



Universidad Nacional Mayor de San Marcos

Universidad del Perú. Decana de América

Dirección General de Estudios de Posgrado
Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y
Geográfica
Unidad de Posgrado

**Calidad del agua y estrategias de remoción de metales
pesados en una microcuenca de la parroquia Quiroga,
Manabí, Ecuador**

TESIS

Para optar el Grado Académico de Magíster en Ciencias
Ambientales con mención en Gestión y Control de la
Contaminación

AUTOR

Leonel Rolando LUCAS VIDAL

ASESOR

Dr. Oscar Rafael TINOCO GÓMEZ

Lima, Perú

2024



Reconocimiento - No Comercial - Compartir Igual - Sin restricciones adicionales

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>

Usted puede distribuir, remezclar, retocar, y crear a partir del documento original de modo no comercial, siempre y cuando se dé crédito al autor del documento y se licencien las nuevas creaciones bajo las mismas condiciones. No se permite aplicar términos legales o medidas tecnológicas que restrinjan legalmente a otros a hacer cualquier cosa que permita esta licencia.

Referencia bibliográfica

Lucas, L. (2024). *Calidad del agua y estrategias de remoción de metales pesados en una microcuenca de la parroquia Quiroga, Manabí, Ecuador*. [Tesis de maestría, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica, Unidad de Posgrado]. Repositorio institucional Cybertesis UNMSM.

Metadatos complementarios

Datos de autor	
Nombres y apellidos	Leonel Rolando Lucas Vidal
Tipo de documento de identidad	CE.
Número de documento de identidad	1310123490
URL de ORCID	https://orcid.org/0000-0002-2286-9407
Datos de asesor	
Nombres y apellidos	Oscar Rafael Tinoco Gómez
Tipo de documento de identidad	DNI
Número de documento de identidad	08606920
URL de ORCID	https://orcid.org/0000-0002-7927-931X
Datos del jurado	
Presidente del jurado	
Nombres y apellidos	Jaime César Mayorga Rojas
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	10369482
Miembro del jurado 1	
Nombres y apellidos	José Jorge Espinoza Eche
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	06184372
Miembro del jurado 2	
Nombres y apellidos	José Freddy Atuncar Yrribari
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	25527597
Datos de investigación	

Línea de investigación	No aplica.
Grupo de investigación	No aplica.
Agencia de financiamiento	Sin financiamiento.
Ubicación geográfica de la investigación	Edificio: País: Ecuador Cantón: Bolívar Provincia: Manabí Dirección: Parroquia Quiroga Latitud: 1°4'15" S Longitud: 79°52'12" W
Año o rango de años en que se realizó la investigación	2021 - 2023
URL de disciplinas OCDE	Ingeniería ambiental, Geociencias: http://purl.org/pe-repo/ocde/ford#2.07.01 Geociencias, Multidisciplinar: http://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.05.01



ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

SUSTENTACIÓN PÚBLICA

En la Universidad Nacional Mayor de San Marcos - Lima, a los veintisiete días del mes de marzo del año dos mil veinticuatro, siendo las catorce horas, se reúnen los suscritos Miembros del Jurado Examinador de Tesis, nombrado mediante Dictamen N° 000135-2024-UPG-VDIP-FIGMMG/UNMSM del 21 de marzo del 2024, con la finalidad de evaluar la sustentación oral de la siguiente tesis:

TÍTULO

«CALIDAD DEL AGUA Y ESTRATEGIAS DE REMOCIÓN DE METALES PESADOS EN UNA MICROCUENCA DE LA PARROQUIA QUIROGA, MANABÍ, ECUADOR»

Presentado por el Bach. **LEONEL ROLANDO LUCAS VIDAL**, para optar el **GRADO ACADÉMICO DE MAGISTER** en **CIENCIAS AMBIENTALES con mención en GESTIÓN Y CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN**.

El Secretario del Jurado Examinador de la Tesis, analiza el expediente N° UNMSM-20240008615, de fecha 22 de enero del 2024, en el marco legal y Estatutario de la Ley Universitaria, acreditando que tiene todos los documentos y que cumplió con las etapas del trámite según el «Reglamento General de Estudios de Posgrado», aprobado con Resolución Rectoral N° 04790-R-18 del 08 de agosto del 2018.

Luego de la Sustentación, se procede con la calificación de la Tesis, de acuerdo al procedimiento respectivo y se registra en el acta correspondiente de conformidad al Art. 100 del precitado Reglamento, correspondiéndole al graduando la siguiente calificación:

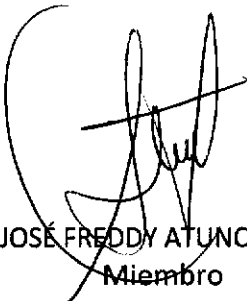
BUENO (15)


Habiendo sido aprobada la sustentación de la Tesis, el Presidente recomienda a la Facultad se le otorgue el **GRADO ACADÉMICO DE MAGISTER** en **CIENCIAS AMBIENTALES con mención en GESTIÓN Y CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN** al Bach. **LEONEL ROLANDO LUCAS VIDAL**.

Siendo las 15:00 horas, se dio por concluido al acto académico.


DR. JAIME CÉSAR MAYORGA ROJAS
Presidente


DR. JOSÉ JORGE ESPINOZA ECHE
Secretario


MG. JOSÉ FREDDY ATUNCAR YRRIBARI
Miembro


DR. OSCAR RAFAEL TINOCO GÓMEZ
Asesor



CERTIFICADO DE SIMILITUD

Yo Dr. Oscar Rafael Tinoco Gómez en mi condición de asesor acreditado con el Número de Dictamen N° 000037-2024-UPG-VDIP-FIGMMG/UNMSM de la tesis, cuyo título es «**CALIDAD DEL AGUA Y ESTRATEGIAS DE REMOCIÓN DE METALES PESADOS EN UNA MICROCUENCA DE LA PARROQUIA QUIROGA, MANABÍ, ECUADOR**» presentado por el Bachiller Leonel Rolando Lucas Vidal para optar el Grado Académico de Magister en Ciencias Ambientales con mención en Gestión y Control de la Contaminación. CERTIFICO que se ha cumplido con lo establecido en la Directiva de Originalidad y de Similitud de Trabajos Académicos, de investigación y producción Intelectual. Según la revisión, análisis y evaluación mediante el software de similitud textual, el documento evaluado cuenta con el porcentaje de 16 % de similitud, nivel PERMITIDO para continuar con los trámites correspondientes y para su publicación en el repositorio institucional.

Se emite el presente certificado en cumplimiento de lo establecido en las normas vigentes, como uno de los requisitos para la obtención del grado correspondiente.

Firma del Asesor:

DNI:08606920.....

Nombres y apellidos del asesor:

.....OSCAR RAFAEL TINOCO GOMEZ.....

Huella Digital



AGRADECIMIENTO

Dejo constancia de mi imperecedero agradecimiento a la Universidad Nacional Mayor de San Marcos, institución decana de América que me acogió para continuar con mi formación académica.

A la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica, a todo su cuerpo docente y administrativo, por el apoyo brindado en la planificación y ejecución de esta investigación.

Al Dr. Carlos Francisco Cabrera Carranza, Vicerrector Académico, por su apoyo y orientaciones brindadas durante este proceso formativo.

Al Dr. Carlos Del Valle, director de la Unidad de Posgrado, por la ayuda brindada para la culminación exitosa de esta Maestría.

Al Dr. Oscar Rafael Tinoco Gómez, en calidad de asesor, y a los miembros del jurado informante y examinador, por sus valiosas orientaciones que contribuyeron a culminar con éxito esta investigación.

DEDICATORIA

A mi esposa y mi hijo, Leonel Francisco, porque ellos son el motor de mi vida, su apoyo incondicional contribuyó al logro de una de mis metas.

A mi familia, especialmente a mis padres y hermanos, por ser buenos compañeros que siempre me están motivando para hacer las cosas bien y cada día ser mejor.

ÍNDICE GENERAL

TABLA DE CONTENIDO

AGRADECIMIENTO	ii
DEDICATORIA	iii
ÍNDICE GENERAL.....	iv
LISTA DE CUADROS	vi
LISTA DE FIGURAS	vii
RESUMEN.....	viii
ABSTRACT.....	ix
CAPITULO 1: INTRODUCCIÓN	1
1.1. Situación Problemática.....	1
1.2. Formulación del Problema	3
1.2.1 Problema General.....	3
1.2.2. Problemas específicos	3
1.3. Justificación de la Investigación.....	3
1.4 Objetivos de la Investigación	6
1.4.1 Objetivo General	6
1.4.2 Objetivos Específicos.....	6
II. MARCO TEÓRICO	8
2.1 Antecedentes del Problema	8
2.2 Marcos Conceptuales	11
2.2.1. Calidad de Aguas - Cálculo del ICA NSF	14
2.2.2. Contaminantes orgánicos	16
2.2.3. Metales pesados	17
2.2.4. Glosario de términos	20
IV. METODOLOGÍA	24
4.1 Tipo y Diseño de Investigación.....	24
4.2 Unidad de análisis	24
4.3 Población de estudio	24
4.4 Evaluación de la Calidad Físico-química del Agua	24
Índice de Calidad Ambiental.....	26

Diseño Estadístico.....	26
4.5 Remoción de metales pesados en el agua	26
Tratamientos evaluados.....	27
Producto comercial EM•1® (Microorganismos eficaces)	27
Microorganismos autóctonos	27
Diseño experimental.....	28
V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	29
5.1 Calidad de agua.....	29
5.2 Remoción de metales pesados.....	33
VI. CONCLUSIONES	50
VII. RECOMENDACIONES	51
VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	52

LISTA DE CUADROS

Tabla 1. Índice Wi para el cálculo del ICA (NSF, 2004).....	15
Tabla 2. Escala de clasificación del índice de calidad de agua en función del uso (NSF, 2004).	16
Tabla 3. Resumen del análisis de varianza para variables de calidad de aguas de las comunidades Balsa en Medio, Julián y Severino, cantón Bolívar, provincia de Manabí, Ecuador.	29
Tabla 4. Pruebas de promedio de variables para variables de calidad de aguas de las comunidades Balsa en Medio, Julián y Severino, cantón Bolívar, provincia de Manabí, Ecuador.	30
Tabla 5. Ponderación de variables e Índice de Calidad de Ambiental (NFS, 2004) de aguas de las comunidades Balsa en Medio, Julián y Severino, cantón Bolívar, provincia de Manabí, Ecuador.	31
Tabla 6. Resumen del análisis de varianza para tenores de metales pesados en aguas de las comunidades Balsa en Medio, Julián y Severino, cantón Bolívar, provincia de Manabí, Ecuador.	33
Tabla 7. Pruebas de promedio para tenores de metales pesados en aguas de las comunidades Balsa en Medio, Julián y Severino, cantón Bolívar, provincia de Manabí, Ecuador.	33

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Ubicación relativa de las comunidades en estudio. 25
- Figura 2.** Promedio de contrastes para la variable cobalto en cada una de las fuentes muestreadas en las localidades de Severino (A), Julián (B) y Balsa en Medio (C)... 35
- Figura 3.** Promedio de contrastes para la variable hierro en cada una de las fuentes muestreadas en las localidades de Severino (A), Julián (B) y Balsa en Medio (C)... 37
- Figura 4.** Promedio de contrastes para la variable manganeso en cada una de las fuentes muestreadas en las localidades de Severino (A), Julián (B) y Balsa en Medio (C). 39
- Figura 5.** Promedio de contrastes para la variable cobre en cada una de las fuentes muestreadas en las localidades de Severino (A), Julián (B) y Balsa en Medio (C)... 42
- Figura 6.** Promedio de contrastes para la variable plomo en cada una de las fuentes muestreadas en las localidades de Severino (A), Julián (B) y Balsa en Medio (C)... 45
- Figura 7.** Promedio de contrastes para la variable cromo en cada una de las fuentes muestreadas en las localidades de Severino (A), Julián (B) y Balsa en Medio (C)... 48

RESUMEN

Con el fin de determinar en qué medida la aplicación de estrategias de remoción de metales pesados y contaminantes orgánicos en las aguas de la microcuenca del río Carrizal contribuyen a minimizar los riesgos a la salud de los habitantes de dicha zona, se colectaron muestras en vertientes, tanques y a nivel de consumo, en las localidades de Severino, Julián y Balsa en Medio, parroquia Quiroga, cantón Bolívar, provincia de Manabí, Ecuador. Se evaluaron variables de calidad ambiental según criterios NFS. Se determinó la concentración de metales pesados y se evaluaron cinco tratamientos para su remoción: incubación con 5 mL.L⁻¹ de microorganismos eficaces (EM•1[®]) filtrada en zeolita cubana; 5 mL.L⁻¹ de EM•1[®] filtrada en zeolita ecuatoriana, y tres dosis de microorganismos autóctonos (5; 10 y 15 mL.L⁻¹). Los análisis se realizaron en el Laboratorio de Análisis Químico de la Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí, siguiendo las metodologías estandarizadas APHA. Se utilizó el diseño experimental de bloques al azar, con cuatro repeticiones y se realizaron análisis de varianza. Las comparaciones de tratamientos se efectuaron a través de contrastes ortogonales a 5% de probabilidad. Las variables: oxígeno disuelto, coliformes fecales, sólidos disueltos totales, pH y temperatura estuvieron dentro de los límites permisibles establecidos en la legislación ecuatoriana; mientras que, la demanda bioquímica de oxígeno, la concentración de nitratos, de fosfatos y la turbidez excedieron los valores aceptables. Se obtuvieron índices de calidad ambiental de 57,29 para la comunidad de Julián; de 60,52 para Severino y de 56,62 para Balsa en Medio. Las aguas fueron clasificadas como aguas “poco contaminadas”. Los tenores de Fe y Co se mantuvieron dentro de los valores permisibles estipulados. Los tenores de Mn, Cu y Cr necesitaron tratamientos de depuración. Ninguno de los tratamientos redujo los niveles Pb a límites permisibles. Se obtuvo una remoción importante en los tenores de metales pesados cuando se utilizan microorganismos autóctonos en la dosis de 15 mL.L⁻¹ o cuando se emplea microorganismos eficientes (EM•1[®]) combinados con filtros de zeolita ecuatoriana.

Palabras clave: ICA-NFS, Plomo, cromo, cobre, microorganismos autóctonos, microorganismos eficaces

ABSTRACT

In order to determine to what extent the application of strategies for the removal of heavy metals and organic contaminants in the waters of the Carrizal River micro-basin will contribute to minimizing the risks to the health of the inhabitants of said area, samples were collected in slopes, tanks and at the consumption level, in the towns of Severino, Julián and Balsa en Medio, Quiroga parish, Bolívar canton, Manabí province, Ecuador. Environmental quality variables were evaluated according to NFS criteria. The concentration of heavy metals was determined and five treatments for their removal were evaluated: incubation with 5 mL.L⁻¹ of effective microorganisms (EM•1®) filtered in Cuban zeolite; 5 mL.L⁻¹ of EM•1® filtered in Ecuadorian zeolite, and three doses of autochthonous microorganisms (5; 10 and 15 mL.L⁻¹). The analyzes were carried out in the Chemical Analysis Laboratory of the Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí, following the APHA standardized methodologies. The experimental design of randomized blocks was used, with four repetitions, and analysis of variance was performed. Treatment comparisons were made through orthogonal contrasts at 5% probability. The variables: dissolved oxygen, fecal coliforms, total dissolved solids, pH and temperature were within the permissible limits established in Ecuadorian legislation; while, the biochemical oxygen demand, the concentration of nitrates, phosphates and turbidity exceeded the acceptable values. Environmental quality indices of 57.29 were obtained for the community of Julián; 60.52 for Severino and 56.62 for Balsa en Medio. The waters were classified as "little polluted" waters. The levels of Fe and Co remained within the permissible values stipulated. The levels of Mn, Cu and Cr required purification treatments. None of the treatments reduced the Pb levels to permissible limits. An important removal of heavy metal levels was obtained when autochthonous microorganisms are used in the dose of 15 mL.L⁻¹ or when efficient microorganisms (EM•1®) are used combined with Ecuadorian zeolite filters.

Keywords: ICA-NFS, Lead, chrome, copper, autochthonous microorganisms, effective microorganisms

CAPITULO 1: INTRODUCCIÓN

1.1. Situación Problemática

La Organización Mundial de la Salud (OMS, 2006) destaca que aproximadamente el 18% de la población mundial carece de abastecimiento de agua apta para el consumo humano, dentro de un rango de distancia máximo de un kilómetro a su sitio de residencia; mientras que, el 53% carece de acceso a un servicio de calidad intermedia que le garantice la higiene básica, tanto para uso personal como para la preparación de alimentos; además de carecer de agua suficiente y de calidad para la higiene en el hogar.

En relación a la salud pública, uno de los problemas de mayor importancia es la carencia de agua segura para el consumo humano, de saneamiento e higiene (ONU, 2014), ya que gran parte de las enfermedades frecuentes en humanos, como las infecciones por parásitos intestinales y la diarrea, son causadas por esta deficiencia, lo cual afecta de manera significativa la calidad de vida, desde el enfoque sanitario, cultural y socio-económico de las comunidades (González, 2015). En la actualidad, los efluentes y aguas servidas, provenientes de procesos naturales o derivadas de actividades agroindustriales y mineras, reducen de manera significativa la calidad del agua y generan impactos negativos sobre los seres vivos (Morais *et al.*, 2016)

Actualmente, las aguas servidas e insalubres, contaminadas por fuentes naturales o antrópicas, reducen la calidad del agua y, por lo tanto, la vida de los seres vivos.

Las actividades humanas que afectan las aguas superficiales incluyen descargas de aguas residuales y desechos sólidos por actividades antrópicas, labores de pesca comercial y deportiva que afectan el lecho de las fuentes de agua, actividades agrícolas relacionadas con el riego, el arrastre de sedimentos y residuos contaminados con biocidas o fertilizantes minerales, las actividades de minería y extracción petrolera que genera desechos y vertidos contaminados, entre otros (Barrios *et al.*, 2009).

Ecuador tiene una cantidad de agua dulce de aproximadamente 22 500 m³/hab al año (Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo, 2013-2018), lo que supera la media mundial de 1600 m³/hab. También supera el "umbral de presión hídrica" de 1700 m³/hab al año, que define la aparición de sequías; y se aleja lo suficiente del "umbral

de penuria" de 1000 m³/hab-año, que se considera la cantidad mínima para que no se afecte el suministro para el desarrollo de actividades agrícolas e industriales (Elías, 2012).

Aun cuando se cuenta con suficiente cantidad, es difícil obtener agua segura en cantidad y calidad en la región costera de Ecuador, y que además se cumpla con los requisitos de continuidad a lo largo del año, amplia distribución y costos de operación y mantenimiento asequibles (Barahona y Tapia, 2010). La mayoría de los centros poblados dependen de pozos profundos para satisfacer sus necesidades de agua para usos domésticos y agrícolas, lo cual se torna insostenible debido al consumo de energía y a los costos de operación, además de poner en riesgo la seguridad de las fuentes de agua debido a la carencia de estudios de impacto ambiental (Wada *et al.*, 2010).

En el caso particular del río Carrizal, a lo largo de su vertiente se descargan de aguas servidas de manera directa, sin el debido tratamiento, así como grandes cantidades de desechos sólidos y lixiviados, derivados de la actividad agrícola y pecuaria, a través del uso de fertilizantes y biocidas y de la carencia un de manejo adecuado de los vertederos (Barahona y Tapia, 2010).

Derivado de dichos procesos, la contaminación por metales pesados es una de las perturbaciones más peligrosas para los ecosistemas acuáticos en el mundo, ya que estos elementos, poco biodegradables, tienden a acumularse en los tejidos de animales y vegetales acuáticos y permanecen allí por largos períodos de tiempo. Esto provoca procesos de biomagnificación y acciones toxicodinámicas al nivel de material biológico que pueden causar alteraciones metabólicas, mutaciones y alteraciones anatómicas en todas las especies animales, incluido el hombre. Los contaminantes químicos pueden permanecer en los ambientes dulceacuícolas y marinos durante períodos cortos o largos según sus características y las del entorno, lo que afectará su distribución e interacción con el medio (Buriticá, 2020).

El agua es una necesidad básica para todas las formas de vida del planeta. El agua limpia es esencial para vivir una vida saludable, ya que el agua contaminada puede poner en riesgo la salud de los ciudadanos a través del contacto directo o indirecto con sustancias químicas. La contaminación ambiental se ha visto exacerbada por la revolución industrial y las actividades antropológicas. Las importantes descargas de

contaminantes al océano, bien sean orgánicos o metales pesados, han generado enormes peligros para los entornos costeros peligrosas (Sajid *et al.*, 2018).

En los proyectos de sistemas seguros de suministro de agua es necesario determinar el tipo de fuente agua a partir de la cual se hará el de abastecimiento, la inversión en equipos de extracción, almacenamiento y distribución, así como también los costos de operación y mantenimiento, los cuales se deben ajustar a la cantidad de beneficiarios, y a sus características económicas y socio-culturales (Barrios, *et al.*, 2009). Adicionalmente, los sistemas de tratamiento y distribución deben ser fáciles de operar y no requerir mano de obra especializada y debe involucrarse a la comunidad en todas las labores relacionadas con el proceso (Lampoglia *et al.*, 2008).

