N., Ulanova Ruzalia, V., Menko Ekaterina, V. y Sukhacheva Marina, V. (2019). Effect of Temperature on Litter Decomposition, Soil Microbial Community Structure and Biomass in a Mixed-Wood Forest in European Russia. *Current Science*, 116(5), 765. <https://doi.org/10.18520/cs/v116/i5/765-772>
- Ndeda, L.A. y Manohar, S. (2014). Determination of Heavy Metals in Nairobi Dam Water, (Kenya). *IOSR J. Environ. Sci. Toxicol. Food Technol*, 8(5), 68-73.
- Ley Especial para la Reestructuración Municipal, 762 (2023).
- Lunk, H. J. (2015). Discovery, properties and applications of chromium and its compounds. *ChemTexts*, 1(1),

6. <https://doi.org/10.1007/s40828-015-0007-z>
- Mastrandrea, M. D., Field, C. B., Stocker, T. F., Edenhofer, O., Ebi, K. L., Frame, D. J., Held, H., Kriegler, E., Mach, K. J., Matschoss, P. R., Plattner, G. K., Yohe, G. W. y Zwiars, F. W. (2010). *Guidance note for lead authors of the IPCC fifth assessment report on consistent treatment of uncertainties*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- MAG. (2012). *Distritos de riego y avenamiento de El Salvador*, C. A.
- MARN. (2004). *Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar. Embalse Cerrón Grande*. <https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/SV1592RIS.pdf>
- MARN. (2017). *Plan nacional de gestión integrada del recurso hídrico de El Salvador, con énfasis en zonas prioritarias*. <https://cidoc.marn.gob.sv/documentos/plan-nacional-de-gestion-integrada-del-recurso-hidrico-de-el-salvador-con-efasis-en-zonas-prioritarias/#>
- MARN. (2019). *Toma, preservación y transporte de muestras de aguas superficiales y sedimentos en ríos y arroyos*.
- MARN. (2022a). *Informe de la calidad de agua de los ríos de El Salvador*.
- MARN. (2022b). *Cálculo del índice de calidad del agua NSF (ICA)*.
- MARN. (2022c). *Cálculo del índice de calidad del agua (WQI)*.
- MARN. (2022d). Año 2022 se convierte en el tercer año con más lluvias en la historia del país. <https://www.ambiente.gob.sv/ano-2022-se-convierte-en-el-tercer-ano-con-mas-lluvias-en-la-historia-del-pais/>
- MARN. (2023a). *Sistema de Información Hidrológica—SIHI*. <http://srt.snet.gob.sv/sihi/public/app/2/puntosmuestreo>
- MARN. (2023b). *Visualizador de Información Geográfico de Evaluación Ambiental*. <http://mapas.marn.gob.sv/VIGEA/nepamap.aspx?wherestr=LA%20LIBERTADysearchtype=departamentos>
- MARN. (2024). 2023 fue el octavo año más seco en las últimas tres décadas en El Salvador. <https://www.ambiente.gob.sv/2023-fue-el-octavo-ano-mas-seco-en-las-ultimas-tres-decadas-en-el-salvador/#:~:text=en%20El%20Salvador-,2023%20fue%20el%20octavo%20a%C3%B1o%20m%C3%A1s%20seco%20en%20las%20%C3%BAltimas,a%C3%B1o%20pasado%20fue%20muy%20caluroso.>
- Mc Cambridge J y Mc Meekin T.A. (1980). Effect of solar radiation and predacious microorganisms on survival of fecal and other bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 41(5).
- Meylan, G. y Reck, B. K. (2017). The anthropogenic cycle of zinc: Status quo and perspectives. *Resources, Conservation and Recycling*, 123, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.01.006>
- Mora, C., Burbano, O., Méndez, C. y Castro, D. (2017). Evaluación de la biodiversidad y caracterización estructural de un Bosque de Encino (*Quercus L.*) en la Sierra Madre del Sur, México. *Revista Forestal*

Mesoamericana Kurú, 14(35), 68-75.

