



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

**“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 Académico de Doctor en Ciencias
Ambientales

AUTOR

Ana María AVEIGA ORTIZ

ASESOR

Dr. Francisco Alejandro ALCÁNTARA BOZA

Lima, Perú

2020



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

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.

HOJA DE METADATOS COMPLEMENTARIOS

Código ORCID del autor	https://orcid.org/0000-0003-0603-6269
DNI o pasaporte del autor	1308760733
Código ORCID del asesor	https://orcid.org/0000-0001-9127-4450
DNI o pasaporte del asesor	27074721
Grupo de investigación	Gestión Integrada de Recursos Naturales y Biodiversidad para el desarrollo sostenible – Manabí, Ecuador
Agencia financiadora	Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí "Manel Félix López" - Ecuador
Ubicación geográfica donde se desarrolló la investigación	La cuenca hidrográfica del río Carrizal (Cantón Bolívar, Provincia de Manabí, Ecuador). Coordenadas 1°4'15" S, 79°52'12" W
Año o rango de años en que se realizó la investigación	2017 - 2019
Disciplinas OCDE	<p>1.05.08 -- Ciencias del medio ambiente http://purl.org/pe-uri-repo/ocde/ford#1.05.08</p> <p>Preferred label (es) Ciencias del medio ambiente</p> <p>Preferred label (en) Environmental sciences</p> <p>Broader http://purl.org/pe-uri-repo/ocde/ford#1.05.00</p>

Nota: tomar en cuenta la forma de llenado según las precisiones colocas en la web.

https://sisbib.unmsm.edu.pe/archivos/documentos/recepcion_investigacion/Hoja%20de%20metadatos%20complementarios_30junio.pdf



UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS
(Universidad del Perú, DECANA DE AMÉRICA)
FACULTAD DE INGENIERÍA GEOLÓGICA, MINERA, METALÚRGICA Y GEOGRÁFICA
UNIDAD DE POSGRADO

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

SUSTENTACIÓN PÚBLICA

En la Universidad Nacional Mayor de San Marcos - Lima, a los dos días del mes de noviembre del año dos mil veinte, siendo las once horas, se reúnen los suscritos Miembros del Jurado Examinador de Tesis, nombrado mediante Dictamen N° 000069-2020-UPG-VDIP-FIGMMG/UNMSM del 20 de octubre del 2020, con la finalidad de evaluar la sustentación virtual a la amparo de la Directiva de la UNMSM aprobada con Resolución Rectoral N° 01357-R-20 de la siguiente tesis:

TÍTULO

«DETERMINACIÓN DE LA BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN LOS ÓRGANOS DE LOS PECES EN RÍO PRINCIPAL DE LA SUB - CUENCA DEL CARRIZAL»

Presentada por la Mg. ANA MARÍA AVEIGA ORTIZ, para optar el GRADO ACADÉMICO DE DOCTOR EN CIENCIAS AMBIENTALES.

El Secretario del Jurado Examinador de la Tesis, analiza el expediente N° 07650/FIGMMG/2014 de fecha 24 de octubre del 2014, 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. 72 del precitado Reglamento, correspondiéndole al graduando la siguiente calificación:

MUY BUENO (18)

Habiendo sido aprobada la sustentación virtual de la Tesis, el Presidente recomienda a la Facultad se le otorgue el GRADO ACADÉMICO DE DOCTOR EN CIENCIAS AMBIENTALES a la Mg. ANA MARÍA AVEIGA ORTIZ.

Siendo las 12:00 horas, se dio por concluido al acto académico.