1.2. Formulación del Problema

1.2.1 Problema General

¿En qué medida la aplicación de estrategias de remoción de metales pesados y de contaminantes orgánicos en las aguas de la microcuenca del río Carrizal contribuyen a minimizar los riesgos a la salud de los habitantes de dicha zona?

1.2.2. Problemas específicos

- ¿Cuáles son los niveles de contaminación por componentes orgánicos que afectan la calidad del agua de la microcuenca del río Carrizal?
- ¿Cuáles son los niveles de contaminación por metales pesados como el hierro, el manganeso, el cobre, el plomo, el cromo y el cobalto en la microcuenca del río Carrizal?
- ¿Cuán eficiente resultaría la aplicación de microorganismos eficientes y filtros de zeolitas en la remoción de metales pesado y contaminantes orgánicos en la microcuenca rio Carrizal?

1.3. Justificación de la Investigación

Las fuentes de agua aprovechadas con fines de abastecimiento para las actividades humanas pueden ser de origen superficial, de origen subterráneo o derivadas de precipitaciones pluviales. En el desarrollo de sistemas de abastecimiento de agua,

existe una serie de restricciones para elegir alguna de estas fuentes, dentro de las cuales se incluyen: la calidad del líquido, las normativas legales vigentes en diferentes lugares, la disponibilidad del líquido y las necesidades de abastecimiento de la población (Barrios *et al.*, 2009).

Actualmente, existe una carencia de infraestructuras adecuadas de abastecimiento de agua que limita la disponibilidad en términos absolutos, así como diferencias regionales en las fuentes de suministros de agua en términos de cantidad y calidad. En consecuencia, es necesario desarrollar un modelo de gestión del agua con fines de consumo humano enmarcado en el cumplimiento de normativas legales y políticas públicas, adaptables al impacto del cambio climático, de amplia visión, con uso de tecnologías e infraestructuras de avanzada y con participación comunitaria en la toma de decisiones; a fin de asegurar la protección de las cuencas hidrográficas y el aprovechamiento racional de aguas inocuas para el consumo y uso doméstico (PNUMA, 2012).

En tal sentido, La OMS (2018) estableció las "Guías para la calidad del agua de consumo humano" en las cuales se estandarizan criterios de aprovechamiento y se establecen indicadores y límites para diversos elementos que podrían actuar como contaminantes para el agua. Adicionalmente, cada país ha promulgado criterios y regulaciones acerca de la calidad del agua con fines consumo humano: los cuales son evaluados y adaptados por cada país de acuerdo a sus condiciones específicas.

En el caso particular de Ecuador, en el artículo 66 de la Constitución de la República de 2008 se establece "el derecho a una vida digna, que asegure la salud, la alimentación y la nutrición, el agua potable, la vivienda, el saneamiento ambiental, la educación, el trabajo, el empleo, el descanso y el ocio, la cultura física, el vestido, la seguridad social y otros servicios sociales necesarios". El Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente del Ecuador (TULSMA) recoge los estándares de calidad de las fuentes de agua utilizadas con fines domésticos y de consumo; así como también, la normativa de calidad ambiental que deben cumplir los efluentes para proceder a su descarga a los cursos naturales de agua.

La descarga de aguas servidas derivadas de las actividades agrícolas e industriales en ríos, lagos y arroyos provoca la bioacumulación de elementos tóxicos en los peces; particularmente, los metales pesados pueden ingresar a los peces a través de diferentes

rutas, incluidas la ingesta dietética y la incorporación de partículas de sedimento; además, muchos invertebrados son fuentes importantes de alimento para peces y otras especies acuáticas, y proporcionan una ruta práctica para la absorción de plomo, cobre, zinc y cadmio (Liu *et al.*, 2020).

Los metales pesados ingresan al cuerpo humano principalmente a través de la ingestión (comer o beber) y la inhalación (respirar) por diversos medios, como vivir cerca de un sitio donde estos metales se eliminan de manera inadecuada, beber agua y comer alimentos contaminados por metales pesados. Estos metales absorbidos a través del intestino son principalmente solubles en agua y se transmiten a varios órganos a través del sistema circulatorio; sin embargo, en bajas concentraciones, los metales pesados afectan el tracto respiratorio y muchas células como las endoteliales y epiteliales, entre otras (Bharti y Sharma, 2022).

Las aguas del río Carrizal se aprovechan como fuente de consumo y de uso doméstico, de manera directa o con muy poco tratamiento; sin embargo, a lo largo de sus riberas existen numerosos asentamientos poblacionales y unidades de producción agrícola a partir de las cuales se vierten efluentes de aguas servidas (directamente o con escaso tratamiento), recibe lixiviados provenientes de desechos sólidos, y también actúa como receptor de contaminantes agroquímicos arrastrados durante los procesos erosivos (Barahona y Tapia, 2010).

Existen pocos estudios acerca de la calidad de las aguas superficiales del Ecuador, y en el caso de la microcuenca del río Carrizal, estudios de Lucas-Vidal y Carreño-Mendoza (2018) han determinado que, de acuerdo a los criterios ICA NSF, las aguas están clasificadas dentro de los rangos de “aguas poco contaminadas” y “aguas contaminadas”. Se ha demostrado que las aguas insalubres, contaminadas por fuentes naturales o humanas, causan una disminución en la calidad del agua y por ende la vida de los seres vivos (Moráis *et al.*, 2016)

Los procesos de tratamiento para purificación, también conocidos como potabilización, surgieron como una alternativa a la contaminación del agua, y tienen como finalidad remover los componentes que se consideran perjudiciales para la salud humana de forma eficiente y eficaz (Arboleda, 2000). En términos legales, la calidad del agua potable se determina mediante el establecimiento de un conjunto de indicadores e índices, desde el punto de vista biológico y físico-químico, para un

grupo de elementos, compuestos y sustancias potencialmente peligrosos para la salud (Casero, 2007).

1.4 Objetivos de la Investigación

1.4.1 Objetivo General

Determinar en qué medida la aplicación de estrategias de remoción de contaminantes orgánicos y de metales pesados en las aguas de la microcuenca del río Carrizal contribuyen a minimizar los riesgos a la salud de los habitantes de dicha zona.

1.4.2 Objetivos Específicos

Determinar los niveles de contaminación por componentes orgánicos que afectan la calidad del agua de la microcuenca del río Carrizal.

Determinar los niveles de metales pesados en las vertientes, aguas albarradas y agua de consumo en tres localidades de la microcuenca del río Carrizal.

Evaluar la eficiencia de la aplicación de microorganismos y filtros de zeolitas en la remoción de contaminantes orgánicos y metales pesado en la microcuenca del rio Carrizal

3.1 Hipótesis general

Las aguas de la microcuenca del río Carrizal presenta niveles elevados de contaminantes orgánicos y metales pesados que pueden ser removidos a niveles adecuados para el consumo humano a través de técnicas relativamente sencillas.

3.2 Hipótesis específicas

- El agua de suministro de las comunidades de la microcuenca del río Carrizal posee niveles de contaminantes orgánicos que genera una calidad deficiente para el consumo humano.
- La concentración de algunos metales pesados excede los niveles permisibles en la normativa legal vigente de Ecuador y representan un riesgo para la salud de los habitantes de la microcuenca del río Carrizal

- Es posible desarrollar un sistema de potabilización sencillo para mejorar la calidad de agua de suministro de las comunidades de la microcuenca del río Carrizal utilizando materiales filtrantes y microorganismos eficientes.

II. MARCO TEÓRICO

2.1 Antecedentes del Problema

La microcuenca del río Carrizal comprende una amplia red de afluentes distribuidos entre las coordenadas 1°4'15.04" S, 0°27'20.14" S, 80°27' 14.23" W y 79°52'11.79" W. De acuerdo con Barahona y Tapia (2010). La principal actividad desarrollada en la mayor parte de la cuenca es la agricultura y la ganadería, debido a que la aptitud de los suelos le confiere la vocación agrícola, lo cual ha originado la eliminación de la vegetación natural a consecuencia de la deforestación en la cuenca.

En la parte alta de la cuenca, la cobertura vegetal natural es baja, con alta sensibilidad a los procesos erosivos. En el área del embalse La Esperanza se encuentran extensas zonas dedicadas a la cría de ganado bovino, y al establecimiento de cultivos anuales; mientras que, en cuenca media, las actividades ganaderas han inducido la proliferación de extensos pastizales, naturales e introducidos; además del desarrollo de cultivos como caña de azúcar, cítricos, plátanos y cambures.

La pesca artesanal, así como las actividades agrícolas y pecuarias, son los principales motores de la economía de las poblaciones de la región. El porcentaje de bosque natural se ubica alrededor del 20% en la mayoría de los valles y colinas. El crecimiento de la población de manera desorganizada y sin planificación, la carencia de normativas para la disposición de los desechos y la precaria infraestructura sanitaria son problemas persistentes que afectan la calidad de vida de los habitantes de la región.

Ortiz (2015) señala que existe una alta variabilidad en las aportaciones de agua al embalse La Esperanza ubicada en la microcuenca del río Carrizal, ya que los datos de la estación Calceta reportan un aporte medio anual de 376 hm³/año, aporte máximo de 860 hm³/año (registrado en 1976) y aportación mínima 60 hm³/año (registrado en 1963).

Por otro lado, el río Carrizal recibe efluentes sin tratamiento de aguas servidas de asentamientos poblacionales y lixiviados de la actividad agrícola e industrial. Lucas-Vidal (2019) reportó que el consumo de agua directamente del río es la forma más común de abastecimiento en la región y señala que para el 2016 se registraron 302 casos de enfermedades relacionadas con el contacto e ingesta de agua

presumiblemente contaminada. En dicho estudio se evidenció que la ingesta de agua no apta para consumo estaba relacionada con gran cantidad de enfermedades humanas, la mayoría de las cuales afectan las vías digestivas, la piel y los órganos respiratorios.

Para las tres comunidades estudiadas, para el 2016, se registraron 302 casos de enfermedades, con diferente etiología y sintomatología, relacionadas con el contacto y consumo de agua contaminada. Dichas enfermedades incluyen: parasitosis intestinal, diarreas generalizadas, disentería amebiana, dermatosis y patologías respiratorias, entre otras. Las aguas de Severino se clasificaron como "aguas contaminadas", mientras que las aguas de Balsa en Medio y Julián se clasificaron como "aguas poco contaminadas" (Carreño-Mendoza *et al.*, 2019).

El agua y el suelo son los dos recursos naturales más importantes para la viabilidad a largo plazo de la agricultura y la supervivencia de las civilizaciones, pero debido a diversas actividades antropogénicas y naturales se ha producido la contaminación de estos invaluable recursos, debido a la generación de residuos que ponen en riesgo la salud pública, el hábitat natural o el medio ambiente (Bhat *et al.*, 2022). Los componentes orgánicos de los residuos son biodegradables, sin embargo, los metales pesados y los metaloides plantean un nuevo desafío como consecuencia de su prolongada tenacidad en el medio ambiente (Ahmadpour *et al.*, 2012).

Los metales pesados se encuentran naturalmente en el ecosistema, y son útiles para los seres humanos cuando están presentes en niveles bajos: mantienen procesos biológicos, como el Fe que ayuda en la formación de hemoglobina, el Cu que ayuda en el transporte de oxígeno y electrones, el Co que ayuda en el metabolismo celular, el Mn que regula la regulación enzimática, el Se que ayuda en la producción de hormonas y antioxidantes y el Ni que ayuda en el crecimiento celular en los humanos, de ahí que se llame metales esenciales. Sin embargo, si los metales pesados están presentes en niveles más altos, provocan efectos tóxicos en los seres humanos. Los metales pesados ingresan al cuerpo humano principalmente a través de la ingestión (comer o beber) y la inhalación (respirar) por diversos medios, como vivir cerca de un sitio donde estos metales se eliminan de manera inadecuada, beber agua y comer alimentos contaminados por metales pesados, que causan efectos adversos sobre los seres humanos (Bharti y Sharma, 2022).

La bioacumulación es el proceso de acumular sustancias en el organismo, lo cual implica aumentar gradualmente la concentración de metales (u otras sustancias tóxicas) con la ingesta; mientras que, la transmisión de un nivel trófico al siguiente y la posterior ingesta del contaminante se denomina biomagnificación. Se relaciona con la acumulación de contaminantes en tejidos biológicos a través del consumo de agua contaminada, alimentos y partículas suspendidas de sedimento. De manera similar, la bioacumulación ocurre cuando estos compuestos se concentran gradualmente dentro del organismo a un ritmo mayor del que pueden ser eliminados (Molina *et al.*, 2012).

Evaluaciones sobre metales pesados efectuados por Aveiga (2020) reportaron que en la subcuenca del río Carrizal, el agua y los sedimentos contienen concentraciones elevadas de mercurio; mientras que, a nivel de la microcuenca esta situación ocurre para las concentraciones de zinc. En relación a la bioacumulación, para las tres especies de estudios, esta investigación encontró altas concentraciones en músculos, hígado y branquias de los peces. Los resultados fueron asociados al uso de fertilizantes minerales y biocidas utilizados en las actividades agrícolas y pecuarias.

En el caso de humanos, los metales pesados, pueden acumularse en órganos y tejidos a partir de la ingesta de pequeñas dosis durante un periodo de tiempo extenso, lo cual se manifestaría como una toxicosis, que también puede afectar los procesos bioquímicos y alterar la estructura y la fisiología de las células (Slivinska *et al.*, 2020). Las manifestaciones de acumulación de metales pesados provoca estrés oxidativo en las células, lo que provoca alteración de los estados naturales de oxidación y reducción como consecuencia de la producción excesiva de compuestos altamente reactivos, e incluso puede provocar la muerte de las células; además, la absorción y acumulación de elementos pesados tiene efectos perjudiciales para la salud, ya que induce daños en órganos y al sistema nervioso, alteraciones en la multiplicación celular, cáncer y, eventualmente, la muerte (Hernández-Caricio *et al.*, 2022).

La utilización de microorganismos eficientes (EM) es uno de los muchos nuevos enfoques para el tratamiento del agua de uso doméstico, y representa una tecnología amigable con el ambiente, en la cual se han identificado diversos microorganismos, tanto de acción aeróbica como anaeróbica, que abarca más de 80 especies de origen natural, asociados a cuatro grandes grupos que incluye hongos fermentadores,

levaduras, microorganismos fotosintéticos anaerobios y bacterias lácticas (en su mayoría pertenecientes a la familia Streptococcaceae).

El mecanismo de acción de estos microorganismos consiste en la secreción de sustancias beneficiosas tales como quelatos, ácidos orgánicos, vitaminas, minerales y antioxidantes cuando entran en contacto con la materia orgánica o sedimentos contaminados (Fioravanti *et al.*, 2005, Toc, 2012, Romero y Vargas, 2017). Los EM son particularmente efectivos para disminuir la demanda bioquímica de oxígeno (DBO5) y la población de patógenos como *Salmonella*, coliformes y otros patógenos presentes en los efluentes domésticos e industriales, con lo cual reducen significativamente el impacto en los cursos de agua donde se vierten (Reyes y Hernández. 2005).

Los tratamientos con EM muestran reducción en la materia orgánica, DBO5, nitratos, pH, conductividad eléctrica (Roldan *et al.*, 2007; Bejarano y Escobar, 2015; Beltrán y Campos, 2016); también es importante considerar la microbiota autóctona de las aguas, los cuales participan activamente en el ciclo biogeoquímico del nitrógeno, el carbono y el azufre, entre otros, de allí su enorme importancia en la protección ambiental. A partir de sus variadas capacidades fisiológicas y metabólicas, los microorganismos eficientes convierten los compuestos orgánicos contenidos en las aguas servidas en materiales inorgánicos, con lo cual reducen su impacto ambiental y favorecen la purificación del agua (Leclerc y Moreau 2002).

2.2 Marcos Conceptuales

La pobreza extrema, también conocida como penuria, representa el estado en el cual los individuos son incapaces de satisfacer necesidades básicas como la alimentación, el acceso a agua potable, el acceso a la educación y a la información, la carencia de asistencia médica y de un alojamiento digno para vivir. Esta situación está caracterizada por bajos niveles de ingresos económicos, la falta de disponibilidad y acceso a servicios básicos son factores importantes (FAO, 2015).

A nivel mundial existen más de 700 millones de individuos, lo que representa el 10 % de la población global, que se encuentran en condiciones de extrema pobreza y

enfrentan obstáculos para cubrir las necesidades más básicas, como la atención médica, la educación y la posibilidad de obtener agua y saneamiento. En el África subsahariana, la mayoría de las personas viven con menos de 1,90 dólares al día. En todo el mundo, las áreas rurales tienen un índice de pobreza del 17,2%, lo que es más del triple de lo que tienen las áreas urbanas (ONU, 2022).

Debido a las limitaciones de la cuantificación de los ingresos como método para medir la pobreza en centros poblados con una limitada cantidad de habitantes, se ha propuesto la determinación de las necesidades básicas insatisfechas (NBI) como un enfoque más amplio para caracterizar los aspectos relacionados con el estado de pobreza. El estudio de NBI considera a la familia como el eje de funcionamiento de la sociedad y persigue el equilibrio en la satisfacción de los requerimientos mínimos de consumo de alimentos, vivienda digna, dotaciones y equipamientos domésticas, acceso a servicios esenciales relacionados con la salud pública, acceso a agua potable, disposición de aguas servidas y desechos sólidos, educación, cultura, deporte y disponibilidad de transporte público (Giménez y Valente, 2016).

La pobreza, definida como la falta de capacidades fundamentales, se refiere a las circunstancias en las que no hay oportunidades específicas para satisfacer las necesidades fundamentales en circunstancias sociales, institucionales y culturales específicas (Sen, 2000; 2001). El acceso al agua potable es uno de los componentes más cruciales del acceso a los servicios públicos. El uso y consumo de agua insalubre representa cerca del 80% de parasitosis del tracto gastrointestinal y de las enfermedades infecciosas, que se traducen en un tercio de las muertes a nivel mundial (Díaz, 2010). Por otro lado, el agua potable contaminada con materia fecal ha tenido un impacto negativo sobre la salud humana en ciudades enteras (Morais *et al.*, 2016); como es el caso del fomento de epidemias intermitentes derivadas de infecciones por virus y bacterias, como ha sido el caso del cólera y la poliomielitis, entre otras afecciones (Cohn *et al.*, 2002).

El contacto con la piel, las membranas, las mucosas y el tracto gastrointestinal son las principales vías de transmisión de enfermedades relacionadas con aguas contaminadas, dentro de las cuales se incluyen virus como *Campylobacter* ssp., *Escherichia coli*, *Salmonella* ssp., *Shigella* ssp. y *Vibrio cholerae*, así como *Yersinia* ssp., Adenovirus, Astrovirus y Enterovirus (Barrios *et al.*, 2009; OMS, 2018).

Las enfermedades diarreicas agudas (EDA) son más comunes en países en vías de desarrollo debido a que las aguas servidas y desechos humanos y animales son vertidas directamente en canales o fuentes naturales de agua o se utilizan como abonos orgánicos para la producción agrícola. Se cree que la mala calidad del agua causa alrededor de 502.000 muertes por EDA cada año (Prüss *et al.*, 2014). Al comienzo de la década del noventa, se produjeron epidemias de cólera en Chile y Perú debido a la utilización de aguas residuales sin procesar para el riego de hortalizas. Como ejemplo de las enfermedades diseminadas rápidamente a través del agua, se puede destacar la epidemia de cólera ocurrida en Perú en 1991, la cual se propagó por casi toda Latinoamérica es un lapso de tiempo relativamente corto (Díaz, 2010).

La cuantificación de las características físicas, químicas y biológicas del agua, permiten establecer valores de referencia para cada variable, que, a su vez, define indicadores de calidad para realizar comparaciones entre diferentes fuentes de abastecimiento (Buss *et al.*, 2015). La estandarización de dichos índices confiere características determinantes, que proporciona resultados de alta confiabilidad, obtenidos a través de una metodología simple y de fácil aplicación (Baque-Mite *et al.*, 2016), por medio de la cual se determina el índice de calidad del agua (ICA). Dicho índice permite cuantificar y comparar la calidad del agua proveniente de diferentes fuentes, sus variaciones en diferentes épocas del año o localidades de muestreo, así como también, la situación en diferentes regiones de un país.

La obtención de agua en la región costera de Ecuador presenta problemas para cumplir con los criterios de seguridad asociados a inversiones razonablemente bajas. La mayor proporción de centros poblados extraen el agua de acuíferos subterráneos para cubrir sus necesidades de consumo, uso doméstico y para actividades agrícolas, lo cual ejerce una gran presión sobre los recursos hídricos. Además, hay muchos asentamientos poblacionales en el Río Carrizal, lo que recibe efluentes sin tratamiento de aguas servidas, así como lixiviados derivados de desechos sólidos o provenientes de agroquímicos utilizados en las labores agrícolas (Barahona y Tapia, 2010).