- Mohammed Ali, M. E. y Razag Sharif, O. A. (2015). Temperature Compensation in pH meter-A Survey. *SUST Journal of Engineering and Computer Science (JECS)*, 16(2).
- Kumar Meena, N., Gautam, R., Tiwari, P. y Sharma, P. (2017). Nutrient losses in soil due to erosion. *Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry*, 1009-1011.
- Nolan, K. A. y Callahan, J. E. (2005). Beachcomber Biology: The Shannon-Weiner Species Diversity Index. *ABLE*, 27, 334-338.
- Oficina Europea de Estadística. (2024). *Biochemical oxygen demand in rivers*. https://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/en/sdg_06_30_esmsip2.htm#:~:text=High%20values%20of%20BOD5%20are,8%20mg%20O2%2FL
- Okechukwu Ohiagu, F., Chikezie, P. C., Ahaneku, C. C. y Chikezie, C. M. (2022). Human exposure to heavy metals: Toxicity mechanisms and health implications. *Material Science y Engineering International Journal*, 6(2), 78-87. <https://doi.org/10.15406/mseij.2022.06.00183>
- Okeyode, I. C. y Jibiri, N. N. (2012). Grain Size Analysis of the Sediments from Ogun River, South Western Nigeria. *Earth Science Research*, 2(1), p43. <https://doi.org/10.5539/esr.v2n1p43>
- Esquivel, O. (1997). *Investigación aplicada sobre el impacto ambiental de la contaminación del agua en las cuencas del río Sucio, Acelhuate y Cuaya*. <http://www2.uca.edu.sv/investigacion/fiaes/fiaes1.html>
- Overmyer, J. P., Noblet, R. y Armbrust, K. L. (2005). Impacts of lawn-care pesticides on aquatic ecosystems in relation to property value. *Environmental Pollution*, 137(2), 263-272. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.02.006>
- Palit, D., Mondal, S. y Chattopadhyay, P. (2018). Analyzing Water Quality Index of Selected Pit-Lakes of Raniganj Coal Field Area, India. *Environment and Ecology*, 36(4A), 1167-1175.
- Pérez, A., Salazar, N., Aguirre, F., Font, M., Zamora, E., Córdova, A. y Acosta, K. (2016). *Guía de macroinvertebrados bentónicos de la provincia de Orellana* (1.ª ed.).
- Russell, P. y Tharmanathan, T. (2003). *Lead and zinc*. <https://uwaterloo.ca/wat-on-earth/news/lead-and-zinc>
- Poonam, T., Tanushree, B. y Sukalyan, C. (2015). Water Quality Indices—Important Tools for Water Quality Assessment: A review. *International Journal of Advances in Chemistry*, 1(1).
- Huang, Q. y Shindo, H. (2000). Effects of copper on the activity and kinetics of free and immobilized acid phosphatase. *Soil Biology y Biochemistry*, 32, 1885-1892.
- Rahaman, Md. S., Rahman, Md. M., Mise, N., Sikder, Md. T., Ichihara, G., Uddin, Md. K., Kurasaki, M. y Ichihara, S. (2021). Environmental arsenic exposure and its contribution to human diseases, toxicity mechanism and management. *Environmental Pollution*, 289, 117940. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117940>
- Rajwa-Kuligiewicz, A., Bialik, R. J. y Rowiński, P. M. (2015). Dissolved oxygen and water temperature dynamics in lowland rivers over various timescales. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*,

63(4), 353-363. <https://doi.org/10.1515/johh-2015-0041>

Ren, M., Rodríguez-Pineda, J. A. y Goodell, P. (2022). Arsenic Mineral in Volcanic Tuff, a Source of Arsenic Anomaly in Groundwater: City of Chihuahua, Mexico. *Geosciences*, 12(2), 69. <https://doi.org/10.3390/geosciences12020069>

Ruiz Espinoza, J. E., Méndez Contreras, J. M., Alvarado Lassman, Alejandro. y Martínez Delgadillo, S. A. (2012). Effect of low temperature thermal pre-treatment on the solubilization of organic matter, pathogen inactivation and mesophilic anaerobic digestion of poultry sludge. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 47(12), 1795-1802. <https://doi.org/10.1080/10934529.2012.689237>