Firmado digitalmente por CABRERA CARRANZA Carlos Francisco FAU 20148092282 soft
Motivo: Soy el autor del documento
Fecha: 04.11.2020 11:10:26 -05:00

DR. CARLOS FRANCISCO CABRERA CARRANZA
Presidente



Firmado digitalmente por TINOCO GÓMEZ Oscar Rafael FAU 20148092282 soft
Motivo: Soy el autor del documento
Fecha: 05.11.2020 18:11:48 -05:00

DR. OSCAR RAFAEL TINOCO GÓMEZ
Secretario

ERIKA SOFIA MURGUEITIO HERRERA

Firmado digitalmente por ERIKA SOFIA MURGUEITIO HERRERA
Fecha: 2020.11.06 19:13:21 -05'00'

DRA. ERIKA SOFIA MURGUEITIO HERRERA
Miembro



Firmado digitalmente por ALCÁNTARA BOZA Francisco Alejandro FAU 20148092282 soft
Motivo: Soy el autor del documento
Fecha: 05.11.2020 18:54:44 -05:00

DR. FRANCISCO ALEJANDRO ALCÁNTARA BOZA
Asesor

DEDICATORIA

El presente trabajo de investigación está dedicado a:

Dios por su infinita bondad, por regalarme cada maravilloso día y permitirme cumplir con mis metas.

Mi familia, quienes impulsan mi vida y me han apoyado en cada etapa de este proceso de formación.

Mis compañeros de labores de la Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López, por ser un extraordinario soporte en el desarrollo de esta investigación, desde cada uno de sus ámbitos.

Mis estudiantes, por quienes siempre vale la pena aprender.

Los moradores de la comunidad Balsa en Medio, por su gran motivación para cambiar sus prácticas agrícolas y aportar al cuidado del ambiente.

Ana María Aveiga Ortiz

AGRADECIMIENTO

Expreso mi más sincero agradecimiento a la Unidad de Postgrado de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos, por guiarme y motivarme en cada etapa de este estudio doctoral, particularmente al Dr. Francisco Alejandro Alcántara Boza.

Por su meritoria colaboración agradezco profundamente a los miembros del tribunal: Dr. Oscar Rafael Tinoco Gómez, Dra. Erika Sofia Murgueitio Herrera y al Dr. Carlos Francisco Cabrera Carranza.

A la Universidad Nacional Mayor de San Marcos y a la Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López, muchas gracias por proporcionar todo lo necesario para realizar esta investigación.

A los moradores de la comunidad Balsa en Medio, agradezco su apertura y motivación.

A todos quienes han formado parte de este proceso de aprendizaje y enriquecimiento, su aporte ha sido formidable.

Ana María Aveiga Ortiz

ÍNDICE GENERAL

DEDICATORIA	ii
AGRADECIMIENTO	iii
ÍNDICE GENERAL.....	iv
LISTA DE CUADROS	x
LISTA DE FIGURAS	xiii
RESUMEN.....	xv
ABSTRACT.....	xvi
CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN	1
1.1. Situación problemática:	1
1.2. Formulación del problema:.....	5
1.1.1 Problema general	5
1.1.2 Problemas Específicos	5
1.3. Justificación teórica	5
1.4. Justificación práctica	7
1.5. OBJETIVOS	8
1.1.3 Objetivo General.....	8
1.1.4 Objetivos específicos.....	8
CAPÍTULO II: MARCO TEÓRICO	10
2.1. Marco filosófico o epistemológico de la investigación	10
2.1.1. Filosofía Ambiental	10
2.1.2. Pensamiento Ambiental	11
2.2. Epistemología y Ciencias Ambientales	12
2.3. Antecedentes de investigación.....	12
2.4. Bases teóricas.....	17
2.4.1. Agua17	
2.4.2. Calidad del agua.....	17
2.4.3. Índice de calidad de agua (ICA).....	18
2.4.3.1. Dureza.....	19
2.4.3.2. Relación de la calidad del agua y la concentración de metales pesados	19
2.4.4. Metales pesados en agua, sedimentos y peces	21
2.4.5. Distribución del mercurio en el medio ambiente	22
2.4.6. Distribución del zinc en el ambiente	24
2.4.7. Oreochromis niloticus	26
2.4.7.1. Taxonomía	26
2.4.8. Aequidens rivulatus	27
2.4.8.1. Taxonomía	28
2.4.9. Hoplias microlepis.....	29
2.4.9.1. Taxonomía	29
2.4.10. La educación ambiental para un desarrollo sostenible... 30	
2.4.10.1. Conocimiento Ambiental.....	31
2.4.10.2. Comportamiento Ambiental	32
2.4.10.3. Estrategias de Educación Ambiental.....	32
2.4.10.4. Metodología Aprender Haciendo.....	33
2.4.10.5. Compost.....	33
2.4.10.6. Biol	35
2.4.10.7. Bioinsecticida	35