La eliminación controlada de agua contaminada, su tratamiento y la preservación de una agua de alta calidad para consumo son los principales objetivos de las iniciativas de saneamiento (Afzal, 2006). La visión tradicional de la salud pública busca prevenir enfermedades evitando, controlando o minimizando la concentración de compuestos

potencialmente peligrosos, sin embargo, debido a la dificultad para su detección y cuantificación, siempre habrá riesgos asociados a la exposición prolongada de bajas dosis de contaminantes derivados del consumo de agua, de la ingesta de proteína animal proveniente de ecosistemas acuáticos afectados o del consumo de productos agrícolas regados con aguas de baja calidad.

La mayoría de las regulaciones ambientales parten de niveles de contaminación "aceptables" que deben disminuirse mediante procesos tecnológicos como sistemas de tratamiento una vez que se superen, ya que se asume que por debajo de estos valores críticos, los ecosistemas tienen la capacidad búfer para degradar o atenuar los efectos de los contaminantes; mientras que la vida silvestre y otros organismos tendrán la capacidad fisiológica para adaptarse a la condición ambiental noble (Espinoza, 2018).

2.2.1. Calidad de Aguas - Cálculo del ICA NSF

El ICA NSF propuso el cálculo de la calidad ambiental partiendo de ocho elementos fisicoquímicos y uno biológico, los coliformes fecales, los cuales se muestran en la Ecuación 1. En tal sentido, se construyeron curvas de comportamiento para valorar todas las variables, para lo cual se estableció un índice de cálculo que varía entre 0 y 100. En la Tabla 1 se muestran los valores de ponderación (W_i) de acuerdo al orden de impacto sobre la calidad del agua, ya que se considera que algunas variables tienen mayor influencia que otras. Posteriormente, se promedian los índices por variable para obtener el ICA de la muestra de agua. Después de obtener los resultados, se coloca el valor en la Escala de clasificación del índice de calidad del agua según el uso indicado en el cuadro 2 (NSF, 2004).

$$INSF = \sum_{i=1}^9 SI_i \cdot W_i \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde: SI = subíndice de la variable i

W_i = factor de ponderación del subíndice i .

Tabla 1. Factor de ponderación (Wi) para el cálculo del ICA (NSF, 2004).

Variable	Wi
Oxígeno Disuelto	0,17
Coliformes fecales	0,15
Potencial de Hidrógeno	0,12
Concentración de nitratos	0,10
Concentración de fosfatos totales	0,10
Temperatura	0,10
Demanda Bioquímica de Oxígeno	0,10
Turbiedad	0,08
Sólidos Totales	0,08

Tabla 2. Escala de clasificación del índice de calidad de agua en función del uso (NSF, 2004).

ICA	Criterio General	Abastecimiento Público	Recreación	Pesca y Vida Acuática	Industrial y Argícola
100	No Contaminado	No requiere Purificación	Aceptable para cualquier deporte acuático	Aceptable para todos los organismos	No requiere purificación
95					
90		Ligera Purificación			Ligera purificación para algunos procesos
85					
80	Aceptable	Mayor Necesidad de Tratamiento	Aceptable pero no recomendable	Aceptable excepto especies sensibles	Uso industrial sin tratamiento
75					
70					
65	Poco Contaminado	Dudoso	Dudoso para contacto directo Sin contacto directo	Dudoso para especies sensibles	Solo organismos resistentes
60					
55	Contaminado	No Aceptable	Señal de contaminación	No aceptable	Uso restringido
50					
45					
40	Altamente Contaminado	No Aceptable	No Aceptable	No aceptable	No requiere aceptable
35					
30					
25					
20	Altamente Contaminado	No Aceptable	No Aceptable	No aceptable	No requiere aceptable
15					
10					
5					
0	Altamente Contaminado	No Aceptable	No Aceptable	No aceptable	No requiere aceptable

2.2.2. Contaminantes orgánicos

Hernández (2016) y Moráis *et al.* (2016) afirman que la calidad del agua es un componente determinante para el bienestar humano; sin embargo, su aprovechamiento para el consumo humano se encuentra limitado debido a la concentración elevada de compuestos contaminantes (orgánicos o químicos) causados por la actividad humana, por lo cual se amerita un tratamiento de purificación.

Los compuestos contaminantes de las fuentes naturales de agua tienen origen principalmente en la actividad humana y la vulnerabilidad del suelo en áreas urbanas y rurales. Las aguas servidas transportan compuestos orgánicos suspendidos provenientes de excreciones humanas y animales, los efluentes y desechos industriales recargan las vertientes de contaminantes químicos, las actividades mineras y petroleras generan desechos que son arrastrados a los cursos de agua; mientras que el uso de biocidas y fertilizantes sintéticos en las actividades agropecuarias producen lixiviados que se transportan a los cauces naturales de agua (Rickert *et al.*, 2016).

Las cargas propias de fósforo, nitrógeno y materia orgánica en los ambientes naturales varían principalmente según el tipo de suelo de la cuenca. Las actividades humanas,

que aportan cargas significativas de estos elementos, contribuyen a aumentar la concentración de estos elementos. Las formas biodisponibles de nitrógeno como amonio, nitratos y nitritos son proporcionadas por aguas residuales domésticas, efluentes agroindustriales, erosión, lixiviación y escorrentía de suelos agrícolas y ganaderos. Similarmente, la escorrentía de los suelos fertilizados y los desechos domésticos e industriales son fuentes artificiales de fósforo (Xu y Zhang, 2012).

Varias técnicas han sido desarrolladas como estrategias de tratamiento del agua que toman como referencia directrices o estándares de calidad basados en niveles científicamente aceptables particularmente para el Ecuador están las normas de calidad del Instituto Ecuatoriano de Normalización (INEN 2014, 2017). Tradicionalmente, los sistemas de filtración a través de gravas y otros materiales porosos han sido de amplio uso y de comprobada eficiencia.

La zeolita tiene el potencial de ser utilizada como material filtrante de aguas para consumo humano. Varios estudios han demostrado que, en comparación con otros materiales utilizados con fines similares, la zeolita es más económica para el tratamiento de aguas (Burgos y Agudo, 2015; Vera *et al.*, 2016). Las zeolitas están constituidas por silicatos de aluminio hidratados de metales alcalinotérreos (principalmente Na, K, Mg y Ca), que actúan como absorbentes naturales debido a su alta hidratación y su capacidad de carga (Wang y Peng, 2010).

2.2.3. Metales pesados

Los metales pesados están considerados dentro de los residuos que representan mayor riesgo para la salud humana y el equilibrio de los ecosistemas, debido a su toxicidad a bajas concentraciones ya que son bioacumulables y no biodegradables. Burakov *et al.* (2018) señalan que la presencia de metales pesados en aguas puede ser de origen natural, donde se incluye la erosión del suelo, actividades volcánicas, erosión de rocas y minerales; como también puede ser de origen antropogénico, el cual comprende el procesamiento de minerales, combustión de combustible, escorrentías, vertederos, actividades agrícolas y actividades industriales (minería, fabricación de placas impresas, acabado de metales y chapado, fabricación de semiconductores, tintes textiles, entre otros).

Muchos metales y metaloides actúan como elementos esenciales para la vida de animales y plantas. y tienen una función claramente definida en los procesos fisiológicos y el metabolismo de los seres vivos. En tal sentido, elementos como el Ca, Co, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Se y Zn, absolutamente necesarios para el desarrollo de la vida; sin embargo, cuando alcanzan concentraciones ambientales elevadas pueden actuar como compuestos tóxicos, como es el caso del Cu, Zn y Se. Por otro lado, en la naturaleza se encuentran otros metales que no tienen funciones bioquímicas específicas conocida y se comportan como elementos de alta toxicidad para los organismos vivos, como es el caso del cadmio, el plomo, el mercurio y el estaño (Díaz-Báez *et al.*, 2002).

El uso de fertilizantes fosfatados es la causa más común de la contaminación de metales pesados en áreas rurales. Asimismo, la aplicación de abonos orgánicos e inorgánicos, fungicidas, pesticidas y herbicidas ha aumentado la concentración de varios metales pesados en los productos agrícolas. Como resultado, la legislación de diversos países ha definido niveles críticos de metales pesados en suelos y sustratos utilizados para la producción agrícola, así como también se han establecido estándares para la producción pecuaria y la concentración de contaminantes en la proteína de origen animal (Sabuwa *et al.*, 2019).

Los metales pesados son absorbidos por las plantas, entrando en los cuerpos animal y humano a través de las cadenas alimenticias y afectando negativamente su salud y actividad vital (Barakat, 2011; Akpor *et al.*, 2014; Harvey *et al.*, 2015). Se hace difícil predecir el impacto de la presencia de metales pesados en las comunidades receptoras, debido a la complejidad de la interacción de los compuestos tóxicos con las diversas especies biológicas en los diferentes ecosistemas, o las modificaciones y transformaciones que pudieran alterar el comportamiento de estos elementos en el entorno (Vindimian, 2013).

Existen varios métodos para eliminar los metales pesados presentes en medios acuosos, dentro de los cuales se incluyen filtración convencional, filtración por membrana, precipitación por medios químicos, solvente de extracción, entre otros; sin embargo, cada una de estas tecnologías tiene sus desventajas, donde se destacan: eliminación parcial del contaminante, requerimientos energéticos elevados,

generación de lodos tóxicos, baja eficiencia, condiciones operativas sensibles y altos costos (Eccles, 1999; Barakat, 2011).

Como alternativa para sobreponerse a tales limitaciones, se han desarrollado metodologías de fácil operación y de bajo costo, que utilizan como principio de funcionamiento los procesos de adsorción y biosorción, debido a su impacto sobre la reducción de la movilidad, la disminución de los efectos tóxicos y la reducción de la disponibilidad biológica de los elementos contaminantes en medios acuosos (Coelho *et al.*, 2014; Santhosh *et al.*, 2016).

Las zeolitas están entre los mejores adsorbentes para la eliminación de iones de metales pesados, ya que se componen de minerales de aluminosilicatos hidratados hechos a partir de los restos tetraédricos de alúmina (AlO_4) y sílice (SiO_4) (Choi *et al.*, 2016). Las zeolitas tienen buenas propiedades de intercambio iónico, una gran área superficial y un carácter hidrofílico, lo que las hace adecuadas para extraer metales pesados de los efluentes de aguas residuales.

Por otro lado, la utilización de biomasa microbiana para eliminar iones metálicos de efluentes residuales se ha considerado altamente eficiente. Se ha estudiado la biosorción de metales pesados en soluciones acuosas por medio de bacterias como: *Bacillus cereus* (Pan *et al.*, 2007), *Escherichia coli* (Quintelas *et al.*, 2009), *Pseudomonas aeruginosa* (Tuzen *et al.*, 2008), entre otras. En estos trabajos, se encontró que la capacidad máxima de adsorción era de aproximadamente $70\text{-}123 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ para Pb^{+2} y Ni^{+2} , y el proceso de adsorción se describió con éxito mediante los modelos de isothermas Langmuir y Freundlich.

Los biosorbentes de hongos incluyen *Aspergillus niger* (Tsekova *et al.*, 2010), *Rhizopus arrhizus* (Bahadir *et al.*, 2007), *Saccharomyces cerevisiae* (Chen y Wang, 2008). *Lentinus edodes* (Bayramoglu y Arica, 2008), entre otros. Hay una serie de trabajos dedicados a la eliminación de metales pesados utilizando la biomasa de *Rhizopus*. Bhainsa y D'Souza (2008) estudiaron la eliminación de Cu^{+2} usando biomasa de *Rhizopus oryzae* tratada con NaOH en un reactor discontinuo. La capacidad máxima de Cu^{+2} de la biomasa viable y pretratada fue de 19,4 y 43,7 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$, respectivamente. Los biosorbentes son característicos de fuentes amplias, de bajo costo y adsorción rápida.

2.2.4. Glosario de términos

Albarrada	Muro de piedra construido sin cemento. En Ecuador se denomina a fuente de agua en el campo; además, corresponde a una estructura natural, formada bajo tierra, para almacenamiento de agua de la lluvia, también usadas para regar los sembradíos.
Bioadsorción	Captación de iones metálicos, de manera activa o pasiva, mediante el aprovechamiento de la capacidad de diferentes biomasa de microorganismos para fijar y acumular contaminantes a través de diferentes mecanismos.
Carácter hidrofílico	Propiedad física de una molécula que tiende a interactuar o disolverse con agua u otras sustancias polares. Que tiene grupos polares fuertes que interaccionan fácilmente con agua.
Ciclo biogeoquímico	Transformación y traslocación de diferentes elementos (N, C, H, O, P, K, entre otros) partiendo de los procesos y factores formadores de suelo y su interacción con los seres vivos bajo diversos ecosistemas (acuáticos, terrestres y atmosféricos)
Coagulación	Proceso dinámico de neutralización de los sólidos suspendidos transportados por el agua, generalmente poseedoras de cargas negativas, mediante la utilización de sustancias químicas (coagulantes) con carga positiva.
Coliformes fecales	Conjunto de bacterias, generalmente provenientes del tracto digestivo de animales y humanos, comunes en el medio ambiente; cuya presencia es indicativa de contaminación de fuentes de aprovechamiento de agua por fuentes bacterianas provenientes de aguas servidas, pozos sépticos, desechos agropecuarios, entre otros.
Contaminantes orgánicos persistentes	Sustancias químicas que suponen amenaza para la salud humana y el ambiente del planeta.
Clinoptilolita	Mineral que se encuentra de forma mayoritaria en las rocas zeolíticas. La clinoptilolita es una zeolita rica en silicio.
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	Se utiliza como indicador de contaminación de ambientes acuáticos por compuestos orgánicos. Se define como el consumo de oxígeno que los microorganismos (aeróbicos o anaeróbicos) durante el proceso de degradación de las sustancias orgánicas presentes en el agua.
Demanda química de oxígeno (DQO)	La cantidad de oxígeno requerida para oxidar la materia orgánica mediante procesos químicos y convertirla en CO ₂ y H ₂ O. Cuanto mayor es la DQO, más contaminada está el agua.

EM•1®	Inoculante biológico para las plantas elaborado a base de microorganismos con acción simbiótica, para promover el crecimiento de las plantas y prevenir la presencia de plagas y enfermedades.
Efluentes	Corresponden a residuos encitrados en el agua destinada a consumo humano. Por lo general, pueden clasificarse por las propiedades físicas y químicas
Escorrentía	Proceso básico del ciclo hidrológico, representado por el drenaje superficial de aguas proveniente de la precipitación que ocurre a favor de la pendiente hasta llegar a un cauce fluvial natural; generalmente, este proceso conlleva al arrastre de sedimentos.
Filtración por membrana	Método de separación física que permite separar moléculas de diferentes tamaños y características.
Intercambio iónico	Proceso de intercambio de iones entre dos electrolitos o entre una disolución de electrolitos y un complejo, desarrollado con el propósito de purificar, separar y descontaminar disoluciones acuosas. Se utilizan minerales naturales o compuestos sólidos poliméricos encapsulados dentro de dispositivos conocidos como intercambiadores de iones.
Lixiviación	Proceso de liberación de sustancias y agentes contaminantes presentes en una matriz sólida por medio del contacto con el agua, y los compuestos líquidos producidos son conducidos hacia las fuentes naturales de agua, afectando los ecosistemas con los cuales interactúa.
Lodos tóxicos	Compuestos residuales provenientes de tratamientos de remoción de materiales en suspensión contenidos en medios acuosos (sustancias húmicas, coloides arcillosos, biomasa microbiana y otros sólidos presentes en procesos de coagulación química).
Metales pesados	Son elementos químicos de alta densidad (superior a 5 g/cm ³), con alto potencial de acumulación en los tejidos vivos, por lo cual resultan tóxicos para los seres vivos. Están presentes en la corteza terrestre y disueltos en el agua en bajas concentraciones; generalmente sus tenores son más elevados en aguas servidas.
Microorganismos eficientes	Microorganismos predominantemente anaeróbicos mezclados en enmiendas comerciales agrícolas, medicamentos y suplementos nutricionales, utilizados con fines de control de olores, purificación de aguas, conservación y mejoramiento de

suelos poco productivos por las aplicaciones indiscriminadas de agroquímicos.

Mordenita	Zeolita. Mineral de la clase de los tectosilicatos con diversas aplicaciones por sus propiedades absorbentes. Útil para en saneamiento ambiental, como fertilizante y como material de construcción. En procesos químicos se usa como tamiz molecular y catalizador. Se encuentra asociado a otros minerales como calcita, caolinita, glauconita y cuarzo.
PCB's (Poly Chlorinated Biphenyls)	Compuestos químicos orgánicos de origen sintético, derivados de la combinación de moléculas de cloro, hidrógeno y carbono, cuyas propiedades físico-químicas son determinadas por la cantidad de átomos de cloro y su distribución en la estructura molecular.
Procesos de adsorción	Proceso físico reversible de adherencia superficial, sin necesidad de intercambio de cargas de electrones, en el cual una fase lábil, gaseosa o líquida, es retenida en la superficie por medio de un material sólido poroso que actúa como adsorbente.
Proceso de biosorción	Describe la eliminación, mediante materiales no vivos, de metales pesados en agua. Los biosorbentes son materiales naturales como cáscara de naranja, cáscara de limón, salvado de soja, etc.
Precipitación química	Proceso de formación de compuestos sólidos insolubles a partir de sustancias de un medio acuoso por la interacción con reactivos químicos. Se utiliza en procesos de purificación de agua para la remoción de elementos químicos indeseables, por medio de reacciones de oxidación-reducción o en respuesta a las leyes de Berthollet.
Sistema de potabilización	Metodología de potabilización de agua, mediante la eliminación de sustancias potencialmente tóxicas para los humanos, dentro de los cuales se incluyen: contaminantes orgánicos, biomasa microbiana, materiales sólidos suspendidos, metales pesados y otros compuestos contenidos en el agua que pudieran convertirse en un riesgo sanitario potencial.
Zeolitas	Minerales aluminosilicatos microporosos. Tienen la capacidad de hidratarse y deshidratarse de un modo reversible.

IV. METODOLOGÍA

4.1 Tipo y Diseño de Investigación

La investigación es de tipo experimental, desarrollada durante un periodo de tiempo definido, bajo un enfoque cuantitativo de corte transversal. En tal sentido, se investigan las causas y la explicación de los eventos, utilizando una base conceptual de tipo científico para abordar el problema estudiado y una serie de principios que describen las relaciones entre las variables involucradas en estudio.

4.2 Unidad de análisis

La investigación se llevó a cabo en la microcuenca hidrográfica del río Carrizal, que se encuentra ubicada entre las coordenadas 1°4'15" S, 79°52'12" W y abarca un área de alrededor de 1390 Km². Pertenece a la provincia de Manabí, limita con las cuencas del Río Briceño y Río Jama por el norte, con el océano pacífico y la cuenca del Estero Pajonal por el este, con las cuencas del Río Portoviejo y Río Guayas al sur, y por el oeste limita con la cuenca del Río Guayas (Muñoz *et al.*, 2009).

4.3 Población de estudio

La investigación se realizó en tres poblaciones ubicadas en la microcuenca del río Carrizal (Julián, Balsa en Medio y Severino, localizadas en la parroquia Quiroga; cantón Bolívar), en las cuales se realiza el aprovechamiento directo de las aguas del río, a través del almacenamiento en albarradas o estanques, las cuales se distribuyen a los hogares para uso doméstico y para consumo, bien sea de forma directa o con tratamientos muy rudimentarios. La ubicación relativa de la zona de estudio se muestra en la Figura 1.

4.4 Evaluación de la Calidad Físico-química del Agua

Se recolectaron muestras de agua de manera aleatoria en cada una de las comunidades consideradas, en tres locaciones definidas con anterioridad: la vertiente en la cual se realiza la toma, las albarradas o tanques de almacenamiento y los grifos de los hogares donde se realiza el consumo. Para la recolección se utilizaron envases de 5 L; mientras

que, el transporte y manipulación se llevaron a cabo de acuerdo con las recomendaciones de APHA (2012). La comparación de tratamientos de remoción de contaminantes orgánicos y metales pesados se realizó en el Laboratorio de Evaluaciones Ambientales de la Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí, ubicado en Manabí, Bolívar, Calceta, Provincia de Manabí, República del Ecuador, con respecto a los métodos para extraer contaminantes de las muestras.

A nivel de campo, se evaluaron directamente las variables: temperatura, oxígeno disuelto, pH y conductividad eléctrica del agua, utilizando equipos portátiles; mientras que, en el Laboratorio de Evaluaciones Ambientales de la ESPAM (Manabí, Bolívar, Calceta, Provincia de Manabí, República del Ecuador) se procedió a la evaluación de las variables: coliformes fecales, demanda bioquímica de oxígeno, concentración de sólidos totales, fósforo y nitratos a partir de las muestras colectadas.