Sermeño Chicas, Pérez, D., Paniagua Cienfuegos, M. R., Menjívar Rosa, R. A., Bonilla de Torres, B. L., Carranza Estrada, F. A., Ángeles Gonzales, C. de los, Flores Tensos, J. M., Gutiérrez Fonseca, P. y Hernández Martínez, M. Á. (2010). *Determinación de la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador, utilizando invertebrados acuáticos: Índice biológico a nivel de familias de invertebrados acuáticos en El Salvador (IBF-SV-2010)*. Ciudad Universitaria.

Shelton, L. y Capel, P. (1994). *Guidelines for collecting and processing samples of stream bed sediment for analysis of trace elements and organic contaminants for the national water-quality assessment program*.

Simpson, S. L. y Batley, G. E. (2016). *Sediment quality assessment: A practical guide* (2.^a ed.).

Simpson, S. L., Batley, G. E. y Chariton, A. A. (2013). *Revision of the ANZECC/ARMCANZ Sediment Quality Guidelines*.

Sinaga, D. M., Robson, M. G., Gasong, B. T., Halel, A. G. y Pertiwi, D. (2016). Fecal coliform bacteria and factors related to its growth at the Sekotong shallow wells (West Nusa Tenggara, Indonesia). *Public Health of Indonesia*, 2(2), 47-54. <https://doi.org/10.36685/phi.v2i2.62>

SNET. (2002). *Estrategias de Descontaminación de los ríos Acelhuate, Sucio y Suquiapa*.

Stockholm International Water Institute. (2020). *Principles and Practices of Integrated Water Resources Management. Workplace-based Professional Training*.

Sugiarti, Rohaningsih, D. y Aisyah, S. (2023). Study of Total Dissolved Solids (TDS) and Total Suspended Solids (TSS) in Estuaries in Banten Bay Indonesia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1201(1), 012045. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1201/1/012045>

Tampo, L., Kaboré, I., Alhassan, E. H., Ouéda, A., Bawa, L. M. y Djaneye-Boundjou, G. (2021). Benthic Macroinvertebrates as Ecological Indicators: Their Sensitivity to the Water Quality and Human Disturbances in a Tropical River. *Frontiers in Water*, 3, 662765. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.662765>

Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K. y Sutton, D. J. (2012). Heavy Metal Toxicity and the Environment. En A. Luch (Ed.), *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology* (Vol. 101, pp.

- 133-164). Springer Basel. https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6
- Thermo Scientific. (2024, marzo 8). EC Broth (Dehydrated). <https://www.thermofisher.com/order/catalog/product/CM0853B#:~:text=El%20Caldo%20EC%20e%20un,de%20colonias%20presuntivas%20de%20E.>
- Tumolo, M., Ancona, V., De Paola, D., Losacco, D., Campanale, C., Massarelli, C. y Uricchio, V. F. (2020). Chromium Pollution in European Water, Sources, Health Risk, and Remediation Strategies: An Overview. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(15), 5438. <https://doi.org/10.3390/ijerph17155438>
- USEPA (1994). *Method 200.7: Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry*.
- USEPA (1998). *National strategy for the development of regional nutrient criteria: Washington, D.C. Report EPA-822-R-98-002*.
- USEPA. (2003). *Developing Water Quality Criteria for Suspended and Bedded Sediments (SABS)*.
- USEPA (2021). *Surface Water Sampling*.
- USEPA (2023). *pH*. <https://www.epa.gov/caddis-vol2/ph>
- Villa, A., Fölster, J. y Kyllmar, K. (2019). Determining suspended solids and total phosphorus from turbidity: Comparison of high-frequency sampling with conventional monitoring methods. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(10), 605. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7775-7>
- Weber Scan, P. K. y Duffy, L. K. (2007). Effects of Total Dissolved Solids on Aquatic Organisms: A Review of Literature and Recommendation for Salmonid Species. *American Journal of Environmental Sciences*, 3(1), 1-6. <https://doi.org/10.3844/ajessp.2007.1.6>
- Wentworth, C. (1922). A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *The Journal of Geology*, 30(5), 377-392.
- Yatim, S. R. M., Zainuddin, N. A., Mokhtar, N. S., Syahjidan, H. N. y Kamsuri, S. N. H. (2021). Competitiveness in removing copper, zinc and chromium trivalent in plating industrial effluent by using hydroxide precipitation versus sulphide precipitation. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 1053(1), 012084. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/1053/1/012084>
- Zhao, J., Giammar, D. E., Pasteris, J. D., Dai, C., Bae, Y. y Hu, Y. (2018). Formation and Aggregation of Lead Phosphate Particles: Implications for Lead Immobilization in Water Supply Systems. *Environmental Science y Technology*, 52(21), 12612-12623. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02788>
- Zhou, Q., Yang, N., Li, Y., Ren, B., Ding, X., Bian, H. y Yao, X. (2020). Total concentrations and sources of heavy metal pollution in global river and lake water bodies from 1972 to 2017. *Global Ecology and Conservation*, 22, e00925. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e00925>