2.4.10.8.	Microorganismos eficientes	36
2.4.11.	Fitorremediación.....	37
2.4.11.1.	Sphagneticola trilobata.....	39
2.4.12.	Fitorremediación de metales pesados.....	41
2.4.12.1.	Factor de bioconcentración (FBC).....	41
2.4.12.2.	Factor de translocación (FT)	42
2.4.12.3.	Absorción y distribución de mercurio en las plantas.....	42
CAPÍTULO III:	METODOLOGÍA.....	45
3.1.	Tipo y diseño de investigación	45
3.2.	Flujograma metodológico de la investigación.....	46
3.3.	Unidad de análisis	47
3.4.	Población de estudio	47
3.5.	Selección de muestra	47
3.6.	Procedimiento	48
3.6.1.	Fase 1: Análisis de la relación del contenido de mercurio y zinc en el agua y sedimentos del Rio Carrizal, con las variables fisicoquímicas.....	48
3.6.1.1.	Actividad 1.- Establecimiento de los puntos de muestreo.....	48
3.6.1.2.	Actividad 2.- Caracterización de las variables fisicoquímicas (temperatura, dureza, turbidez, sólidos totales, sólidos suspendidos, alcalinidad, pH, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, potencial redox, sulfatos, mercurio y zinc) del agua del río Carrizal.....	50
3.6.1.3.	Actividad 3.- Comparación de los resultados obtenidos con la normativa ambiental vigente.....	52
3.6.1.4.	Actividad 4.- Estudios estadísticos de las variables fisicoquímicas del agua, durante los meses de estudio en cada punto de muestreo.....	53
3.6.1.5.	Actividades 5.- Toma de muestras de sedimentos en puntos establecidos.....	53
3.6.1.6.	Actividades 6.- Realización de los análisis de las muestras de sedimentos.....	54
3.6.1.7.	Actividad 7.- Comparación de los resultados obtenidos con la normativa ambiental vigente y determinación del impacto potencial en la fauna acuática.....	55
3.6.1.8.	Actividad 8.- Estudio estadístico de la concentración de metales en agua y sedimentos, durante los meses de estudio en cada punto de muestreo.....	55
3.6.2.	Fase 2.- Análisis de la bioacumulación de mercurio y zinc en tejido branquial, hepático y muscular de dos especies nativas de peces (<i>Hoplias microlepis</i> y <i>Aequidens rivulatus</i>) y una introducida (<i>Oreochromis niloticus</i>).....	56
3.6.2.1.	Actividad 9. Captura de especímenes, y toma de muestras (hígado, branquias y músculo) en los puntos de muestreo establecidos.....	56
3.6.2.2.	Actividades 10.- Realización de los análisis de las muestras de hígado, branquias y músculo de los peces en estudio.....	57