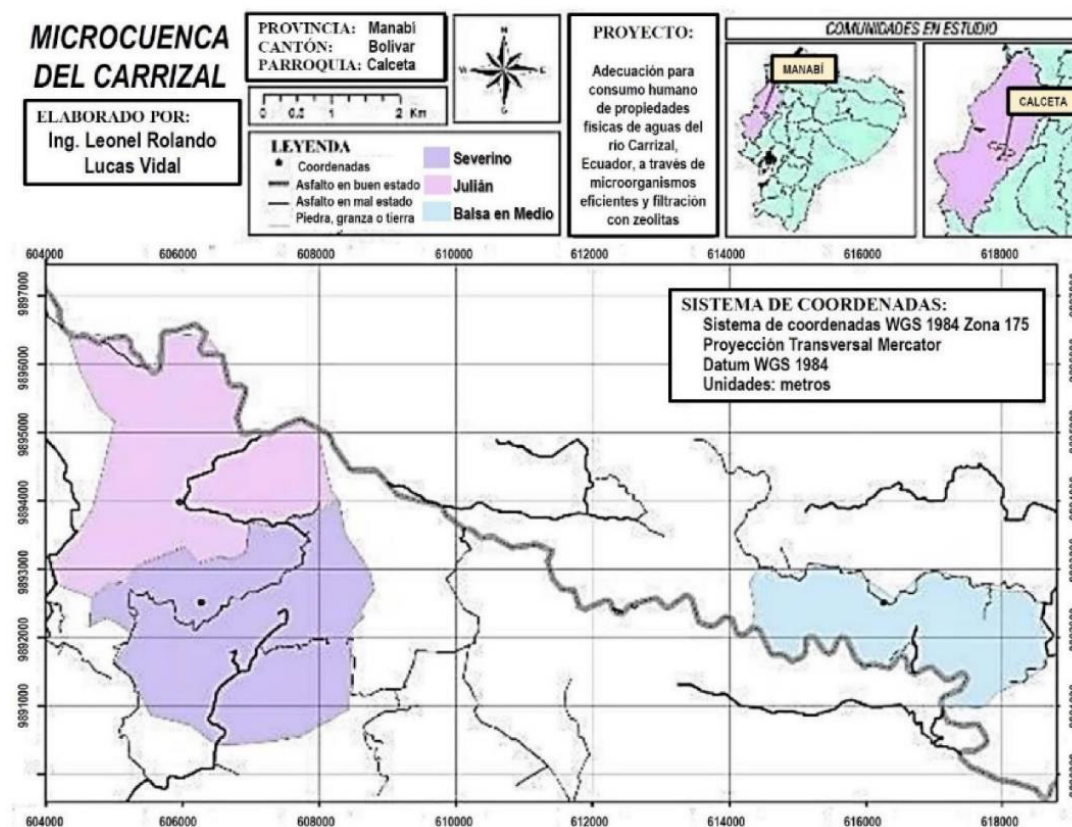


Figura 1. Ubicación relativa de las comunidades en estudio.

Índice de Calidad Ambiental

Se utilizó el Índice de Calidad Ambiental (NSF, 2004), para cuantificar las variables de calidad de agua y para interpretar los datos fisicoquímicos y microbiológicos derivados de dicha evaluación, el cual se fundamenta en la siguiente ecuación:

$$INSF = \sum_{i=1}^9 SI_i * Wi$$

Donde, SI = subíndice de la variable i, y Wi = peso ponderado del subíndice i.

Posteriormente, se determinaron los valores de los subíndices para cada variable tomando en consideración las curvas de comportamiento desarrolladas por NSF International Consumer (2004) y adaptadas por Fernández y Solano (2005). Las categorías de clasificación del Índice de Calidad Ambiental fueron definidos en función de los rangos establecidos en la Tabla 2.

Diseño Estadístico

El diseño estadístico adaptado al estudio fue completamente aleatorizado, en el cual los tratamientos correspondieron a las comunidades en estudio, considerando tres repeticiones para cada evaluación. Los análisis estadísticos fueron realizados con el software estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2020). Se realizaron comparaciones contra los límites permisibles establecidos en la normativa vigente de la legislación ecuatoriana. Adicionalmente, se realizaron comparaciones de promedios entre las localidades evaluadas a través de la Prueba de Tukey a un nivel de confianza de 5%.

4.5 Remoción de metales pesados en el agua

En cada localidad se tomaron muestras aleatorias de agua en las locaciones señaladas anteriormente, utilizando frascos de vidrio previamente esterilizados con capacidad de 5 L, lo cual se efectuó siguiendo los protocolos y recomendaciones de la Asociación Americana de Salud Pública (APHA, 2012) para la recolección, manipulación y transporte de las muestras de agua.

Se determinaron las concentraciones de los siguientes metales: hierro, manganeso, cobre, plomo (total), cobalto y cromo hexavalente, a partir de una alícuota de cada muestra de agua. La cuantificación de estas variables se realizó siguiendo los protocolos y metodologías estandarizadas avaladas por APHA (2012) en el Laboratorio de Análisis Químicos; mientras que, para los ensayos de remoción de contaminantes orgánicos y metales pesados se utilizaron las alícuotas restantes de las muestras de agua de cada localidad y se llevaron cabo en el Laboratorio de Química Ambiental. Ambos Laboratorios pertenecen a la Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí, ubicada en Manabí, Bolívar, Calceta, Provincia de Manabí, República del Ecuador.

Tratamientos evaluados

Como estrategias de remoción de los contaminantes, las muestras de agua fueron incubadas durante dos horas con los siguientes tratamientos: 1) incubadas con EM•1® a 5 mL.L⁻¹ y filtrada en zeolita cubana; 2) incubadas con EM•1® a 5 mL.L⁻¹ y filtrada en zeolita ecuatoriana; 3) incubadas con 5 mL.L⁻¹ de microorganismos autóctonos, 4) 10 mL.L⁻¹ de microorganismos autóctonos, y 5) 15 mL.L⁻¹ de microorganismos autóctonos, respectivamente. Después del periodo de incubación, se tomaron muestras para análisis físico-químicos.

Producto comercial EM•1® (Microorganismos eficaces)

Se siguieron las instrucciones del proveedor en la etiqueta del producto y se tomaron las dosis recomendadas por el fabricante para activar la formulación comercial. Se tomaron 5 L de las muestras de agua colectadas y se incubaron durante dos horas con microorganismos eficientes EM•1® en la concentración de 5 mL.L⁻¹ antes de pasar por filtros compuestos por capas de 5 cm de zeolita de origen cubano o ecuatoriano contenidas en columnas de filtración, según el tratamiento evaluado,

Microorganismos autóctonos

Los microorganismos autóctonos fueron obtenidos a través de la fermentación del mucilago del cacao (*Saccharomices cereviceae*), el raspado de la mucosa del intestino delgado de gallinas ponedoras (*Bacillus* spp) y a partir del contenido intestinal del

camarón marino (*Lactobacillus* spp.). A continuación, se preparó un coctel con agua destilada y melaza al 5% como medio de cultivo y activación, con lo cual se generaron biopreparados para la preparación de un litro del producto, con la concentración de *Bacillus* spp $1,2 \cdot 10^9$ UFC/ml; *Sacharomiceae cereviceae* con $4,3 \cdot 10^8$ UFC/ml y *Lactobacillus* spp $1,8 \cdot 10^9$ UFC/ml.

Diseño experimental

Se utilizó el diseño experimental de bloques completos aleatorizados, con cuatro repeticiones. Para proceder al análisis de varianza, para cada variable se consideró el cumplimiento de los supuestos de distribución normal de los errores, a través de la prueba Wilk-Shapiro, y se comprobó la de homogeneidad de varianzas por medio de la prueba de Bartlett, para los cual se utilizó el programa estadístico ASSISTAT (Silva y Azevedo, 2016). Los análisis de varianza fueron efectuados con el paquete estadístico InfoStat (Di Renzo *et al.*, 2020). Las comparaciones de promedios entre tratamientos se realizaron por medio de contrastes ortogonales, debido a estructura de diseño de los tratamientos (Silva-Acuña *et al.*, 2000), utilizando un nivel de confianza de 5%.

V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Calidad de agua

En la Tabla 3 se presenta el resumen del análisis de varianza, a través de los cuadrados medios, para las variables: oxígeno disuelto, pH, demanda bioquímica de oxígeno, concentración de nitratos, concentración de coliformes fecales, turbiedad, sólidos totales, fosfatos y temperatura, representativas de la calidad de aguas según los criterios NSF. En dicho análisis solo se detectaron diferencias significativas para las variables pH y temperatura; mientras que el resto de las variables presentaron niveles estadísticamente similares.

Tabla 3. Resumen del análisis de varianza para variables de calidad de tres fuentes de agua de las comunidades Severino, Julián y Balsa en Medio.

Fuente de variación	GL	Oxígeno Disuelto (% Sat)	pH	DBO5 (mg/dm ³)	Nitratos (mg/dm ³)	Coliformes Fecales (NMP/10)	Turbiedad (NTU)	Sólidos Totales (mg/dm ³)	Fosfatos (mg/dm ³)	Temperatura (° C)
Repetición	3	28,222	0,927	1,440	1,417	638036	36,111	73497,42	11,888	1,853
Localidad	2	0,333 ^{ns}	0,0058*	1,583 ^{ns}	1,000 ^{ns}	37,000 ^{ns}	0,0833 ^{ns}	13,00 ^{ns}	0,023 ^{ns}	0,243 *
Error	6	6,222	0,043	0,361	0,333	31,556	1,194	66,67	0,159	0,127
Coef. variación		9,47	2,53	21,21	15,40	1,82	17,72	3,08	11,48	1,45

ns = No significativo; * = Significativo ($p \leq 0,05$)

La comparación de promedios, a través de la prueba de Tukey, permitió distinguir que el pH de las aguas de la localidad de Severino (7,83) resultó estadísticamente inferior al pH obtenido en la comunidad de Julián y Balsa en Medio con valores de 8,60; sin embargo, en todos los casos esta variable se encuentra dentro de los límites permisibles aceptados en la legislación ecuatoriana (Tabla 4). Por otro lado, se encontró que la temperatura del agua, que alcanzó los 23,8 °C en la comunidad de Julián resultó significativamente menor a los de las comunidades de Severino con 25,4 °C y Balsa en Medio con 25,1 °C, las cuales se ubican dentro de los límites permisibles.

Cuando se compararon los resultados de las variables de calidad de agua de las comunidades evaluadas contra los límites permisibles en la legislación ecuatoriana, se encontró que las variables: coliformes fecales, oxígeno y sólidos disueltos totales estuvieron dentro de los límites permisibles, al igual que el pH y la temperatura, mencionados anteriormente.

Tabla 4. Pruebas de promedio de variables para variables de calidad de tres fuentes de agua de las comunidades Severino, Julián y Balsa en Medio.

Localidad	pH	Oxígeno Disuelto (% Sat)	DBO5 (mg.dm ⁻³)	Nitratos (mg.dm ⁻³)	Coliformes Fecales (NMP/10)	Turbidez (NTU)	Sólidos Totales (mg.dm ⁻³)	Fosfatos (mg.dm ⁻³)	Temperatura (° C)
Permisible	6-8,5	30,00	2,00	3,00	100	1,00	500,00	0,5	0 - 30
Severino	7,83 A	27,67 A	3,00 A	3,33 A	79,67 A	7,33 A	185,67 A	4,4 A	25,4 ± 2,8 B
Julián	8,60 B	23,33 A	2,67 A	4,30 A	78,33 A	8,00 A	190,67 A	4,7 A	23,8 ± 3,1 A
Balsa en Medio	8,60 B	24,33 A	3,67 A	4,33 A	75,00 A	8,33 A	184,67 A	4,3 A	25,1 ± 2,9 B

Por otro lado, se encontró que la demanda bioquímica de oxígeno alcanzó niveles de 2,67 mg.dm⁻³ en la comunidad de Julián, de 3,00 mg.dm⁻³ en la comunidad de Severino y de 3,67 mg.dm⁻³ en Balsa en Medio, los cuales se encuentran por encima de los valores aceptables en las normativas vigentes de calidad de aguas, donde se establecen 2,00 mg.dm⁻³ como nivel. En relación a la concentración de nitratos, la legislación establece como valor permisible 3,00 mg.dm⁻³, los cuales fueron excedidos en todas las comunidades, obteniendo concentraciones de 3,33, 4,30 y 4,33 para las comunidades Severino, Julián y Balsa en Medio, respectivamente.

En el caso de la turbidez, se establece como nivel crítico 1,00 NTU, valor que fue superado en las aguas muestreadas en todas las comunidades, ya que se obtuvieron valores de 7,33 NTU en Severino, 8,00 NTU en Julián y 8,33 NTU en la localidad de Balsa en Medio. Similarmente, para el caso de los tenores de fosfato, en todas las comunidades se superó el valor permisible establecido en 0,5 mg.dm⁻³, alcanzando valores de 4,4 mg.dm⁻³ para Severino, 4,7 mg.dm⁻³ para la comunidad de Julián y 4,3 mg.dm⁻³ para la comunidad de Balsa en Medio.

En la Tabla 5 se muestra el resultado del cálculo de ponderación para las variables involucradas en el cálculo del índice de calidad ambiental según los criterios NFS (National Sanitation Foundation), así como también los subíndices obtenidos para cada una de las comunidades evaluadas en el cantón Bolívar, provincia de Manabí, Ecuador. En función de estos valores se obtuvieron índices de calidad ambiental de 57,29 para las aguas de la comunidad de Julián; de 60,52 para la comunidad de Severino y de 56,62 para Balsa en Medio.

En todos los casos el agua fue clasificada como “poco contaminada” según los criterios NFS, donde se establecen valores entre 55 y 65 para dicho índice de calidad. Las

variables que tuvieron mayor influencia sobre la disminución de la calidad ambiental fueron la elevada concentración de fosfatos en las aguas, la disminución del oxígeno disuelto y los niveles de coliformes fecales, todos relacionados con contaminantes orgánicos y la actividad microbiológica.

Tabla 5. Ponderación de variables e Índice de Calidad de Ambiental (NFS, 2004) para tres fuentes de agua de las comunidades Severino, Julián y Balsa en Medio.

Variable	Wi (NSF)	Subíndice de la variable (SI)			SI * Wi		
		Julián	Severino	Balsa en Medio	Julián	Severino	Balsa en Medio
Demanda biológica de oxígeno	0,10	77	74	67	7,70	7,40	6,70
Oxígeno disuelto	0,17	16	19	17	2,72	3,23	2,89
Coliformes fecales	0,15	49	49	51	7,35	7,35	7,65
Fosfatos	0,10	14	16	17	1,40	1,60	1,70
Nitratos	0,10	90	93	90	9,00	9,30	9,00
Potencial de hidrógeno (pH)	0,12	68	90	68	8,16	10,80	8,16
Sólidos disueltos totales	0,08	75	74	74	6,00	5,92	5,92
Cambio de temperatura	0,10	84	82	82	8,40	8,20	8,20
Turbidez	0,08	82	84	80	6,56	6,72	6,40
Índice de Calidad Ambiental					57,29	60,52	56,62

Se ha demostrado que la metodología ICA-NFS resulta de gran utilidad para clasificar el agua según una variedad de criterios. En consecuencia, Lucas-Vidal y Carreño-Mendoza (2018) encontraron que, en consideración al aspecto microbiológico, la comunidad de Balsa en Medio presentó los mayores riesgos sanitarios en la calidad del agua, la localidad de Severino, presentó un riesgo intermedio; mientras que la localidad de Julián presentó el menor riesgo. Siguiendo esta metodología, la calidad del agua de las comunidades Julián y Balsa en Medio fueron valoradas como "aguas poco contaminadas" y la calidad del agua de la localidad de Severino alcanzó una calificación de "aguas contaminadas".

Por su parte, Cierro *et al.* (2022), utilizando el índice de calidad del agua ICA-PE, clasificaron las aguas del río Bella y del río Supte Chico (Departamento de Huánuco, Perú) como aguas de "Mala" calidad y aguas de "Regular" calidad, respectivamente; mientras que, Baque-Mite *et al.* (2016) reportaron que el agua del cantón Quevedo en Ecuador está levemente contaminada y necesita ser tratada para ser consumida. Por otro lado, Pauta *et al.* (2017) encontraron que la calidad del agua del río Tabacay varió según la ubicación del sitio evaluado, ya que, en la cuenca baja, la calidad era

"contaminada". en la cuenca media, era "poco contaminada"; mientras que, en la cuenca alta la calidad del agua era "aceptable".

Gil-Mora y Flores-Boza (2022), reportaron que la cuenca alta del río Saphy y del río Cachimayu, presentaron condiciones de calidad del agua "Aceptable" según los criterios ICA-NSF; mientras, a partir de la cuenca media, ambos ríos perdieron la calidad de sus aguas; debido a que el río Saphy alcanzó un ICA de 46, catalogándose como "Contaminado" y el río Cachimayu obtuvo un ICA de 60 ("Poco contaminado"), y destacaron un incremento sustancial en la concentración de coliformes fecales.

Por su parte, Rubio-Arias *et al.* (2017) llegaron a la conclusión de que el agua del río Conchos en Chihuahua, México, no presenta riesgos ambientales para el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, pero advierten que se requieren estudios más detallados para su consideración para el consumo humano. Según Bustíos *et al.* (2013), los vertimientos residuales de aguas de uso doméstico o derivadas de actividades industriales representan amenazas potenciales para la calidad de agua en Perú y deben estudiarse a profundidad las variables de calidad de agua para consumo.

En Guatemala, Saravia-Solares (2017) informó que la variación histórica de la calidad del agua de los ríos Acatán y Teocinte, determinada a partir de los criterios ICA-NSF, ha venido en detrimento y se ha desembocado en problemas de contaminación, y reportaron valores de calidad de agua de 45 para el río Teocinte y de 55 para el río Acatan, siguiendo la metodología ICA.

5.2 Remoción de metales pesados

La Tabla 6 resume el análisis de varianza, a través de los cuadrados medios, para los metales evaluados en esta investigación (hierro, manganeso, cobre, plomo, cobalto y cromo), donde se destaca que en ningún caso se detectaron diferencias significativas para las comunidades evaluadas.

Tabla 6. Resumen del análisis de varianza para tenores de metales pesados en tres fuentes de agua de las comunidades Severino, Julián y Balsa en Medio.

Fuente de variación	Grados de libertad	Hierro (mg.L ⁻¹)	Manganeso (mg.L ⁻¹)	Cobre (mg.L ⁻¹)	Plomo (mg.L ⁻¹)	Cobalto (mg.L ⁻¹)	Cromo (mg.L ⁻¹)
Repetición	2	0,0001	0,0463	0,0058	3,30E-05	0,0002	0,0003
Localidad	3	0,0065 ^{ns}	0,162 ^{ns}	0,0456 ^{ns}	0,8462 ^{ns}	0,002 ^{ns}	0,0217 ^{ns}
Error	6	0,0004	0,04	0,0014	1,10E-05	0,0001	0,0001
Coefficiente de variación		10,50	91,83	1,90	0,31	8,07	2,62

ns = No significativo

A efectos de comparar los tenores de metales pesados en las aguas de las comunidades evaluadas, en la Tabla 7 se muestran los promedios de cada uno de los metales evaluados para cada comunidad y los valores permisibles de acuerdo a la legislación ecuatoriana vigente. En el caso del hierro, los tenores fluctuaron entre 0,200 y 0,253 mg.L⁻¹ y para cobalto los niveles se ubicaron entre 0,147 y 0,153 mg.L⁻¹, en ambos casos los valores se ubicaron por debajo de los límites permisibles establecidos en la legislación ecuatoriana, ubicados en 0,300 mg.L⁻¹ para el hierro y en 0,200 mg.L⁻¹ para el cobalto.

Tabla 7. Pruebas de promedio para tenores de metales pesados en tres fuentes de agua de las comunidades Severino, Julián y Balsa en Medio.

Localidad	Hierro (mg.L ⁻¹)	Manganeso (mg.L ⁻¹)	Cobre (mg.L ⁻¹)	Plomo (mg.L ⁻¹)	Cobalto (mg.L ⁻¹)	Cromo (mg.L ⁻¹)
Permisible	0,300	0,100	1,000	0,010	0,200	0,050
Severino	0,200 A	0,103 A	1,733 A	1,070 A	0,153 A	0,213 A
Julián	0,207 A	0,560 A	1,767 A	1,073 A	0,147 A	0,223 A
Balsa en Medio	0,253 A	0,083 A	1,767 A	1,073 A	0,147 A	0,223 A

En relación a los tenores de manganeso, solamente los valores obtenidos en la comunidad de Balsa en Medio (0,083 mg.L⁻¹) estuvieron por debajo del nivel

permisible de $0,100 \text{ mg.L}^{-1}$; mientras que para la comunidad de Severino se obtuvo un promedio de $0,103 \text{ mg.L}^{-1}$ y para la comunidad de Julián se obtuvo el tenor más elevado con $0,560 \text{ mg.L}^{-1}$.

Por el contrario, todos los valores obtenidos en las aguas de las comunidades evaluadas, para los metales pesados cobre, plomo y cromo, excedieron los niveles permisibles. En el caso del cobre, el tenor permisible es de $1,000 \text{ mg.L}^{-1}$ y los valores obtenidos fluctuaron entre $1,733$ y $1,767 \text{ mg.L}^{-1}$; para plomo el valor permisible es de $0,010 \text{ mg.L}^{-1}$ y se obtuvo un tenor superior a $1,070 \text{ mg.L}^{-1}$ en todas las comunidades; mientras que, para cromo el rango obtenido en las aguas de las comunidades evaluadas fue de $0,213$ a $0,223 \text{ mg.L}^{-1}$ y el valor permisible se ubica en $0,050 \text{ mg.L}^{-1}$.