IX. Anexos.

Anexo 1. Granulometría de sedimentos de fondo del cauce del río Sucio para diferentes épocas climáticas.

Año	Época	Sitio	$^1x > 2 \text{ mm}$ %	$0.063 \text{ mm} < ^1x < 2 \text{ mm}$ %	$^1x < 0.063 \text{ mm}$ %
2022	² TSL22	A01S	4.6017	91.8708	3.5275
		A02S	0.9954	98.0948	0.9098
		A03S	17.8860	73.3767	8.7373
		A04S	10.9389	85.1922	3.8689
		A05S	11.7611	87.5270	0.712
	³ L22	A01S	0.0000	97.4531	2.5469
		A02S	0.0277	98.7512	1.2211
		A03S	0.4661	92.1293	7.4046
		A04S	0.2122	91.9737	7.8141
		A05S	0.7562	97.7457	1.4981
	⁴ TLS22	A01S	0.0055	93.4715	6.5229
		A02S	0.0427	90.7053	9.2519
		A03S	6.8927	82.5726	10.5348
		A04S	0.6725	95.8213	3.5062
		A05S	1.6466	91.4671	6.8863
	⁵ S22	A01S	0.1940	91.6777	8.1283
		A02S	0.0174	97.3703	2.6123
		A03S	4.9128	89.2063	5.8809
		A04S	4.3496	93.6115	2.0389
		A05S	0.6008	99.0605	0.3387
2023	⁶ TSL23	A01S	4.0680	85.2119	10.7200
		A02S	0.1005	95.3924	4.5071
		A03S	1.0695	86.9578	11.9727
		A04S	11.1490	88.0411	0.8099
		A05S	4.0075	92.9678	3.0247