3.6.2.3.	Actividad 11.- Comparación de los resultados obtenidos con la normativa ambiental vigente.....	57
3.6.2.4.	Actividad 12.- Estudio estadístico de la concentración de metales en hígado, branquias y músculo de los peces estudiados, en cada punto de muestreo.	58
3.6.3.	Fase 3.- Evaluación del nivel de conocimiento y comportamiento ambiental de los miembros de la Asociación Agropecuaria de la Comunidad Balsa en Medio, mediante la aplicación de estrategias de educación ambiental tendiente a la disminución del uso de agroquímicos.	58
3.6.3.1.	Actividad 13. Determinación de las estrategias ambientales a desarrollarse en el plan de capacitación.	59
3.6.3.2.	Actividad 14. Valoración del conocimiento ambiental y comportamiento ambiental Inicial de los participantes. ...	59
3.6.3.3.	Actividad 15. Diseño de un plan de capacitación para las personas de la comunidad Balsa en Medio	60
3.6.3.4.	Actividad 16. Valoración del conocimiento ambiental y comportamiento ambiental final de los participantes.....	63
3.6.3.5.	Actividad 17. Análisis estadístico de los datos obtenidos.....	63
3.6.3.6.	Actividad 18. Elaboración y presentación de una guía práctica para la implementación de una agricultura ecológica y sostenible	63
3.6.4.	Fase 4.- Evaluación de la capacidad fitorremediadora de la <i>Sphagneticola trilobata</i> (Margarita rastrera), en la disminución del contenido de mercurio y zinc en suelos agrícolas.	64
3.6.4.1.	Actividad 19. Selección de la zona y de la especie nativa (<i>Sphagneticola trilobata</i>) a utilizarse en el ensayo.....	64
3.6.4.2.	Actividad 20. Realización del ensayo de fitorremediación utilizando <i>Sphagneticola trilobata</i> (Margarita rastrera) en suelos contaminados con Hg y Zinc.	65
3.6.4.3.	Actividad 21. Aplicación <i>Sphagneticola trilobata</i> (Margarita rastrera) en la ribera del río de la comunidad Balsa en Medio.....	67
3.7.	Técnicas e instrumentos de recolección de datos.....	68
3.8.	Análisis e interpretación de la información	69
CAPÍTULO IV: RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....		70
4.1.	Análisis, interpretación y discusión de resultados.	70
4.1.1.	Análisis de la relación del contenido de mercurio y zinc en el agua y sedimentos del Rio Carrizal, con las variables fisicoquímicas.	70
4.1.1.1.	Estudios estadísticos de las variables fisicoquímicas del agua (temperatura, dureza, turbidez, sólidos totales, sólidos suspendidos, alcalinidad, pH, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, potencial redox y	

	sulfatos), durante los meses de estudio en cada punto de muestreo.	70
4.1.1.2.	Análisis de los niveles de mercurio y zinc en aguas y sedimentos para las diferentes zonas y épocas de muestreo del río Carrizal.	83
4.1.2.	Análisis de la bioacumulación de mercurio y zinc en tejido branquial, hepático y muscular de dos especies nativas de peces (<i>Hoplias microlepis</i> y <i>Aequidens rivulatus</i>) y una introducida (<i>Oreochromis niloticus</i>).	92
4.1.2.1.	Análisis de la concentración de metales en hígado, branquias y músculo de los peces estudiados para las diferentes épocas y tejidos de peces muestreados en el río Carrizal.	92
4.1.3.	Evaluación del nivel de conocimiento y comportamiento ambiental de los miembros de la Asociación Agropecuaria de la Comunidad Balsa en Medio, mediante la aplicación de estrategias de educación ambiental tendiente a la disminución del uso de agroquímicos.	110
4.1.3.1.	Determinación de las estrategias ambientales desarrolladas en el plan de capacitación.	110
4.1.3.2.	Valoración del conocimiento ambiental y comportamiento ambiental Inicial de los participantes.	112
4.1.3.3.	Plan de capacitación aplicado a las personas de la comunidad Balsa en Medio	114
4.1.3.4.	Valoración del conocimiento ambiental y comportamiento ambiental final de los participantes.	116
4.1.3.5.	Análisis estadístico de los datos obtenidos	117
4.1.4.	Evaluación de la capacidad fitorremediadora de la <i>Sphagneticola trilobata</i> (Margarita rastrera), en la disminución del contenido de mercurio y zinc en suelos agrícolas.	120
4.1.4.1.	Realización del ensayo de fitorremediación utilizando <i>Sphagneticola trilobata</i> (Margarita rastrera) en suelos contaminados con Hg y Zinc.	120
4.1.4.2.	Aplicación <i>Sphagneticola trilobata</i> (Margarita rastrera) en la ribera del río de la comunidad Balsa en Medio.	124
4.2.	Contrastación de hipótesis	126
4.2.1.	Verificación de normalidad.	126
4.2.2.	Verificación de hipótesis	128
4.3.	Presentación de resultados	133
4.3.1.	Análisis de la relación del contenido de mercurio y zinc en el agua y sedimentos del Río Carrizal, con las variables fisicoquímicas.	133
4.3.1.1.	Establecimiento de los puntos de muestreo.	133
4.3.1.2.	Comparación de los resultados obtenidos de la Caracterización de las variables fisicoquímicas del agua superficial del río Carrizal con la normativa ambiental vigente.	143