Como se ha mencionado anteriormente, los metales pesados pueden resultar tóxicos para los seres vivos, debido a su tendencia a la bioacumulación y biomagnificación a través de la cadena alimenticia. Los tenores de cobalto y de hierro, obtenidos durante esta investigación, se mantuvieron dentro de los límites permisibles establecidos por la normativa ecuatoriana NTE INEN 1108 (2014) y NTE INEN 2200 (2017), las cuales establecen los criterios de calidad del agua potable y del agua purificada envasada, respectivamente.

Sadyrbaeva (2014) señala que el cobalto se usa en baterías de litio y en la galvanoplastia, los compuestos de cobalto se utilizan como catalizadores industriales y dan color azul al vidrio, la cerámica, las pinturas y los barnices. El cobalto también es esencial para muchas criaturas vivas y es un componente de la vitamina B12. El cobalto se usa en muchos procesos industriales, por lo que su recuperación de los efluentes y aguas residuales tiene un valor práctico.

La Figura 2 muestra la respuesta sobre la remoción de cobalto luego de la aplicación de los tratamientos con filtros de zeolita y microorganismos eficientes para las locaciones de muestreo de agua en las diferentes localidades. El análisis estadístico reportó rangos de valores que fluctuaron entre $0,10$ y $0,15 \text{ mg.L}^{-1}$ para la concentración de cobalto, con muy bajos coeficientes de variación, independientemente de las comunidades y de las locaciones de donde provienen las muestras. Ávila *et al.* (2021) encontraron resultados similares para las aguas superficiales del Río Yamanigüey, ubicado en las provincias orientales de Guantánamo y Holguín (Cuba), donde se obtuvieron tenores máximos de $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ y un promedio general de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$.

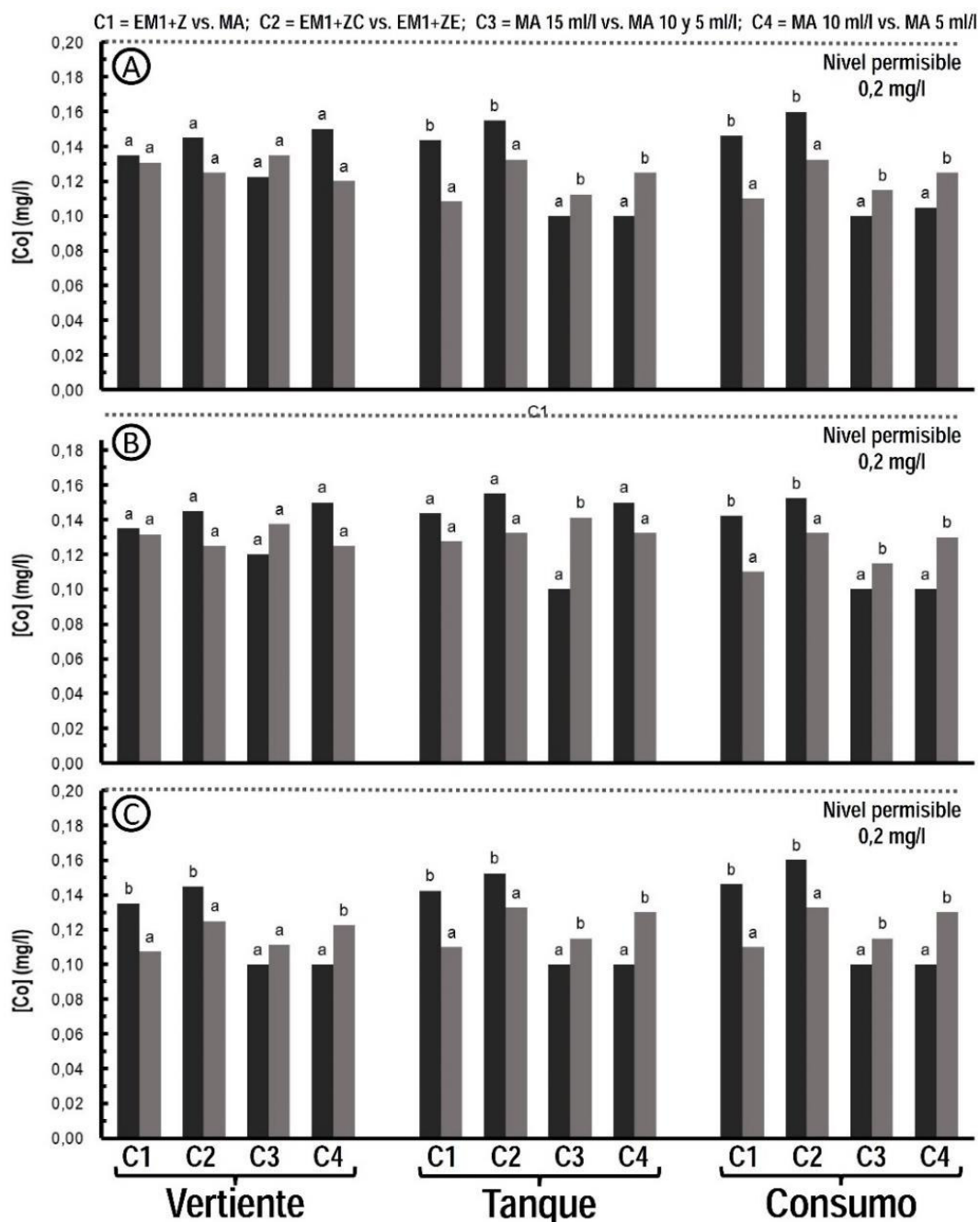


Figura 2. Promedio de contrastes ortogonales para la concentración de cobalto en tres fuentes de agua de las comunidades Severino (A), Julián (B) y Balsa en Medio (C).

A pesar de que no se amerita reducir la concentración de cobalto en las aguas muestreadas, para la remoción de este elemento, el uso de zeolita de Ecuador fue igual de efectivo que la aplicación de cualquiera de las dosis de microorganismos autóctonos evaluadas, y su eficacia fue más notable en la localidad de Balsa en Medio, en todas las fuentes de agua evaluadas. Erdem *et al.* (2004) investigaron el proceso de adsorción de minerales de clinoptilolita, que se encuentra principalmente en la zeolita cubana y encontraron que dicho proceso se ve afectado por la densidad de carga y el diámetro

del ion hidratado, lo cual le confiere la siguiente secuencia de selectividad: $\text{Co}^{+2} > \text{Cu}^{+2} > \text{Zn}^{+2} > \text{Mn}^{+2}$.

En aguas superficiales, la concentración de hierro es más baja que en las aguas proveniente de pozos profundos, donde las concentraciones de hierro pueden ser altas sin que se note una alteración en el color o la turbidez. sin embargo, cuando el hierro ferroso entra en contacto con la atmósfera, se oxida a hierro férrico, lo que da como resultado un color marrón-rojizo desagradable. El hierro también fomenta la actividad de las bacterias ferruginosas, que producen energía oxidando el hierro ferroso a férrico y depositando una lámina viscosa en la superficie de las tuberías (OMS, 2006).

La Figura 3 resume el comportamiento de los niveles de hierro en las localidades evaluadas a nivel de vertiente, tanque y fuente de consumo. La OMS (2006) señala que tenores de hierro por encima de $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$, provocan manchas en la ropa durante el proceso de lavado y manchas en la grifería de uso doméstico. Generalmente, no se producen alteraciones en el sabor del agua cuando la concentraciones de hierro es menor de $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$.

Las concentraciones de hierro obtenidos oscilaron entre $0,04$ y $0,26 \text{ mg.L}^{-1}$, con muy poca variación entre las diferentes localidades, y el mismo comportamiento en todas las fuentes de agua muestreadas. En relación a los tenores de Mn, se obtuvo un rango de variación mucho más amplio, que se ubicó entre $0,04$ y $0,83 \text{ mg.L}^{-1}$, obteniéndose las concentraciones más altas en la localidad de Severino, seguido de Julián y Balsa en Medio con los menores niveles de este metal.

Cuando se comparan estos resultados con los reportados por Ávila *et al.* (2021) en aguas del Río Yamanigüey, se encuentra que los niveles promedio de manganeso fueron de $0,01 \text{ mg/L}$, con fluctuaciones entre $0,00 \text{ mg.L}^{-1} - 0,02 \text{ mg.L}^{-1}$, muy por debajo de los obtenidos en esta investigación. Por su parte, Cuchimaque *et al.* (2016), las altas concentraciones de Fe y Mn originan la formación de precipitados en el interior de las tuberías de distribución, lo que induce alta rugosidad y genera reducción de presión de operación de la red de distribución, con lo cual reduce capacidad operativa de los sistemas de abastecimiento.

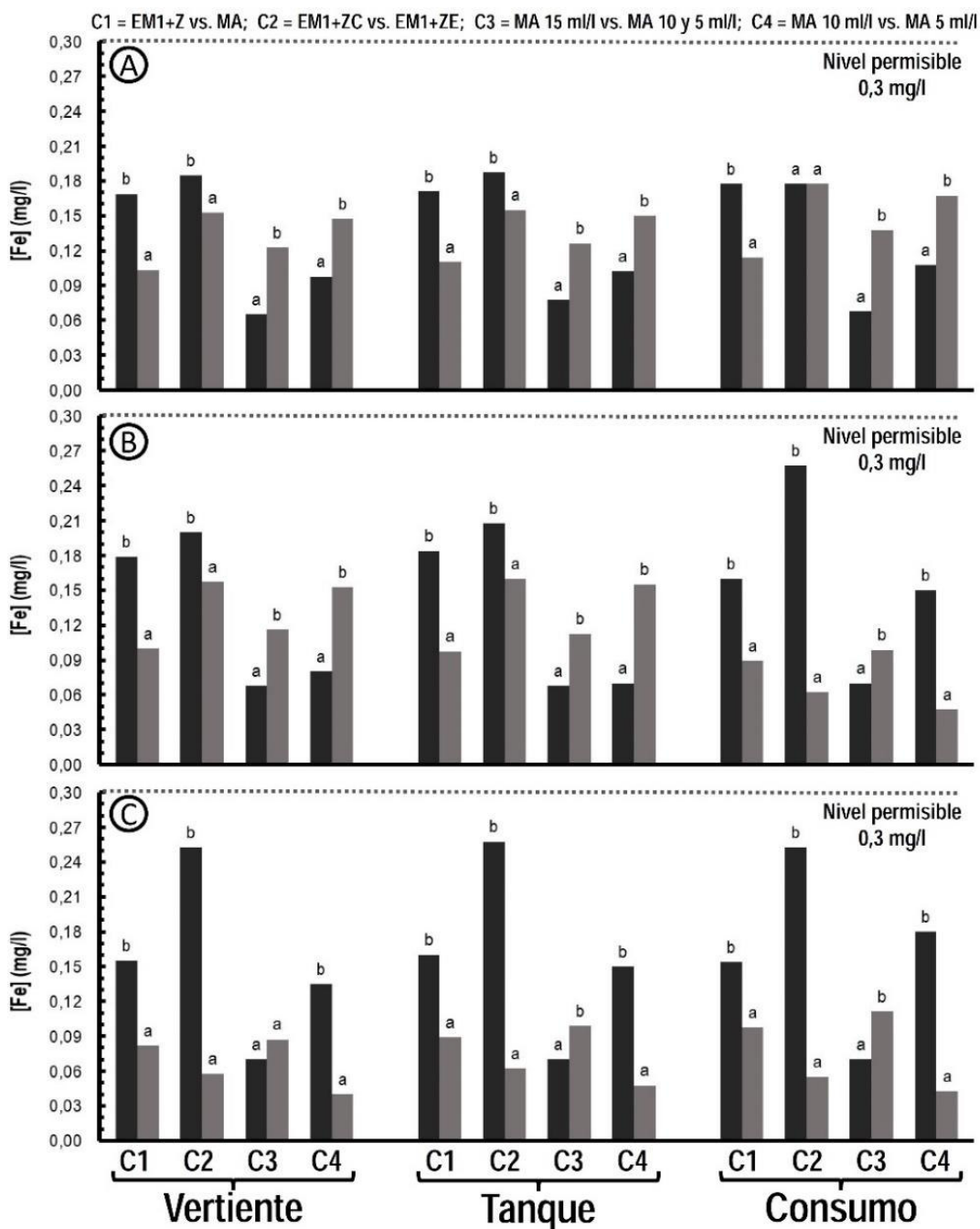


Figura 3. Promedio de contrastes ortogonales para la concentración de hierro en tres fuentes de agua de las comunidades Severino (A), Julián (B) y Balsa en Medio (C).

En contraste con estos resultados, Ríos *et al.* (2013) reportaron que la eficiencia de la zeolita natural clinoptilolita, similar a la zeolita cubana utilizada en este trabajo, para remover el hierro y el manganeso de aguas naturales se redujo a medida que se incrementaron las concentraciones de hierro, especialmente a valores de pH altos (mayores a 7,5), debido a la formación de precipitados de Fe_2O_3 causando aceleración en la saturación del medio.

En el caso del manganeso, el nivel permisible en la normativa ecuatoriana se ubica en $0,10 \text{ mg.L}^{-1}$. Los tenores obtenidos en las diferentes fuentes evaluadas mostraron una respuesta diferencial en según la localidad considerada. Dichos valores oscilaron entre $0,02$ y $0,85 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figura 4). Ninguno de los tratamientos aplicados en esta investigación permitió reducir la concentración de Mn a los límites permisibles en las muestras de la localidad de Severino, resultando el tratamiento con microorganismos autóctonos en dosis de 15 mL.L^{-1} fue el que produjo los resultados más aceptables.

En el caso de la localidad de Julián, se obtuvieron niveles inferiores a los de Severino, pero sólo fue posible remover el Mn a los niveles permisibles en la fuente de consumo, donde los tratamientos con EM●¹, zeolita ecuatoriana y zeolita cubana y la aplicación de microorganismos autóctonos en dosis de 5 mL.L^{-1} de resultaron ser los mejores. Este comportamiento fue similar en la localidad de Balsa en Medio, en la cual fue posible la corrección de los tenores de manganeso independientemente de la fuente muestreada.

El hierro y el manganeso provienen de los ciclos biogeoquímicos y se transportan de manera natural en aguas superficiales y subterráneas, por lo cual se encuentran comúnmente en cualquier fuente de abastecimiento de agua. La adsorción ha sido tradicionalmente el método más efectivo para eliminar estos metales pesados de las aguas de consumo humano. Holanda *et al.* (2017) señalan que las zeolitas naturales resultan muy afines con los metales en solución, los cuales pueden ser incorporados en su estructura cristalina debido a su alta capacidad de intercambio catiónico; por lo tanto, surgen como una alternativa efectiva para la remoción del hierro y el manganeso en sistemas de tratamiento y distribución de agua de consumo.

Por su parte, Cuchimaque *et al.*, (2016) afirman que la eliminación biológica de hierro y manganeso a través bacterias oxidativas ha sustituido los tratamientos fisicoquímicos tradicionales, debido a que carece de desechos químicos que pudiera producir contaminación secundaria, y hay una reducción importante en los costos de operación como consecuencia de la sustitución del uso de productos químicos. Además, la remoción de hierro y manganeso tiene un impacto significativo en la reducción de dureza de las aguas, ya que ésta disminuye proporcionalmente a la remoción de estos metales.

El cobre actúa como cofactor para la síntesis de enzimas, por lo cual resulta un elemento esencial para el desarrollo de huesos y tejidos. El Cu^{+2} es tóxico y cancerígeno cuando se ingiere en grandes cantidades; la sintomatología de intoxicación incluye náuseas y vómitos, dolor de cabeza y abdominal, insuficiencia respiratoria, renal y hepática, entre otros (Ren *et al.*, 2008; Hu *et al.*, 2013; Lan *et al.*, 2013).

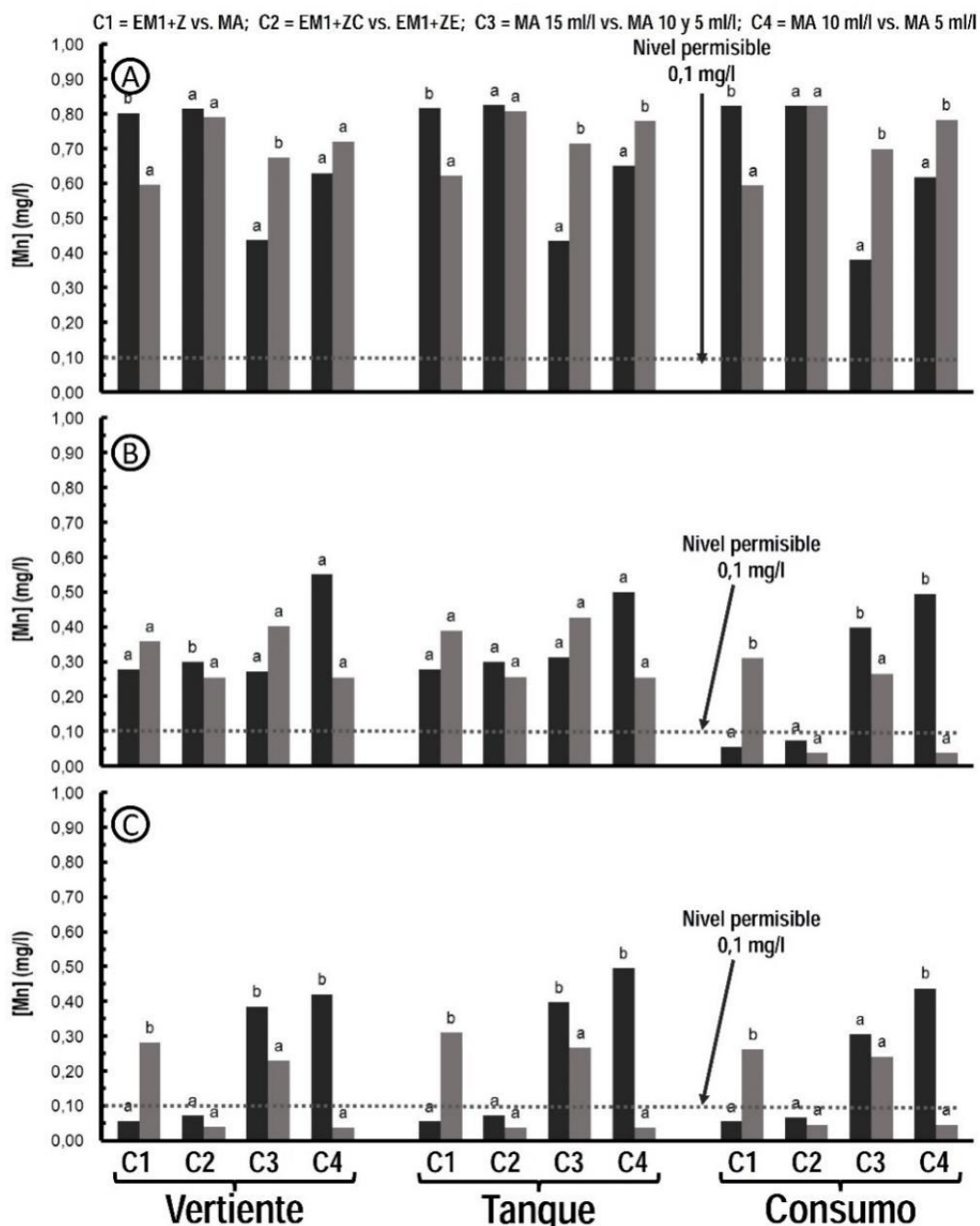


Figura 4. Promedio de contrastes ortogonales para la concentración de manganeso en tres fuentes de agua de las comunidades Severino (A), Julián (B) y Balsa en Medio (C).

Según la OMS (2006), las concentraciones de Cu generalmente son bajas en aguas superficiales que circulan libremente en redes de drenaje natural o artificial; sin embargo, su concentración aumenta significativamente y presentan gran variabilidad en aguas albarradas, represas y estanques. En los países desarrollados, los alimentos y el agua son las principales fuentes de exposición humana al cobre. Los componentes de acero y hierro galvanizados pueden corroerse más si están presentes en el agua de consumo. Al igual que sucede con el hierro, concentraciones de cobre superiores a 1 mg.L^{-1} en el agua de uso doméstico, produce manchas en la ropa lavada y en los utensilios sanitarios metálicos; mientras que, a niveles superiores a 5 mg.L^{-1} , el cobre le confiere una coloración verde azulado al agua y le da un sabor y olor metálico poco agradable al paladar.

El cobre se usa ampliamente en las industrias fotográfica y electrónica, en las centrales eléctricas en general y, en consecuencia, se encuentra comúnmente en las aguas residuales; por lo tanto, su disponibilidad más allá de un umbral crítico en el medio ambiente representa un riesgo elevado para la salud de los seres vivos, lo que justifica la necesidad de controlar y eliminar una cantidad significativa de cobre del agua (Sturla, 2014).