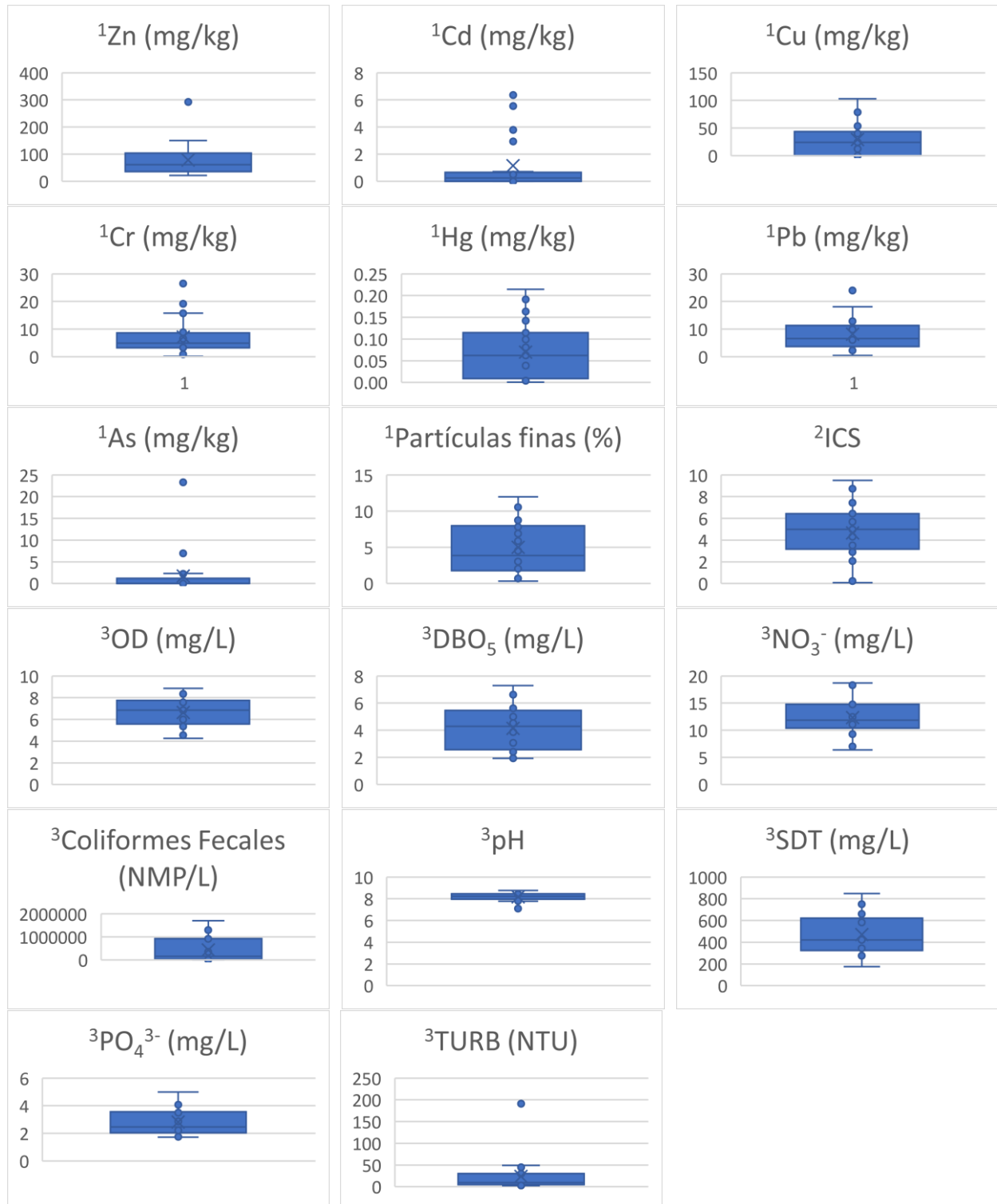
Dónde: ¹x es el tamaño de partícula, ²TSL22=transición época seca a lluviosa año 2022, ³L22=época lluviosa año 2022, ⁴TLS22=transición época lluviosa a época seca año 2022, ⁵S22=época seca año 2022 y ⁶TSL23=época seca a época lluviosa año 2023.

Anexo 2. Resultados de parámetros de calidad del agua en la subcuenca del río Sucio para las diferentes épocas evaluadas.