4.3.1.3.	Comparación de los resultados obtenidos de la concentración de Hg y Zn en el sedimento del río Carrizal con la normativa ambiental vigente.....	152
4.3.2.	Análisis de la bioacumulación de mercurio y zinc en tejido branquial, hepático y muscular de dos especies nativas de peces (<i>Hoplias microlepis</i> y <i>Aequidens rivulatus</i>) y una introducida (<i>Oreochromis niloticus</i>).	154
4.3.2.1.	Comparación de los resultados obtenidos de la concentración de Hg y Zn en músculo, hígado y branquias de <i>Hoplias microlepis</i> , <i>Aequidens rivulatus</i> y <i>Oreochromis niloticus</i> del río Carrizal con la normativa ambiental vigente.	155
4.3.3.	Evaluación del nivel de conocimiento y comportamiento ambiental de los miembros de la Asociación Agropecuaria de la Comunidad Balsa en Medio, mediante la aplicación de estrategias de educación ambiental tendiente a la disminución del uso de agroquímicos.	158
4.3.4.	Evaluación de la capacidad fitorremediadora de la <i>Sphagneticola trilobata</i> (Margarita rastrera), en la disminución del contenido de mercurio y zinc en suelos agrícolas.	161
4.3.4.1.	Realización del ensayo de fitorremediación utilizando <i>Sphagneticola trilobata</i> (Margarita rastrera) en suelos contaminados con Hg y Zinc.	161
4.3.4.2.	Aplicación Margarita rastrera en la ribera del río de la comunidad Balsa en Medio.	162
CAPÍTULO V: IMPACTOS (OPCIONAL).....		163
5.1.	Propuesta para la solución del problema	163
5.2.	Costos de implementación de la propuesta.....	166
5.3.	Beneficios que aporta la propuesta	167
CONCLUSIONES		168
RECOMENDACIONES.....		170
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....		171
ANEXOS.....		203
9.1.	Anexo 1: Formato de entrevista	203
9.2.	Anexo 2: Formato de ficha de campo.....	204
9.3.	Anexo 3. Criterios de calidad de fuentes de agua para consumo humano y doméstico (Anexo 1: Tabla 1 del TULSMA).....	205
9.4.	Anexo 4. Criterios de calidad admisibles para la prevención de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios (Anexo 1: Tabla 2 del TULSMA).....	206
9.5.	Anexo 5.- Criterios de calidad de aguas para riego agrícola (Anexo 1: Tabla 3 del TULSMA)	207
9.6.	Anexo 6.- Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life	208
9.7.	Anexo 7.- Criterios de calidad de aguas continental de la directiva 75/440/EEC de la Unión Europea	209
9.8.	Anexo 8.- Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic life	210

9.9.	Anexo 9.- Contenidos máximos permisibles de metales en tejido muscular de peces para consumo.....	211
9.9.1.	Contenidos máximos permisibles de metales en peces para consumo humano	211
9.9.2.	Contenidos máximos permisibles de metales peso húmedo de peces	211
9.10.	Anexo 10. Encuesta para determinar la estrategia ambiental	212
9.11.	Anexo 11. Cuestionario con preguntas de selección múltiple para evaluación del conocimiento ambiental en participantes de la comunidad Balsa en Medio	213
9.12.	Anexo 12. Encuesta de evaluación del comportamiento ambiental en participantes de la comunidad Balsa en Medio	214
9.13.	Anexo 13. Guía práctica para la implementación de una agricultura ecológica y sostenible	215