La Figura 5 muestra el comportamiento de los tenores de cobre en las tres locaciones de muestreo en las localidades de Balsa en Medio, Julián y Severino, en la cual se detalla que los tenores fluctuaron entre $0,02$ y $1,78 \text{ mg.L}^{-1}$. A excepción del tratamiento con zeolita cubana, todos los tratamientos lograron reducir los tenores de cobre a límites aceptables, para todas las localidades en estudio, sin importar la fuente de agua muestreada. Salazar (2017) indica que, en los lechos filtrantes de zeolita la adsorción de iones de cobre alcanzó el estado de equilibrio en alrededor de ochenta minutos para obtener la máxima remoción del cobre contenido en las aguas, por lo cual es necesario que, en los sistemas de abastecimiento de agua, el líquido debería permanecer dicho tiempo para garantizar la máxima eficiencia.

Ávila *et al.* (2021) reportaron que las concentraciones de cobre en las aguas superficiales del Río Yamanigüey en Cuba fluctuaron entre $0,00 \text{ mg/L}$ – $0,01 \text{ mg/L}$; mientras que, Quirós-Bustos *et al.* (2022), evaluando varios ríos de Costa Rica, detectaron cobre en 92,3% de los sitios muestreados, aunque el mismo está por debajo de los límites de permisibilidad.

Las bacterias y las cianobacterias eliminan los metales pesados debido a que la pared celular de los tejidos posee grupos estructurales de carga negativa que tienen la

capacidad de fijar los iones hidratados (Uslu y Tanyol, 2006). Existen varios procesos para eliminar metales pesados, como el transporte a través de la membrana celular, la biosorción a las paredes celulares, el atrapamiento en cápsulas extracelulares, la precipitación, la formación de complejos y la oxidación – reducción (Brady *et al.*, 1994; Veglio *et al.*, 1997). Las bacterias son las más abundantes y versátiles de los microorganismos (Mann, 1990) y las especies de bacterias como *Bacillus subtilise*, *Bacillus sp.*, *Streptomyces coelicolor*, *Micrococcus luteus* y *Pseudomonas cepacia* se han utilizado para eliminar el cobre de las aguas residuales (Oztürk *et al.*, 2004; Hassan *et al.*, 2009). Veneu *et al.* (2013) utilizaron *Streptomyces lumalinharsii* para eliminar el cobre de las aguas residuales y se informó una eliminación del 81% a un pH óptimo de 5 con el mejor ajuste al modelo de Freundlich.

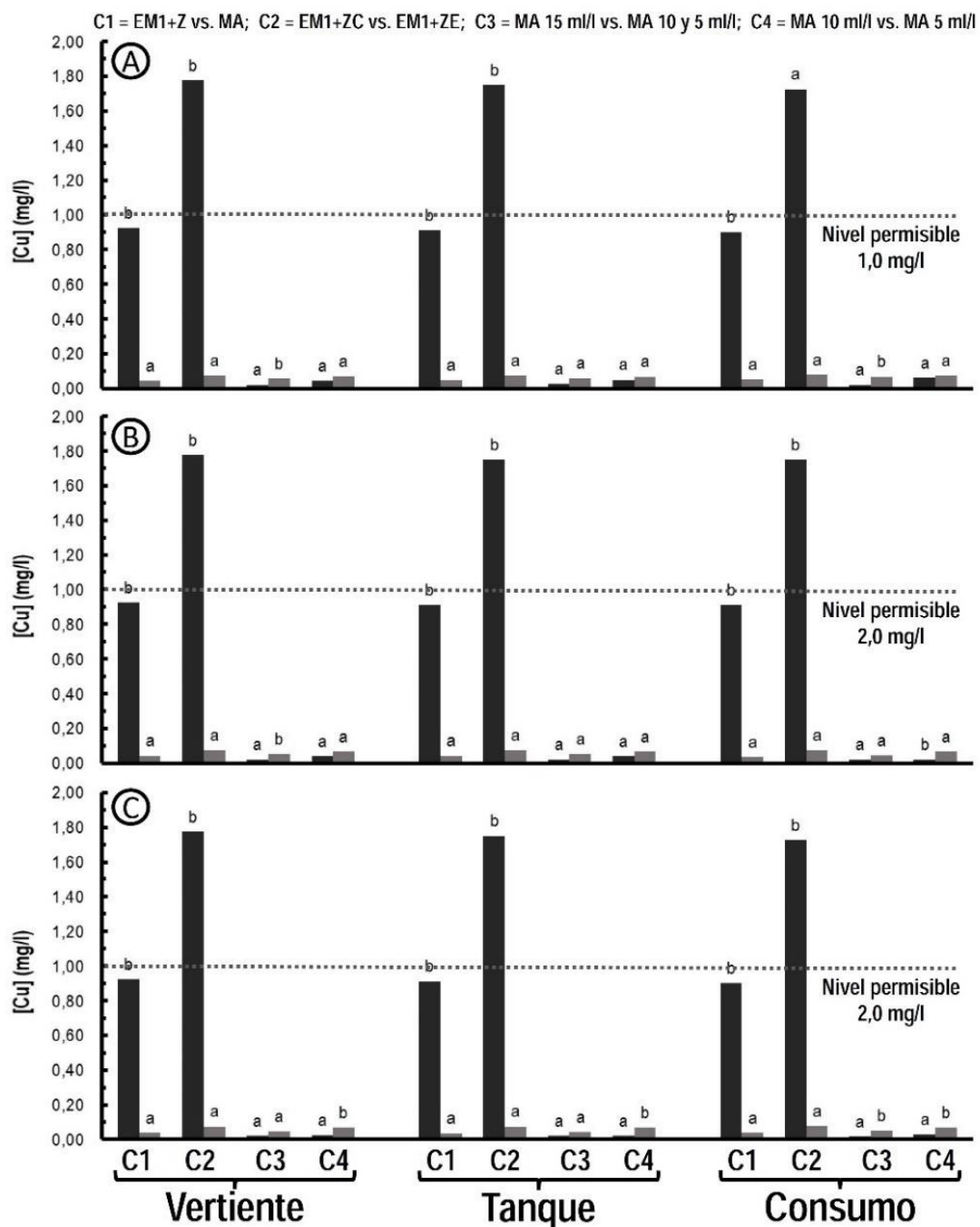


Figura 5. Promedio de contrastes ortogonales para la concentración de cobre en tres fuentes de agua de las comunidades Severino (A), Julián (B) y Balsa en Medio (C).

Las concentraciones de plomo presentaron alta variabilidad y en todas las muestras evaluadas excedieron los niveles permisibles establecidos en la normativa legal, con rangos de fluctuación que van desde 0,01 hasta 1,08 mg.L⁻¹. Cabe destacar que ninguno de los tratamientos de purificación evaluados logró reducir los tenores de plomo a los niveles mínimos permisibles. Se ha demostrado que los niveles de plomo en el ambiente se han incrementado a nivel mundial, y se sabe que están asociados al uso de combustibles fósiles que contienen antidetonantes, como es el caso del gas

natural, la gasolina y el diésel, que representan el 80 al 85% de los aportes a los niveles globales de plomo.

La Figura 6 resume la respuesta de la concentración de Pb ante la aplicación de los tratamientos de remoción considerados en el estudio, en la cual se evidencia que la aplicación de microorganismos autóctonos dio los mejores resultados, pero su eficiencia disminuyó en la medida en que se redujo la dosis aplicada. Al igual que en esta investigación, reportes de varios experimentos también han demostrado que los filtros de zeolitas resultan eficientes para la adsorber el plomo en medios acuosos (Curi *et al.*, 2006; Ramírez, 2017), pero también coinciden en el hecho de que dichos materiales tienen menor eficiencia que la utilización de microorganismos.

El plomo se moviliza a través del aire y se encuentra disperso en el medio ambiente, y tiene la capacidad de bioacumularse en animales y plantas. La vía de exposición más importante para la salud humana es la ingesta de alimentos y aguas contaminadas. Se estima que, sin estar directamente expuestos al plomo, consumimos entre 0,3 y 0,5 mg de plomo por día. Según investigaciones recientes, los huesos de los humanos de hoy en día contienen entre 400 y 1,000 veces más plomo que hace 400 años (Matés *et al.*, 2010).

En baja concentración, el Pb provoca graves efectos en el organismo, ya que altera procesos como el plegamiento de proteínas, la separación inter e intracelular, la apoptosis, la regulación enzimática y la adhesión celular porque los iones metálicos de Pb pueden reemplazar otros cationes monovalentes como Na^+ y cationes bivalentes como Ca^{+2} y el Fe^{+2} . En niños de 0 a 5 años provoca efectos en el desarrollo neurológico., las mujeres embarazadas pueden translocar Pb a los niños a través de la placenta en el útero de la mujer. En los hombres, reduce la libido, induce daño cromosómico, cambios en la testosterona, anomalías en la espermatogénesis e infertilidad; mientras que, en las mujeres causa aborto espontáneo, ruptura prematura de membranas, parto prematuro e infertilidad (Assi *et al.*, 2016).

El Pb causa estrés oxidativo en las células vivas, que se reflejan como estrés a nivel celular porque causan daño estructural a las proteínas, las membranas celulares y los lípidos; en concentraciones picomolares compite con el calcio por los sitios de unión de la fosfoquinasa C cerebelosa y afecta las señales neuronales. La alta exposición al Pb causa hipertensión y enfermedades cardiovasculares en humanos., provoca anemia, enfermedades vasculares periféricas, cerebrovasculares y coronarias isquémicas, daña los riñones (Vij y Dhundasi, 2009).

Paredes (2014) señala que la precipitación de hidróxido es el método más común para eliminar el plomo de los efluentes industriales, lo cual se logra a través de la generación de pH alcalino por la incorporación de cal y sosa cáustica, complementado con la adición de coagulantes como sulfato de hierro y aluminio. Además, indica tratamientos de adsorción en diferentes etapas, a partir del uso de sólidos adsorbentes (carbón, arena, sílica y alúmina, entre otros) que logran una disminución significativa de la concentración de plomo en los medios acuosos.

En el contexto de esta investigación, se encontró que la zeolita ecuatoriana presentó mayor eficiencia en la remoción de plomo que la zeolita cubana. Estos hallazgos contradicen los de Curi *et al.* (2006), en los que se encontró que la clinoptilolita, mineral que predomina en la zeolita cubana, fue más efectiva para remover el plomo que la mordenita, que es el mineral en mayor proporción en la zeolita ecuatoriana), lo cual estuvo relacionado con la relación Si/Al que existe en cada uno de estos minerales. En tal sentido, Zamzow *et al.* (1990) afirman que la selectividad de clinoptilolita en su forma sódica siguió la siguiente secuencia de afinidad para varios iones de metales pesados: $Pb^{+2} > Cd^{+2} > Cu^{+2} > Co^{+2} > Cr^{+6} > Zn^{+2} > Ni^{+2} > Hg^{+2}$.

Evaluaciones de Ramírez (2017) sobre las aguas del río Pula (afluente del río Guayas, Ecuador) encontraron concentraciones de plomo por encima de los límites permitidos en la legislación vigente; las estrategias de remoción de plomo que resultaron más efectivas fueron los filtros de zeolita, y en menor proporción, el uso de adsorbentes orgánicos de origen vegetal, como el caso de pseudotallos de plátanos (*Musa paradisiaca*), y plantas flotantes de la familia Lemnaceae (*Spirodela intermedia* y *Lemna minor*).

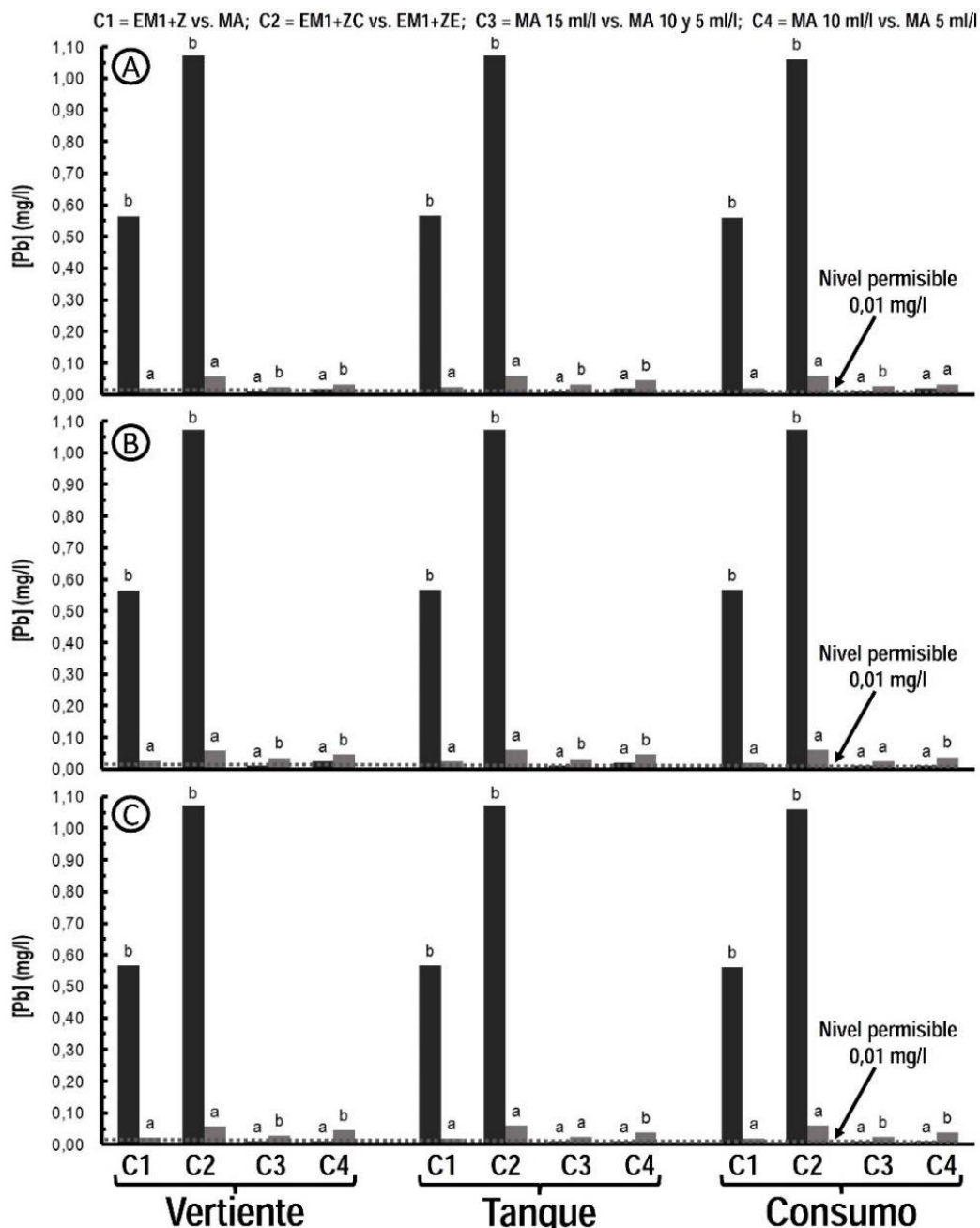


Figura 6. Promedio de contrastes ortogonales para la concentración de plomo en tres fuentes de agua de las comunidades Severino (A), Julián (B) y Balsa en Medio (C).

Según Fioravanti *et al.* (2005), gran parte de los microorganismos que participan en la degradación del compost son comunes en el complejo EM[®] que se distribuye comercialmente, y tienen la capacidad de transformar, de manera parcial o total, los compuestos que contienen plomo en sustancias menos peligrosas y de menor agresividad con el ambiente.

Al igual a lo ocurrido con el plomo, se encontraron concentraciones de cromo que excedieron los límites permitidos para todas las muestras evaluadas,

independientemente de la comunidad y de la locación de muestreo considerada; ya que en todos los casos las concentraciones fluctuaron entre 0,01 y 0,24 mg.L⁻¹. El cromo es un componente de la corteza terrestre y se moviliza a través del ciclo biogeoquímico de degradación de material parental y es transportado por medio del arrastre de sedimentos de escorrentía a los drenajes naturales; además, puede incrementar su concentración a niveles peligrosos como consecuencia del uso de biocidas y fertilizantes químicos en las actividades agrícolas o provenientes de actividades industriales con descargas no controladas hacia los cauces naturales.

A diferencia de estos resultados, evaluaciones de aguas superficiales del río Tumbes (Perú) realizadas por García-Peña *et al.* (2022) reportaron concentraciones de cadmio y de cromo relativamente bajas, en contraste con las concentraciones de plomo que resultaron elevadas, excediendo los límites seguros.

Cuando el Cr ingresa al organismo, se distribuye a la médula ósea, con lo cual se distribuye en la sangre a varios órganos del cuerpo, como pulmones, ganglios linfáticos, bazo, riñón e hígado. Los problemas de salud derivados de la contaminación por cromo abarcan: debilitamiento del sistema inmune, problemas respiratorios, erupciones dérmicas, dolor abdominal y úlceras, daño en los riñones e hígado, alteración del material genético y cáncer de pulmón (Molina *et al.*, 2010).

La movilidad del cromo está asociada al complejo de intercambio catiónico de los suelos, ya que se fija en las cargas negativas de las arcillas y de la materia orgánica y, en menor medida, se asocia con el óxido de hierro (Fe₂O₃), por lo cual su transporte está condicionado a los procesos erosivos. Bajo estas condiciones, dicho elemento no puede ser asimilado por plantas, animales o humanos, ya que se encuentra adsorbido irreversiblemente en la matriz del suelo; sin embargo, la solubilidad del cromo aumenta considerablemente en medios reductores, como en el caso de terrenos inundados, o durante los procesos de degradación microbiana de materia vegetal, el Cr⁺² forma complejos solubles y de alta movilidad (Durán y Jiménez, 2012).

La mayoría de los tratamientos fueron efectivos para mantener las concentraciones de cromo en niveles aceptables. Es importante destacar que la incubación con microorganismos autóctonos eficientes en dosis de 10 a 15 mL.L⁻¹ produjeron los mejores resultados, mientras que el tratamiento con zeolita cubana resultó ser el de menor eficiencia, lo cual se atribuyó a la conformación estructural y a la composición mineralógica de los materiales filtrantes.

Resultados de varias investigaciones han destacado el potencial de las zeolitas como componente indispensable dentro de las estrategias de remoción del Cr^{+4} a través de procesos de adsorción y reducción, lo cual se atribuye a su abundancia en el ambiente y a sus destacadas propiedades filtrantes (Wang y Peng, 2010; Mejía *et al.*, 2010; Asgari *et al.*, 2013); además, se ha demostrado que la incorporación de diversas modificaciones requieren pocas inversiones y producen mejoras significativas en el incremento en adsorción del ion hidratado y la estabilización del equilibrio estequiométrico del cromo en el agua, lo cual potencia su capacidad para controlar los tenores de este elemento en los sistemas de abastecimiento (Guocheng *et al.*, 2014).

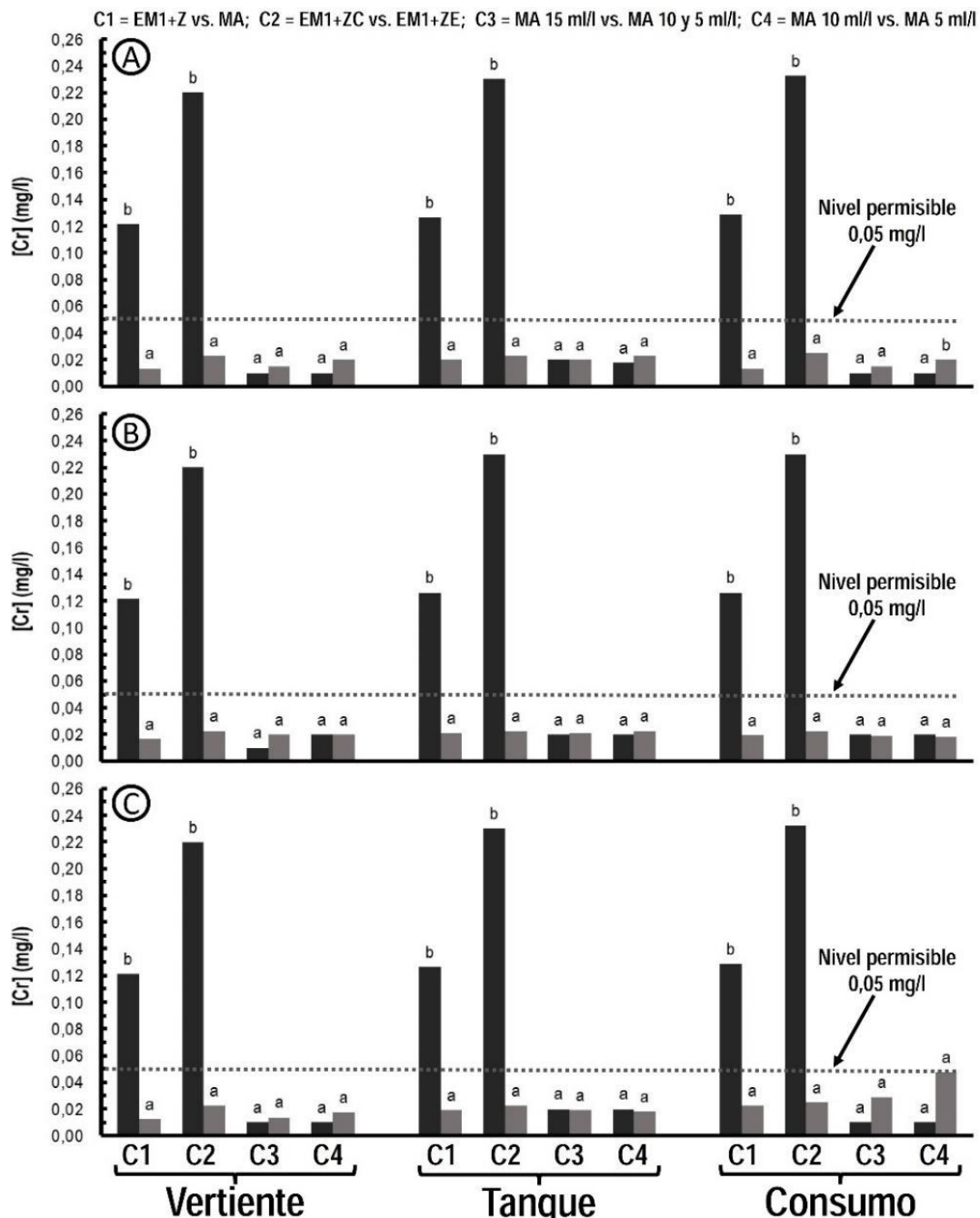


Figura 7. Promedio de contrastes ortogonales para la concentración de cromo en tres fuentes de agua de las comunidades Severino (A), Julián (B) y Balsa en Medio (C).