Año	Época	Sitio	OD mg/L	DBO ₅ mg/L	NO ₃ ⁻ mg/L	pH Unidad	TAMB °C	TM °C	ΔT -	SDT mg/L	PO ₄ ³⁻ mg/L	TURB NTU	Caudal m ³ /s	CF NMP/100mL	
2022	¹ TSL22	A01S	4.60	4.33	7.03	8.20	26.0	24.6	0.0	454	2.86	2.7	-	1700000	
		A02S	4.56	6.62	18.30	8.24	27.0	24.9	0.3	583	4.99	5.3	-	920000	
		A03S	4.25	3.87	15.15	8.31	27.0	26.7	1.8	750	4.07	3.1	-	1300000	
		A04S	7.91	7.29	11.87	7.91	31.5	22.0	-4.7	609	3.55	4.7	-	35000	
		A05S	7.60	5.29	9.29	8.67	33.0	28.1	6.1	633	3.82	7.4	-	24000	
	² L22	A01S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		A02S	6.38	5.00	-	7.09	24.0	23.4	-	175	-	191.0	-	-	490000
		A03S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		A04S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		A05S	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	³ TLS22	A01S	6.85	5.78	11.09	8.01	24.8	24.6	0.0	282	1.75	45.0	0.691	110000	
		A02S	5.80	5.72	18.69	7.98	26.0	24.9	0.3	343	2.33	30.0	3.265	540000	
		A03S	7.44	2.70	14.78	8.23	27.5	26.3	1.4	422	2.22	17.0	6.246	920000	
		A04S	8.34	3.08	13.01	8.70	30.5	28.2	1.9	366	1.93	15.0	-	240000	
		A05S	8.85	1.94	12.43	8.77	34.3	28.6	0.4	372	1.99	12.0	7.684	160000	
	⁴ S22	A01S	6.90	2.42	-	8.07	28.5	24.7	0.0	276	1.73	3.6	0.754	680	
		A02S	5.79	4.30	-	8.22	28.5	25.4	0.7	369	2.51	4.8	3.299	9200	
		A03S	6.00	4.52	-	8.17	26.7	25.2	-0.2	393	2.41	49.0	4.757	920000	
		A04S	7.43	3.45	-	8.54	32.4	28.1	2.9	305	2.22	31.0	-	130000	
		A05S	7.56	4.82	-	8.51	36.7	27.7	-0.4	286	2.29	38.0	5.406	7800	
2023	⁵ TSL23	A01S	6.37	3.68	17.23	7.77	26.9	25.9	0.0	426	0.69	5.6	0.614	49000	
		A02S	5.96	3.94	20.02	7.79	27.2	26.2	0.3	524	1.89	9.9	2.162	1100000	
		A03S	6.52	3.29	21.57	7.65	29.6	26.8	0.6	785	2.39	5.2	3.260	350000	
		A04S	8.38	1.49	13.22	8.29	31.3	29.4	2.6	687	3.50	2.4	2.164	54000	
		A05S	8.98	4.59	11.41	8.57	37.3	32.3	2.9	689	2.23	6.2	2.580	9200	

Dónde: ¹TSL22=transición época seca a lluviosa año 2022, ²L22=época lluviosa año 2022, ³TLS22=transición época lluviosa a época seca año 2022, ⁴S22=época seca año 2022 y ⁵TSL23=época seca a época lluviosa año 2023.

Anexo 3. Gráficos box-plot de parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y metales pesados determinados en el cauce del río Sucio.



Dónde: ^1Se determinaron en muestras de sedimentos de fondo, ^2Se determinó a partir de muestras de macroinvertebrados bentónicos y ^3Se determinaron en muestras de agua superficial.

Anexo 4. Resultados de concentraciones de metales pesados en sedimentos de fondo para las diferentes épocas climáticas.