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Ventajas y limitaciones del ICA como herramienta de evaluación.	18
Cuadro 2. Taxonomía de la Tilapia negra.....	27
Cuadro 3. Taxonomía de la vieja azul.....	28
Cuadro 4. Taxonomía del guanchiche	30
Cuadro 5. Descripción general de Sphagneticola trilobata	40
Cuadro 6. Parámetros analizados según me método de análisis	51
Cuadro 7. Métodos utilizados para determinar la concentración de mercurio y zinc.	52
Cuadro 8. Métodos para el análisis de las muestras de sedimentos.	54
Cuadro 9. Métodos para el análisis de las muestras de peces.	57
Cuadro 10. Resumen del análisis de varianza de las variables alcalinidad, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, potencial redox y sulfatos para las zonas y épocas de muestreo en el rio Carrizal.	71
Cuadro 11. Comparación de los valores promedios de las variables pH, alcalinidad, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, potencial REDOX y sulfatos por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad para las tres zonas estudiadas en el rio Carrizal.....	72
Cuadro 12. Resumen del análisis de varianza de las variables temperatura, turbidez, dureza, sólidos totales y sólidos suspendidos para las zonas y épocas de muestreo en el rio Carrizal.	77
Cuadro 13. Comparación de los valores promedios de las variables temperatura, turbidez, dureza, sólidos totales y sólidos suspendidos por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad para las zonas estudiadas en el rio Carrizal.	78
Cuadro 14. Resumen del análisis de varianza para los niveles de mercurio y zinc en agua y sedimentos en las diferentes zonas y épocas de muestreo del rio Carrizal.....	84
Cuadro 15. Comparación por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad para el contenido de zinc en sedimentos en diferentes zonas del rio Carrizal.....	90
Cuadro 16. Comparación por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad para el contenido de zinc en sedimentos en diferentes épocas de muestreo en el rio Carrizal.....	91
Cuadro 17. Correlaciones de Pearson significativas entre las variables fisicoquímicas del agua y los tenores de mercurio y zinc en agua y sedimentos	91
Cuadro 18. Resumen del análisis de varianza de las concentraciones de metales pesados muestreados en las diferentes épocas y tejidos en los ejemplares de Tilapia procedentes del rio Carrizal.	95

Cuadro 19. Comparación por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad para las épocas de muestreo del mercurio en ejemplares de tilapia procedentes del río Carrizal.....	96
Cuadro 20. Comparación por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad de las concentraciones de zinc en los tejidos muestreados de ejemplares de tilapias procedentes del río Carrizal.	97
Cuadro 21. Resumen del análisis de varianza de las concentraciones de los metales pesados en las épocas y tejidos muestreados de los ejemplares de Guanchinche procedentes del río Carrizal.	100
Cuadro 22. Comparación por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad de las concentraciones de mercurio en los tejidos muestreados de ejemplares de Guanchinches.....	102
Cuadro 23. Comparación por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad de las concentraciones de zinc en los tejidos muestreados de ejemplares de Guanchinches.....	103
Cuadro 24. Resumen del análisis de varianza de las concentraciones de los metales pesados en las diferentes épocas y tejidos de ejemplares de Vieja Azul procedentes del río Carrizal.	106
Cuadro 25. Comparación por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad de las concentraciones de mercurio en los tejidos muestreados de ejemplares de Vieja Azul.....	107
Cuadro 26. Comparación por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad de las concentraciones de zinc en los tejidos muestreados de ejemplares de Vieja Azul.....	107
Cuadro 27. Análisis de varianza de las variables en estudio.	118
Cuadro 28. FBC y FT de Sphagneticola trilobata en suelo contaminado...	123
Cuadro 29. Cuadro explicativo de los puntos de muestreo en la Microcuenca, Embalse La Esperanza y Subcuenca del Río Carrizal.....	142
Cuadro 30. Valoración del agua superficial de los puntos de muestreo de la Microcuenca, según las normas de calidad ambiental.....	143
Cuadro 31. Valoración del agua superficial de los puntos de muestreo del Embalse según las normas de calidad ambiental.	146
Cuadro 32. Valoración del agua superficial de los puntos de muestreo de la Subcuenca, según las normas de calidad ambiental.	148
Cuadro 33. Valoración de la concentración de Alcalinidad Total, Sólidos Totales y Potencial REDOX en los puntos de muestreo de la Microcuenca, Embalse y Subcuenca, según valores referenciales utilizados en otras investigaciones.	151
Cuadro 34. Valoración de la concentración de Hg y Zn del sedimento de los puntos de muestreo de la Microcuenca, según las normas de calidad ambiental.	152
Cuadro 35. Valoración de la concentración de Hg y Zn del sedimento de los puntos de muestreo del Embalse, según las normas de calidad ambiental.	153