Experimentos de remoción de metales pesados a través de tratamientos con microorganismos, encontraron cepas de *Bacillus* sp que poseen una capacidad elevada para captar y fijar diferentes metales, tanto en soluciones simples como en soluciones mixtas (García *et al.*, 2016), y señala que el orden de eficiencia atiende la siguiente secuencia: Cd > Cr > Pb > Mn. Reportaron, además, que el pH afectó el proceso bioadsorción de la solución, ya que los mejores resultados se obtuvieron cuando éste fluctuó entre 7 y 10, por lo cual destacan el potencial de la biomasa biológica como

material bioadsorbente en el desarrollo de estrategias para remover de metales pesadas en soluciones acuosas.

Similarmente, Cañizares-Villanueva (2000) señala el potencial de los microorganismos, en su estado natural o genéticamente modificados, puede mejorar significativamente la eficiencia de bioadsorción para inmovilizar metales pesados; en el caso particular de las cepas de *Bacillus* sp., se destaca como biomasa microbiana promisorio debido a que no tiene selectividad de remoción y puede inmovilizar un amplio rango de metales, bien sea individuales o mezclados, dentro de los cuales se incluyen: Pb, Cd, Cr, Hg, Ni, Cu, U y Zn, entre otros, en diversos rangos de concentración; en algunos casos se ha reportado que la eficiencia de remoción cercanas al 99%.

VI. CONCLUSIONES

Se obtuvieron índices de calidad ambiental de 57,29 para las aguas de la comunidad de Julián; de 60,52 para la comunidad de Severino y de 56,62 para Balsa en Medio, lo cual las clasifica como aguas “poco contaminadas” según los criterios NFS.

El pH de las aguas de la localidad de Severino resultó estadísticamente inferior al pH de las aguas de las localidades Balsa en Medio y Julián; mientras que, la temperatura del agua en la población de Julián resultó menor a la obtenida en las comunidades Balsa en Medio y Severino

Las variables: oxígeno disuelto, coliformes fecales, sólidos disueltos totales, pH y temperatura estuvieron dentro de los límites permisibles establecidos en la legislación ecuatoriana; mientras que, la demanda bioquímica de oxígeno, la concentración de nitratos, la concentración de fosfatos y la turbidez excedieron los valores aceptables.

Las concentraciones naturales de hierro y cobalto se mantuvieron por debajo de los valores permisibles establecidos en la legislación ecuatoriana, mientras que los tenores de Mn, Cu y Cr necesitan tratamientos de depuración para corregir sus niveles. Ninguno de los tratamientos evaluados produjo la reducción a niveles permisibles de las concentraciones de plomo en las comunidades evaluadas.

Independiente de la localidad y de la fuente de agua evaluada, se obtuvo una remoción importante en los tenores de metales pesados a través de la incubación con dosis de 15 mL.L⁻¹ de microorganismos autóctonos, cuando se utiliza zeolita ecuatoriana como material filtrante combinada con microorganismos eficientes comerciales.

VII. RECOMENDACIONES

Se recomienda realizar un estudio hidráulico – hidrológico de toda la cuenca del río Carrizal, para identificar las fuentes de contaminantes orgánicos y de metales pesados que pudieran poner en riesgo la salud de los habitantes de las comunidades usuarias de las aguas.

Se recomienda, de acuerdo a los resultados de esta investigación poner en práctica un sistema de tratamiento de agua que involucre el uso de microorganismos autóctonos en dosis de 15 ml/L, a nivel del tanque o de consumo con un tratamiento adicional de filtrado en zeolita ecuatoriana.

Se recomienda el desarrollo de un plan de educación ambiental dirigido a crear conciencia en las comunidades sobre los riesgos del consume de aguas contaminadas por metals pesados y contaminantes orgánicos y para el desarrollo de estrategias para minimizar los riesgos e impactos sobre la salud.

VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Afzal, B. (2006). Drinking Water and Women's Health. En: Journal of Midwifery & Women's Health. January/February 2006, vol.51, no. 1, p.12-18.
- Ahmadpour, P., Ahmadpour, F., Mahmud, T. M. M., Abdu, A., Soleimani, M., & Tayefeh, F. H. (2012). Phytoremediation of heavy metals: A green technology. African Journal of Biotechnology, 11(76), 14036-14043.
- Akpor, O.B., Ohiobor, G.O. y Olaolu, T.D. (2014). Heavy metal pollutants in wastewater effluents: sources, effect and remediation. Adv. Biosci. Bioeng. 2 (4), 37–43.
- APHA (American Public Health Association). (2012). Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water (Vol. 10). 22th ed. McGraw Hill, New York, USA, pp. 418.
- Arboleda, J. (2000). *Teoría y práctica de la purificación del agua*. Tercera ed. Santa Fe de Bogotá: McGraw-Hill Interamericana.
- Asamblea Constituyente Del Ecuador. (2008). Constitución de la República del Ecuador. *Quito: Tribunal Constitucional del Ecuador. Registro oficial N. 449, 79-93.*
- Asgari G., Ramavandi B., Rasuli L. y Ahmadi M. (2013). Adsorption from aqueous solution using a surfactant-modified Iranian zeolite: characterization, optimization, and kinetic approach. Desalination and Water Treatment, 51: 31-33.
- Assi, M. A., Hezmee, M. N. M., Sabri, M. Y. M., & Rajion, M. A. (2016). The detrimental effects of lead on human and animal health. Veterinary world, 9(6), 660.
- Aveiga, A. (2020). Determinación de la bioacumulación de metales pesados en los órganos de los peces en río principal de la subcuenca del carrizal. Tesis para optar el grado de Doctor en Ciencias Ambientales. Unidad de Posgrado, Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú. 241 p.
- Ávila, P. L. D., Rodríguez, M. F., Zaldívar, A. B. R., Noa, P. R. B. (2021). Evaluación del contenido de metales pesados en las aguas del Río Yamanigüey. Revista del Instituto de investigación de la Facultad de minas, metalurgia y ciencias geográficas, 24(48): 315-321.
- Bahadir, T., Bakan, G., Altas, L., Buyukgungor, H. (2007). The investigation of lead removal by biosorption: an application at storage battery industry wastewaters. Enzym. Microb. Technol. 41, 98–102.
- Baque-Mite R.; Simba-Ochoa L.; González-Ozorío B.; Suatunce P.; Díaz-Ocampo E. y L. Cadme-Arevalo. (2016). Calidad del agua destinada al consumo humano en un cantón de Ecuador. *Revista Ciencia UNEMI*, Vol. 9 (20): 109 – 117.
- Barahona, M.; Tapia, R. (2010). *Calidad y tratabilidad de aguas provenientes de ríos de llanura y embalses eutrofizados, caso de estudio: Carrizal – Chone La Esperanza. Tesis tercer nivel*, Sangolquí: Escuela Politécnica del Ejército.
- Barakat, M.A. (2011). New trends in removing heavy metals from industrial wastewater. Arab. J. Chem. 4, 361–377.

- Barrios, C.; Torres, R.; Lampoglia, T., Agüero, R. (2009). *Guía de Orientación en Saneamiento Básico para Alcaldías de Municipios Rurales y Pequeñas Comunidades*. Lima: Asociación Servicios Educativos Rurales – SER .
- Bayramoglu, G., Arica, M.Y. (2008). Removal of heavy mercury(II), cadmium(II) and zinc (II) metal ions by live and heat inactivated *Lentinus edodes* pellets. *Chem. Eng. J.* 143, 133–140.
- Bejarano M, Escobar M. (2015). *Eficiencia del uso de microorganismos para el tratamiento de aguas residuales domésticas en una planta de tratamiento de agua residual*. Bogotá, Colombia: Universidad de La Salle, Facultad de Ingeniería, Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria [Trabajo de Grado, Ingeniero Ambiental y Sanitario], pp. 99.
- Beltrán T., Campos C. (2016). *Influencia de microorganismos eficaces sobre la calidad de agua y lodo residual, planta de tratamiento de Jauja. Huancayo, Perú*. Universidad Nacional del Centro del Perú, Facultad de Ciencias Forestales [Trabajo de Grado, Ingeniero Forestal y Ambiental], pp. 206.
- Bhainsa, K.C. y D'Souza, S.F. (2008). Removal of copper ions by the filamentous fungus, *Rhizopus oryzae* from aqueous solution. *Bioresour. Technol.* 99, 3829–3835.
- Bharti, R., Sharma, R. (2022). Effect of heavy metals: An overview. *Materials Today: Proceedings*, 51, 880-885.
- Bhat, R. A., Singh, D. V., Qadri, H., Dar, G. H., Dervash, M. A., Bhat, S. A., Unal, B.T., Ozturk, M., Hakeem, K.R., Yousaf, B. (2022). Vulnerability of municipal solid waste: An emerging threat to aquatic ecosystems. *Chemosphere*, 287, 132223.
- Brady, D., Stoll, A. D., Starke, L. & Duncan, J. R. (1994). Chemical and enzymatic extraction of heavy metal binding polymers from isolated cell walls of *Saccharomyces cerevisiae*. *Biotechnology and Bioengineering* 44 (3), 297–302.
- Burakov, A. E., Galunin, E. V., Burakova, I. V., Kucherova, A. E., Agarwal, S., Tkachev, A. G., y Gupta, V. K. (2018). Adsorption of heavy metals on conventional and nanostructured materials for wastewater treatment purposes: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148, 702-712.
- Burgos E, Agudo D. (2015). *Análisis de la eficiencia de filtros a base de zeolita para la remoción de contaminantes en el agua proveniente de dos pozos de abastecimiento público en el Recinto Tres Postes, Cantón Alfredo Baquerizo Moreno, Guayaquil, Guayas, Ecuador*. Guayaquil, Ecuador: Escuela Superior Politécnica del Litoral, Facultad de Ingeniería Mecánica y Ciencias de la Producción [Trabajo de Grado, Ingeniero Civil], pp. 211.
- Buss, D. F., Carlisle, D. M., Chon, T. S., Culp, J., Harding, J. S., Keizer-Vlek, H. E. y Hughes, R. (2015). Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe: a comparison of large-scale programs. *Environmental monitoring and assessment*, 187(1), 4132.
- Bustíos, C., Martina, M., Arroyo, R. (2013). Deterioro de la calidad ambiental y la salud en el Perú actual. *Revista Peruana de Epidemiología*, 17(1): 9 pp.
- Buriticá, S. M. (2020). Metales pesados, plaguicidas y efectos de los disruptores endocrinos en la salud humana y animal. *En: Medicina de la conservación y enfermedades de la fauna silvestre*. Fondo Editorial Biogénesis. 73-82.

- Cañizares-Villanueva R. (2000). Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 42(3): 131-143.
- Carreño-Mendoza, Á., Lucas-Vidal, L., Hurtado, E., Barrios-Maestre, R., & Silva-Acuña, R. (2019). Características socioeconómicas y problemas sanitarios asociados a la calidad del agua en las comunidades de Balsa en medio, Julián y Severino del Ecuador.//Socioeconomic characteristics and health problems associated with water quality in the balsa communities in between, Julián and Severino del Ecuador. *Ciencia Unemi*, 12(30), 23-34.
- Casero, D. (2007). *Procesos e instalaciones de tratamiento de aguas*. España: Escuela de negocios.
- Chen, C., Wang, J.L. (2008). Removal of Pb²⁺, Ag⁺, Cs⁺ and Sr²⁺ from aqueous solution by brewery's waste biomass. *J. Hazard. Mater.* 151, 65–70.
- Choi, H. J., Yu, S. W. y Kim, K. H. (2016). Efficient use of Mgmodified zeolite in the treatment of aqueous solution contaminated with heavy metal toxic ions. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers* 63: 482–489.
- Cierto, L. E. O., Espinoza, S. T. Q., Aliaga, W. C. L., Cierto, J. D. O., López, C. S. L. (2022). Calidad ambiental del agua del Rio Bella y Supte Chico–Huánuco. *FitoVida*, 1(1), 41-55.
- Coelho, G.F., Goncalves Jr., A.C., Tarley, C.R.T., Casarin, J., Nacke, H. y Francziskowski, M.A. (2014). Removal of metal ions Cd (II), Pb (II), and Cr (III) from water by the cashew nut shell *Anacardium occidentale* L. *Ecol. Eng.* 73, 514–525.
- Cohn, D., Cox, M., Beger, P. (2002). Aspectos de la calidad del agua, salud y estética. Madrid, España: Mc Graw-Hill.
- Cuchimaque, C., Vargas, L. Y. & Ríos, C. (2013). Remoción de Fe y Mn en aguas naturales por adsorción-oxidación sobre clinoptilolita. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, Issue 66, pp. 24-44.
- Curi A., Granda W., Lima H. y Sousa W. (2006). Las Zeolitas y su Aplicación en la Descontaminación de Efluentes Mineros. *Información tecnológica*, 17(6): 111-118.
- Di Renzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., González L., Tablada M., Robledo C.W. (2020). *InfoStat versión 2020*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Díaz, C. (2010). Riesgo de enfermedades transmitidas por el agua en zonas rurales. En: Agua potable para comunidades rurales, reuso y tratamientos avanzados de aguas residuales domésticas. Perú. *Red Iberoamericana de Potabilización y Depuración del Agua*, pp. 155-167.
- Díaz-Báez, M. C., Sánchez, W. A., Dutka, B. J., Ronco, A., Castillo, G., Pica-Granados, Y. y Srivastava, R. C. (2002). Overview of results from the WaterTox intercalibration and environmental testing phase II program: part 2, ecotoxicological evaluation of drinking water supplies. *Environmental toxicology*, 17(3), 241-249.
- Durán M., Jiménez A. (2012). Evaluación de los impactos ambientales asociados a la contaminación en agua, suelo y sedimento por cromo y zinc, en los municipios de Tabío y Tenjo-Cundinamarca (sub-cuenca del río Chicú). Trabajo de Grado. Programa de Ingeniería Ambiental y Sanitaria. Universidad de la Salle. Colombia. 148 p.

- Eccles, H. (1999). Treatment of metal-contaminated wastes: why select a biological process? *Trends Biotechnol.* 17, 462–465.
- Elías, X. (2012). *Reciclaje de residuos industriales*. Segunda ed. Barcelona, España: Ediciones Díaz de Santos, S.A..
- Erdem. E., Karapinar N. Donat R. (2004). The removal of heavy metal cations by natural zeolites. *Journal of Colloid and Interface Science.* 280(2): 309-314.
- Espinoza, A. J. (2018). *El agua, un reto para la salud pública La calidad del agua y las oportunidades para la vigilancia en Salud Ambiental*. Trabajo de Grado, Doctora en Salud Pública. Facultad de Medicina. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia. 194 p.
- FAO. (2015). La FAO y los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Roma. 8 pp.
- Fioravanti N, Vega C, Okumoto J. (2005). Eficiencia de los microorganismos eficaces (EM) en la estabilización de lodos sépticos para su uso agrícola. *Tierra Trop.* 1(1):69-76.
- García, R., Campos, J., Cruz, J. A., Calderón, M. E., Raynal, M. E., Buitrón, G. (2016). Biosorption of Cd, Cr, Mn, and Pb from aqueous solutions by *Bacillus* sp strains isolated from industrial waste activate sludge. *TIP*, 19(1): 5-14.
- García-Peña, A., Rimaycuna, J., Herrera, E., Bermejo, L., Cruz, G. (2022). Correlación entre la concentración de metales pesados en el agua de consumo y la concentración de los mismos del agua superficial del río Tumbes, Perú. *Manglar*, 19(2), 137-142.
- Gil-Mora, J. E., Flores-Boza, Á. H. (2022). Índice de calidad del agua de dos ríos urbanos en la ciudad del Cusco: Saphy y Cachimayu. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research (BJAER)*, 5(1), 154-178.
- Giménez Mercado, C., Valente Adarme, X. (2016). Una aproximación a la pobreza desde el enfoque de capacidades de Amartya Sen. *Provincia*, (35).
- González, J. (2015). *El acceso al agua potable como derecho humano*. s.l.: Editorial Club Universitario.
- González-Muñoz M., Palacio-Baena J. (2013). Nutrientes y carbono orgánico disuelto en el agua natural para un proceso de potabilización y su relación con el nivel del embalse afluente. *Revista Politécnica* Vol. 9 (17): 27-37.
- Guocheng L., Li Z., Wei-Teh J., Ackley C., Fenske N. (2014). Demarco removal of Cr (VI) from water using Fe (II)-modified natural zeolite. *Chemical Engineering Research and Design* 92(2): 384–390.
- Harvey, P.J., Handley, H.K. y Taylor, M.P. 2015. Identification of the sources of metal (lead) contamination in drinking waters in north-eastern Tasmania using lead isotopic compositions. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 12276–12288.
- Hassan, S. H., Kim, S. J., Jung, A. Y., Joo, J. H., Eun Oh, S., Yang, J. E. (2009). Biosorptive capacity of Cd(II) and Cu(II) by lyophilized cells of *Pseudomonas stutzeri*. *Journal of General and Applied Microbiology* 55 (1), 27–34.
- Hernández, C. (2016). *Evaluación de la calidad del agua para consumo humano y propuesta de alternativas tendientes a su mejora, en la Comunidad de 4 Millas de Matina*,

Limón. Trabajo de Grado. Licenciatura en Gestión Ambiental con énfasis en Tecnologías Limpias. Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica. 130 p.

- Hernández-Caricio, C., Ramírez, V., Martínez, J., Quintero-Hernández, V., Baez, A., Munive, J. A., Nora, R. M. (2022). Los metales pesados en la historia de la humanidad, los efectos de la contaminación por metales pesados y los procesos biotecnológicos para su eliminación: el caso de *Bacillus* como bioherramienta para la recuperación de suelos. *Alianzas y tendencias BUAP* 7(27):1-68
- Holanda J., Mayela S.; Dulce L.; Gil M.; Pérez A., Gochi-Ponce, Y. (2017). Remoción de plomo en agua a partir de material nanoestructurado, nanotubos de carbono soportados en zeolita natural. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, vol. 8(2): 21-27.
- Hu, X. J., Liu, Y. G., Wang, H., Chen, A. W., Zeng, G. M., Liu, S. M., Guo, Y. M., Hu, X., Li, T. T., Wang, Y. Q., Zhou, L., Liu, S. H. (2013). Removal of Cu(II) ions from aqueous solution using sulfonated magnetic graphene oxide composite. *Separation and Purification Technology* 108, 189–195.
- INEN. Instituto Ecuatoriano de Normalización. (2014). Norma Técnica Ecuatoriana. NTE. Calidad Del Agua. Agua potable requisitos . Quito, Ecuador. Normas 1107 y 1108.
- INEN. Instituto Ecuatoriano de Normalización. (2017). Norma Técnica Ecuatoriana Norma Técnica Ecuatoriana. NTE. Calidad Del Agua. Agua potable requisitos . Quito, Ecuador. Norma 2200.
- Lampoglia, T., Agüero, R., Barrios, C. (2008). *Orientaciones sobre agua y saneamiento para zonas rurales*. s.l.:Asociación Servicios Educativos Rurales.
- Lan, S., Wu, X., Li, L., Li, M., Guo, F., Gan, S. (2013). Synthesis and characterization of hyaluronic acid-supported magnetic microspheres for copper ions removal. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects* 425, 42–50.
- Leclerc H., Moreau A. (2002). Microbiological safety of natural mineral water. *FEMS Microbiol. Rev.* 26(1):207-222.
- Liu, M., Xu, Y., Nawab, J., Rahman, Z., Khan, S., Idress, M., Ud din, Z., Ali, A., Ahmad, R., Khan, S.A., Khan, A., Khan, M.Q., Tang, Y.-T., Li, G. (2020). Contamination features, geo-accumulation, enrichments and human health risks of toxic heavy metal (oids) from fish consumption collected along Swat river, Pakistan. *Environmental Technology & Innovation*, 17, 100554.
- Lucas-Vidal, L. R. (2019). *Calidad del agua de suministro y salud humana en la microcuenca del río Carrizal. Factibilidad de un prototipo de potabilización*. Tesis para optar el grado de Doctor en Ciencias Ambientales. Unidad de Posgrado, Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú. 218 p.
- Lucas-Vidal, L. R., Carreño-Mendoza, Á. L. (2018). Calidad de agua de consumo humano en las comunidades Balsa en Medio, Julián y Severino de la microcuenca Carrizal, Ecuador. *Revista del Instituto de investigación de la Facultad de minas, metalurgia y ciencias geográficas*, 21(42), 39-46.
- Mann, H. (1990). Biosorption of heavy metals by bacterial biomass. In: *Biosorption of Heavy Metals* (B. Volesky, ed.). CRC Press, Boca Raton, FL, USA, pp. 93–137.