Año	Época	Sitio	Zn mg/kg	Cd mg/kg	Cu mg/kg	Cr mg/kg	Hg mg/kg	Pb mg/kg	As mg/kg
2022	¹ TSL22	A01S	72.728	3.794968	<0.004	0.884	0.2146	10.033271	3.119152
		A02S	107.235	2.936340	<0.004	2.290	0.1634	13.742072	<0.000177
		A03S	292.587	6.005824	<0.004	4.247	0.1910	23.962630	23.295317
		A04S	150.542	5.554120	<0.004	4.262	0.1149	18.083183	<0.000177
		A05S	132.353	6.366183	<0.004	3.565	0.0987	14.132926	<0.000177
	² L22	A01S	21.977	0.613565	<0.015	<0.227	0.0009	3.290942	0.669344
		A02S	57.788	0.108015	53.413	8.425	0.0098	6.210845	<0.000591
		A03S	33.937	0.499889	3.499	1.944	0.0094	3.721395	<0.000591
		A04S	33.552	0.607829	<0.015	3.647	0.0081	3.646973	<0.000591
		A05S	35.264	0.713606	<0.015	3.330	0.0123	6.838725	<0.000591
	³ TLS22	A01S	61.753	<0.000653	102.884	6.951	0.0390	6.318934	<0.000591
		A02S	87.503	<0.000653	89.863	15.695	0.0624	10.738730	<0.000591
		A03S	106.597	0.119303	86.367	8.874	0.1209	12.825101	6.919590
		A04S	95.244	<0.000653	34.419	19.148	0.0421	11.715089	<0.000591
		A05S	100.75	<0.000653	46.509	15.815	0.0987	10.895033	<0.000591
	⁴ S22	A01S	36.054	<0.000653	30.358	2.764	0.0877	3.755633	0.720981
		A02S	34.74	<0.000653	27.979	3.130	0.0809	2.941913	<0.000591
		A03S	66.178	0.181642	78.833	6.963	0.1423	6.599661	0.787116
		A04S	57.979	<0.000653	35.689	6.510	0.1089	6.068253	1.116071
		A05S	48.526	0.116090	34.102	4.876	0.1141	4.179243	1.044811
2023	⁵ TSL23	A01S	41.853	0.328515	18.200	4.800	0.0039	0.459921	2.299606
		A02S	73.393	0.330600	24.200	5.090	0.0051	2.248083	1.322401
		A03S	35.415	0.246366	13.673	7.080	0.0069	10.470559	<0.000177
		A04S	55.468	0.243546	12.421	26.490	0.0052	2.496347	<0.000177
		A05S	115.643	0.310868	40.288	10.943	0.0095	9.885601	2.238249

Dónde: ¹TSL22=transición época seca a lluviosa año 2022, ²L22=época lluviosa año 2022, ³TLS22=transición época lluviosa a época seca año 2022, ⁴S22=época seca año 2022 y ⁵TSL23=época seca a época lluviosa año 2023.

Anexo 5. Abundancia absoluta, riqueza absoluta de macroinvertebrados bentónicos e Índice de Comparación Secuencial.

Año	Época	Sitio	Abundancia absoluta	Riqueza absoluta	¹ICS
2022	² TSL22	A01S	350	7	4.9800
		A02S	350	11	5.3429
		A03S	2633	4	0.0759
		A04S	1011	15	3.5089
		A05S	2772	12	0.2375
	³ L22	A01S	19	5	3.5526
		A02S	200	11	6.4350
		A03S	248	8	4.9839
		A04S	303	11	8.7310
		A05S	61	7	5.6803
	⁴ TLS22	A01S	95	9	5.1158
		A02S	657	10	6.7808
		A03S	1354	11	2.3397
		A04S	1302	11	3.4512
		A05S	314	7	4.3137
	⁵ S22	A01S	95	5	3.7895
		A02S	802	9	5.1060
		A03S	1092	9	2.9011
		A04S	656	11	7.4367
		A05S	525	11	9.4914
2023	⁶ TSL23	A01S	112	8	6.0357
		A02S	552	9	6.7174
		A03S	958	10	0.7463
		A04S	93	9	6.4355
		A05S	484	7	2.0826

Dónde: ¹ICS=Índice de Comparación Secuencial, ²TSL22=transición época seca a lluviosa año 2022, ³L22=época lluviosa año 2022, ⁴TLS22=transición época lluviosa a época seca año 2022, ⁵S22=época seca año 2022 y ⁶TSL23=época seca a época lluviosa año 2023.

Anexo 6. Promedios y desviaciones estándar de diferentes parámetros en sedimentos de fondo y en agua superficial en las diferentes épocas muestreadas en el cauce del río Sucio.

Parámetro	2022				2023	⁶ p
	¹ TSL22	² L22	³ TLS22	⁴ S22	⁵ TSL23	
⁷ Zn (mg/kg)	151.089±84.316	36.504±13.047	90.369±17.478	48.695±13.660	64.354±32.152	0.0021
⁷ Cd (mg/kg)	4.931487±1.489338	0.508581±0.236345	0.024383±0.053062	0.059938±0.084423	0.291979±0.043616	0.0004
⁷ Cu (mg/kg)	0.004±0.000	11.391±23.539	72.008±29.755	41.392±21.149	21.756±11.342	0.0009
⁷ Cr (mg/kg)	3.050±1.452	3.515±3.059	13.297±5.152	4.849±1.906	10.881±9.064	0.0063
⁷ Hg (mg/kg)	0.1565±0.04921	0.0081±0.0043	0.0726±0.0360	0.1068±0.02426	0.0061±0.0022	0.0005
⁷ Pb (mg/kg)	15.990816±5.289820	4.741776±1.6507611	10.498577±2.478754	4.708941±1.559993	5.112102±4.695395	0.0032
⁷ As (mg/kg)	5.283000±10.159361	0.134342±0.299075	1.384391±3.094270	0.733914±0.442567	1.172122±1.137689	0.8027
⁷ Partículas finas (%)	19.8158±36.6896	4.0970±3.2475	7.34042±2.7126	3.79982±3.1447	6.20688±4.8927	0.0409
⁸ OD (mg/L)	5.78±1.81	6.38	7.46±1.21	6.74±0.81	6.66±1.89	0.6645
⁸ DBO ₅ (mg/L)	5.48±1.46	5.00	3.84±1.79	3.90±0.97	3.13±1.51	0.2259
⁸ NO ₃ ⁻ (mg/L)	12.33±4.50	-	14.00±2.94	-	10.63±2.63	0.2982
⁸ CF (NMP/100mL)	795800±751949	49000	394000±338053	213536±398578	312440±460925	0.3805
⁸ pH	8.27±0.27	7.09	8.34±0.38	8.30±0.21	8.03±0.28	0.2843
⁸ SDT (mg/L)	606±106	175	357±51	326±52	651±146	0.0031
⁸ PO ₄ ³⁻ (mg/L)	3.86±0.78	-	2.04±0.23	2.23±0.30	3.13±0.74	0.0087
⁸ Turbidez (NTU)	4.6±1.9	191.0	23.8±13.7	25.3±20.3	8.6±5.1	0.0396
⁹ ICS	2.8±2.5	5.9±1.9	4.4±1.7	5.7±2.7	4.4±2.8	0.3690

Dónde: ¹TSL22=transición época seca a lluviosa año 2022, ²L22=época lluviosa año 2022, ³TLS22=transición época lluviosa a época seca año 2022, ⁴S22=época seca año 2022, ⁵TSL23=época seca a época lluviosa año 2023 y ⁶p es la significancia de la diferencia en valores de parámetros de calidad del agua. ⁷Se determinaron en sedimentos, ⁸Se determinaron en agua y ⁹Se determinó utilizando macroinvertebrados bentónicos.

Anexo 7. Cargas contaminantes de CF, PO₄³⁻ y NO₃⁻ para las diferentes épocas climáticas en los diferentes sitios de muestreo en la subcuenca del río Sucio.

Época climática	Sitio	Carga contaminante		
		CF (NMP/s)	PO ₄ ³⁻ (kg/s)	NO ₃ ⁻ (kg/s)
¹ TLS22	A01S	7663.19	760.10	1209.25
	A02S	61022.85	17631.00	7607.45
	A03S	92315.53	57462.98	13866.07
	A04S	-	-	-
	A05S	95517.94	12295.15	15292.09
² S22	A01S	-	5.12	1303.58
	A02S	-	303.54	8281.42
	A03S	-	43763.70	11464.19
	A04S	-	-	-
	A05S	-	421.67	12379.66
³ TSL23	A01S	3923.25	300.84	1166.54
	A02S	22443.80	23784.37	7697.49
	A03S	44102.45	11408.62	12158.33
	A04S	24772.47	1168.31	6447.33
	A05S	29412.21	237.36	9030.07

Dónde: ¹TSL22=transición época seca a lluviosa año 2022, ²S22=época seca año 2022 y ³TSL23=época seca a época lluviosa año 2023.