- Matés, J. M., Segura, J. A., Alonso, F. J., & Márquez, J. (2010). Roles of dioxins and heavy metals in cancer and neurological diseases using ROS-mediated mechanisms. *Free Radical Biology and Medicine*, 49(9), 1328-1341.
- Mejía Z., Valenzuela S., Aguayo S. (2010). Adsorción de arsénico en zeolita natural pretratada con óxidos de magnesio. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25(4): 217-227.
- Molina, N., Aguilar, P., Cordovez, C. (2010). Plomo, cromo III y cromo VI y sus efectos sobre la salud humana. *Ciencia y Tecnología para la salud visual y ocular*, 8(1), 77-88.
- Molina, C. I., Ibañez, C., Gibon, F. M. (2012). Proceso de biomagnificación de metales pesados en un lago hiperhalino (Poopó, Oruro, Bolivia): Posible riesgo en la salud de consumidores. *Ecología en Bolivia*, 47(2), 99-118.
- Moráis, P., Resende, B., Palau, P., Tiago, G. (2016). Estudo da qualidade da água por meio de bioindicadores bentónicos em córregos da área rural e urbana. *Tabauté*, 11(1): 33-52.
- Muñoz, A., Macías, S., García, M. (2009). Caracterización hidrológica del Ecuador. Proyecto INAMHI-MAE-SCN-PRAA-PACC. Quito-Ecuador.
- Organización de las Naciones Unidas (ONU). (2014). Agua y salud. Nota informativa, s.l.: Programa de ONU-Agua para la Promoción y la Comunicación en el marco del Decenio (UNW-DPAC).
- Organización de las Naciones Unidas (ONU). (2022). Objetivos de Desarrollo Sostenible: Fin de la pobreza. Disponible en: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/poverty>. Consultado el 30 de octubre 2022.
- Organización Mundial de la Salud (OMS). (2006). Guías para la calidad del agua potable. Vol. 1: Recomendaciones. Tercera edición. 408 p.
- Organización Mundial de la Salud (OMS). 2018. Guías para la calidad del agua de consumo humano: cuarta edición que incorpora la primera adenda. Ginebra: Organización Mundial de la Salud. 636 p.
- Ortiz, E (2015). Definición de las reglas de operación hidráulica del embalse La Esperanza. Escuela Politécnica Nacional (Tesis de Maestría). Quito. Obtenido en <http://bibdigital.epn.edu.ec/bitstream/15000/11864/1/CD-6571.pdf>
- Oztürk, A., Artan, T., Ayar, A. (2004). Biosorption of nickel (II) and copper (II) ions from aqueous solution by *Streptomyces coelicolor* A3 (2). *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces* 34 (2), 105–111.
- Pan, J.H., Liu, R.X., Tang, H.X. (2007). Surface reaction of *Bacillus cereus* biomass and its biosorption for lead and copper ions. *J. Environ. Sci.* 19, 403–408.
- Paredes D. (2014). Aplicación de un Aluminosilicato natural (Heulandita) con alta capacidad de intercambio catiónico (CIC) en la remoción de plomo en aguas contaminadas. Trabajo de Grado. Escuela Profesional de Ingeniería de Metalúrgica. Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa. Perú. 133 p.
- Pauta, G., Urgilés, P., Vázquez, G. (2017). Control de calidad del agua e hidrogeoquímica en la microcuenca del río Tabacay. En: *Desarrollo e Innovación en Ingeniería (Serna M.E.,Ed.)*, 269-290.

- PNUMA, 2012. *GEO-5: Perspectivas del Medio Ambiente Mundial. Medio ambiente para el futuro que queremos*, s.l.: Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- Prüss, A., Bartram, J., Clasen, T., Colford Jr, J. M., Cumming, O., Curtis, V., Freeman, M. C. (2014). Burden of disease from inadequate water, sanitation and hygiene in low-and middle-income settings: a retrospective analysis of data from 145 countries. *Tropical Medicine & International Health*, 19(8): 894-905.
- Quintelas, C., Rocha, Z., Silva, B., Fonseca, B., Figueiredo, H., Tavares, T. (2009). Biosorptive performance of an *Escherichia coli* biofilm supported on zeolite NaY for the removal of Cr(VI), Cd(II), Fe(III) and Ni(II). *Chem. Eng. J.* 152, 110–115.
- Quirós-Bustos, N., Robles-Chaves, D., Caballero-Chavarría, A., Calvo-Brenes, G. (2022). Contenido de metales pesados en varios ríos de Costa Rica. *Revista Tecnología en Marcha*, 35(2): 93 – 104.
- Ramírez, L. 2017. Propuesta de desarrollo de un biofiltro para remoción de plomo en el agua de consumo de los pobladores del recinto Yurima – Daule. Trabajo de Grado. Ingeniero Ambiental. Universidad de Guayaquil, Ecuador. 93 p.
- Ren, Y., Zhang, M., Zhao, D. (2008). Synthesis and properties of magnetic Cu (II) ion imprinted composite adsorbent for selective removal of copper. *Desalination* 228 (1), 135–149.
- Reyes B., Hernández C. (2005). *Estabilización de los lodos sépticos que provienen de una comunidad pequeña con microorganismos eficaces*. Costa Rica: Escuela de Agricultura de la Región Tropical Húmeda [Tesis de Grado, Ingeniero Agrónomo], pp. 68.
- Rickert B, Chrus I, Schmoll O. (2016). Protecting surface water for health identifying, assessing and managing drinkingwater quality risks in surface-water catchments. World Health Organization, Ginebra, Suiza, pp. 196.
- Ríos, A., Vargas, F., Cuchimaque, L. (2013). Remoción de Fe y Mn en aguas naturales por adsorción-oxidación sobre clinoptilolita. *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia*, (66), 24-44.
- Roldan F, Guevara C, Puerto R. (2007). *Evaluación del efecto de los microorganismos eficaces EM®- EMRO en el tratamiento de agua residual doméstica*. Bogotá, Colombia: Pontificia Universidad Javeriana, Unidad de Saneamiento y Biotecnología Ambiental (USBA), Departamento de Biología, Unidad de Saneamiento y Biotecnología Ambiental [Informe Técnico], pp. 27.
- Romero T, Vargas D. (2017). Uso de microorganismos eficientes para tratar aguas contaminadas. *Rev. Cient. Ing. Hidrául. Ambient.* 38(3):88-100.
- Rubio-Arias, H., Ochoa-Rivero, J. M., Ortiz-Delgado, R. C., Quintana, R. M., Saucedo Terán, R. A., Villalba, M. D. (2017). Calidad de agua en términos físico-químico-metales en tres sitios contrastantes del río Conchos en Chihuahua, México. *Investigación y Ciencia*, 70: 13-22.
- Sabuwa, M. A. B., Salihu, M. D., Baba, M. K., & Bala, A. (2019). Determination of concentration of some heavy metals in the blood of Holstein-Friesian cattle on a farm in Nasarawa State, Nigeria. *Sokoto Journal of Veterinary Sciences*, 17(3), 17-23.
- Sadyrbaeva, T. Zh. (2014). Recovery of cobalt (II) by the hybrid liquid membrane – electrodialysis – electrolysis process. *Electrochimica Acta* 133 (2014) 161–168.

- Salazar, M. (2017). Remoción de Cu^{2+} y Ni^{2+} en medio acuoso empleando una zeolita cubana natural. Trabajo de Grado. Ingeniero Químico. Universidad Tecnológica de La Habana. 62 p.
- Santhosh, Ch, Velmurugan, V., Jacob, G., Jeong, S.K., Grace, A.N., Bhatnagar, A. (2016). Role of nanomaterials in water treatment applications: a review. *Chem. Eng. J.* 306, 1116–1137.
- Sajid, M., Nazal, M. K., Baig, N., & Osman, A. M. (2018). Removal of heavy metals and organic pollutants from water using dendritic polymers based adsorbents: a critical review. *Separation and Purification Technology*, 191, 400-423.
- Saravia-Solares, P. C. (2017). Determinación de los índices de calidad del agua ICA-NSF para consumo humano de los ríos Teocinte y Acatán, que abastecen la planta de tratamiento de agua Santa Luisa zona 16, Guatemala. *Agua, Saneamiento & Ambiente*, 12(1), 13-18.
- SCDB (Secretaría Del Convenio Sobre La Diversidad Biológica). (2010). Agua potable, diversidad biológica y desarrollo: guía de prácticas recomendadas. PNUMA-Alpha Press, Montreal, Canadá, pp. 41.
- Sen, A. (2000). El desarrollo como libertad. *Gaceta Ecológica*, (55).
- Sen, A. (2001). El nivel de vida. Editorial Complutense.
- Silva F, Azevedo C. (2016). The Assistat Software Version 7.7 and its use in the analysis of experimental data. *Afr. J. Agric. Res.* 11(39): 3733-3740.
- Silva-Acuña, R., Álvarez, V.H., Silva-Acuña, A. (2000). Como comparar correctamente tratamientos de naturaliza cualitativa. *Agronomía Tropical* 50(2): 151-155.
- Slivinska, L. G., Shcherbatyy, A. R., Lukashchuk, B. O., Gutyj, B. V. (2020). The state of antioxidant protection system in cows under the influence of heavy metals. *Regulatory Mechanisms in Biosystems*, 11(2), 237-242.
- Sturla, G. (2014). Las aguas y el cobre en Chile: Hacia una política integrada para nuestros recursos naturales. Ediciones ONG Werquehue. Santiago, Chile. 90 pp.
- Toc M. (2012). *Efecto de los Microorganismos Eficientes (ME) en las aguas residuales de la granja porcina de Zamorano, Honduras. Zamorano, Honduras.* Universidad Zamorano, Facultad de Ciencia y Producción Agrícola, Escuela Agrícola Panamericana [Trabajo de Grado, Ingeniero Agrónomo], pp. 94.
- Tsekova, K., Todorova, D., Dencheva, V. Ganeva, S. (2010). Biosorption of copper(II) and cadmium(II) from aqueous solutions by free and immobilized biomass of *Aspergillus niger*. *Bioresour. Technol.* 101, 1727–1731.
- Tuzen, M., Saygi, K.O., Usta, C., Soylak, M. (2008). *Pseudomonas aeruginosa* immobilized multiwalled carbon nanotubes as biosorbent for heavy metal ions. *Bioresour. Technol.* 99, 1563–1570.
- Uslu, G., Tanyol, M. (2006). Equilibrium and thermodynamic parameters of single and binary mixture biosorption of lead (II) and copper (II) ions onto *Pseudomonas putida*: effect of temperature. *Journal of Hazardous Materials* 135 (1), 87–93.

- Veglio, F., Beolchini, F., Gasbarro, A. (1997). Biosorption of toxic metals: an equilibrium study using free cells of *Arthrobacter* sp. *Process Biochemistry* 32 (2), 99–105.
- Veneu, D. M., Torem, M. L. y Pino, G. A. 2013. Fundamental aspects of copper and zinc removal from aqueous solutions using a *Streptomyces lunalinhaesii* strain. *Minerals Engineering* 48, 44–50.
- Vera I, Rojas M, Chávez W, Arriaza B. (2016). Evaluación de materiales filtrantes para el reúso en agricultura de aguas residuales tratadas provenientes de zonas áridas. *Torres Cien. Neogranadina* 26(1):5-19.
- Vij, A. G., Dhundasi, S. A. (2009). Hemopoietic, hemostatic and mutagenic effects of lead and possible prevention by zinc and vitamin C. *Al Ameen J Med Sci*, 2(2), 27-36.
- Vindimian, E. (2013). Environmental research needs (in ecotoxicology) in relation to public policies. In *Encyclopedia of aquatic ecotoxicology* (pp. 437-442). Springer, Dordrecht.
- Wada, Y., Van Beek, L. P., Van Kempen, C. M., Reckman, J. W., Vasak, S., Bierkens, M. F. (2010). Global depletion of groundwater resources. *Geophysical research letters*, 37(20).
- Wang, S.; Peng, Y. (2010). Natural zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, Volumen 156, pp. 11-24.
- Xu J, Zhang M. (2012). Primary consumers as bioindicator of nitrogen pollution in lake planktonic and benthic food webs. *Ecol. Indic.* 14(1):189-196.
- Zamzow, M.J., Eichbaum, B.R., Sandgren, K.R., Shanks, D.E. (1990). Removal of heavy metals and other cations from wastewater using zeolites. *Sep. Sci. Technol.* 25 (13–15), 1555–1569.
- Zoroddu, M. A., Aaseth, J., Crisponi, G., Medici, S., Peana, M., Nurchi, V. M. (2019). The essential metals for humans: a brief overview. *Journal of inorganic biochemistry*, 195, 120-129.

A n e x o s

Registro Oficial -- Edición Especial N° 387 - Miércoles 4 de noviembre de 2015 -- 13

TABLA 1: CRITERIOS DE CALIDAD DE FUENTES DE AGUA PARA CONSUMO HUMANO Y DOMÉSTICO

PARÁMETRO	EXPRESADO COMO	UNIDAD	CRITERIO DE CALIDAD
Aceites y Grasas	Sustancias solubles en hexano	mg/l	0,3
Arsénico	As	mg/l	0,1
Coliformes Fecales	NMP	NMP/100 ml	1000
Bario	Ba	mg/l	1
Cadmio	Cd	mg/l	0,02
Cianuro	CN ⁻	mg/l	0,1
Cobre	Cu	mg/l	2
Color	Color real	Unidades de Platino □ Cobalto	75
Cromo hexavalente	Cr ⁺⁶	mg/l	0,05
Fluoruro	F ⁻	mg/l	1,5
Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/l	<4
Demanda Bioquímica de Oxígeno (5 días)	DBO ₅	mg/l	<2
Hierro total	Fe	mg/l	1,0
Mercurio	Hg	mg/l	0,006
Nitratos	NO ₃	mg/l	50,0
Nitritos	NO ₂	mg/l	0,2
Potencial Hidrógeno	pH	unidades de pH	6-9
Plomo	Pb	mg/l	0,01
Selenio	Se	mg/l	0,01
Sulfatos	SO ₄ ⁻²	mg/l	500
Hidrocarburos Totales de Petróleo	TPH	mg/l	0,2
Turbiedad	unidades nefelométricas de turbiedad	UNT	100,0

Nota: Podrán usarse aguas con turbiedades y coliformes fecales ocasionales superiores a los indicados en esta Tabla, siempre y cuando las características de las aguas tratadas sean entregadas de acuerdo con la Norma INEN correspondiente.

14 Miércoles 4 de noviembre de 2015 -- Edición Especial N° 387 - Registro Oficial

TABLA 2: CRITERIOS DE CALIDAD ADMISIBLES PARA LA PRESERVACIÓN DE LA VIDA ACUÁTICA Y SILVESTRE EN AGUAS DULCES, MARINAS Y DE ESTUARIOS

PARÁMETROS	Expresados como	Unidad	Criterio de calidad	
			Agua dulce	Agua marina y de estuario
Aluminio ⁽¹⁾	Al	mg/l	0,1	1,5
Amoniaco Total ⁽²⁾	NH ₃	mg/l	-	0,4
Arsénico	As	mg/l	0,05	0,05
Bario	Ba	mg/l	1,0	1,0
Berilio	Be	mg/l	0,1	1,5
Bifenilos Policlorados	Concentración de PCBs totales	µg/l	1,0	1,0
Boro	B	mg/l	0,75	5,0
Cadmio	Cd	mg/l	0,001	0,005
Cianuros	CN ⁻	mg/l	0,01	0,01
Cinc	Zn	mg/l	0,03	0,015
Cloro residual total	Cl ₂	mg/l	0,01	0,01
Clorofenoles ⁽³⁾		mg/l	0,05	0,05
Cobalto	Co	mg/l	0,2	0,2
Cobre	Cu	mg/l	0,005	0,005
Cromo total	Cr	mg/l	0,032	0,05
Estaño	Sn	mg/l		2,00
Fenoles monohídricos	Expresado como fenoles	mg/l	0,001	0,001
Aceites y grasas	Sustancias solubles en hexano	mg/l	0,3	0,3
Hidrocarburos Totales de Petróleo	TPH	mg/l	0,5	0,5
Hierro	Fe	mg/l	0,3	0,3
Manganeso	Mn	mg/l	0,1	0,1
Materia flotante de origen antrópico	visible		Ausencia	Ausencia
Mercurio	Hg	mg/l	0,0002	0,0001
Níquel	Ni	mg/l	0,025	0,1
Oxígeno Disuelto	OD	% de saturación	> 80	> 60
Piretroides	Concentración de piretroides totales	mg/l	0,05	0,05
Plaguicidas organoclorados totales	Organoclorados totales	µg/l	10,0	10,0
Plaguicidas organofosforados totales	Organofosforados totales	µg/l	10,0	10,0
Plata	Ag	mg/l	0,01	0,005
Plomo	Pb	mg/l	0,001	0,001
Potencial de Hidrógeno	pH	unidades de pH	6,5 – 9	6,5 – 9,5
Selenio	Se	mg/l	0,001	0,001
Tensoactivos	Sustancias activas al azul de metileno	mg/l	0,5	0,5
Nitritos	NO ₂ ⁻	mg/l	0,2	
Nitratos	NO ₃ ⁻	mg/l	13	200
DQO	DQO	mg/l	40	-
DBO5	DBO ₅	mg/l	20	-
Sólidos Suspendidos Totales	SST	mg/l	max incremento de 10% de la condición natural	-

⁽¹⁾ Aluminio: Si el pH es menor a 6,5 el criterio de calidad será 0,005 mg/l
⁽²⁾ Aplicar la Tabla 2a como criterio de calidad para agua dulce
⁽³⁾ Si sobrepasa el criterio de calidad se debe analizar el diclorofenol cuyo criterio de calidad es 0,2 ug/l

TABLA 8. LÍMITES DE DESCARGA AL SISTEMA DE ALCANTARILLADO PÚBLICO

Parámetros	Expresado como	Unidad	Límite máximo permisible
Aceites y grasas	Sust. solubles en hexano	mg/l	70,0
Explosivos o inflamables	Sustancias	mg/l	Cero
Alkil mercurio		mg/l	No detectable
Aluminio	Al	mg/l	5,0
Arsénico total	As	mg/l	0,1
Cadmio	Cd	mg/l	0,02
Cianuro total	CN ^{II}	mg/l	1,0
Ci nc	Zn	mg/l	10,0
Cloro Activo	Cl	mg/l	0,5
Cloroformo	Extracto carbón cloroformo	mg/l	0,1
Cobalto total	Co	mg/l	0,5
Cobre	Cu	mg/l	1,0
Compuestos fenólicos	Expresado como fenol	mg/l	0,2
Compuestos organoclorados	Organoclorados totales	mg/l	0,05
Cromo Hexavalente	Cr ⁺⁶	mg/l	0,5
Demanda Bioquímica de Oxígeno (5 días)	DBO ₅	mg/l	250,0
Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/l	500,0
Dicloroetileno	Dicloroetileno	mg/l	1,0
Fósforo Total	P	mg/l	15,0
Hidrocarburos Totales de Petróleo	TPH	mg/l	20,0
Hierro total	Fe	mg/l	25,0
Mangane so total	Mn	mg/l	10,0
Me rcuri o (total)	Hg	mg/l	0,01
Níquel	Ni	mg/l	2,0
Nitrógeno Total Kje dahl	N	mg/l	60,0
Organofosforados	Especies Totales	mg/l	0,1
Plata	Ag	mg/l	0,5
Plomo	Pb	mg/l	0,5
Potencial de hidrógeno	pH		6-9
Selenio	Se	mg/l	0,5
Sólidos Sedimentables	SD	ml/l	20,0
Sólidos Suspendidos Total e s	SST	mg/l	220,0
Sólidos totales	ST	mg/l	1 600,0
Sulfatos	SO ₄ ^{II 2}	mg/l	400,0
Sulfuros	S	mg/l	1,0
Temperatura	°C		< 40,0
Tensoactivos	Sustancias Activas al azul de metileno	mg/l	2,0
Tetracloruro de carbono	Tetracloruro de carbono	mg/l	1,0
Tricloroetileno	Tricloroetileno	mg/l	1,0