Cuadro 36. Valoración de la concentración de Hg y Zn del sedimento de los puntos de muestreo de la Subcuenca, según las normas de calidad ambiental.	153
Cuadro 37. Valoración de la concentración de Hg y Zn en músculo, hígado y branquias de <i>Oreochromis niloticus</i> en los puntos de muestreo del Embalse, según las normas de calidad ambiental.	154
Cuadro 38. Valoración de la concentración de Hg y Zn en músculo, hígado y branquias de <i>Hoplias microlepis</i> en los puntos de muestreo de la Subcuenca, según las normas de calidad ambiental.	155
Cuadro 39. Valoración de la concentración de Hg y Zn en músculo, hígado y branquias de <i>Aequidens rivulatus</i> en los puntos de muestreo de la Subcuenca, según las normas de calidad ambiental.	157
Cuadro 40. Valoración del conocimiento y comportamiento ambiental antes de la aplicación del plan de capacitación.	158
Cuadro 41. Valoración del conocimiento y comportamiento ambiental después de la aplicación el plan de capacitación.	159
Cuadro 42. Concentración inicial de Hg y Zn en zona aérea y raíces de plántulas de <i>Sphagneticola trilobata</i>	161
Cuadro 43. Concentración final de Hg y Zn en zona aérea y raíces de <i>Sphagneticola trilobata</i> , en suelo contaminado y suelo de control. Método ICP-OES	161
Cuadro 44. Proceso de fitorremediación de suelo con <i>S. trilobata</i> en la comunidad Balsa en Medio. Concentraciones de Hg y Zn en agua, sedimento y suelo.	162
Cuadro 45. Proceso de fitorremediación de suelo con <i>S. trilobata</i> en la comunidad Balsa en Medio. Concentración promedio de Hg y Zn en peces	162

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama conceptual del ciclo del mercurio en un ecosistema agua dulce.	23
Figura 2. <i>Oreochromis niloticus</i>	27
Figura 3. <i>Aequidens rivulatus</i>	28
Figura 4. <i>Hoplias microlepis</i>	30
Figura 5. Estrategias de educación ambiental para la sostenibilidad, pasos principales: (1) visión participativa de la sostenibilidad, (2) condiciones propicias para la sostenibilidad, (3) competencias para la transformación de la realidad, (4) pedagogías y estrategias de aprendizaje, y (5) monitoreo y evaluación.....	32
Figura 6. Pirámide del aprendizaje, porcentaje de diferentes estrategias de educación.	33
Figura 7. Descripción general de las tres fases de compostaje y los procesos de degradación que tienen lugar. La duración de las diferentes fases será diferente, según el método de compostaje aplicado.	34
Figura 8. Ventajas identificadas del biol.....	35
Figura 9. Ventajas de usar bioinsecticidas en comparación con agroquímicos.	36
Figura 10. Funcionamiento de los microorganismos eficientes en el suelo y sus ventajas.....	37
Figura 11. Esquema de algunos de los procesos de fitorremediación exhibidos por las plantas para la remediación del suelo. Fuente. Upcraft y Guo (2019)	38
Figura 12. Margarita rastrera (<i>Sphagneticola trilobata</i>).....	40
Figura 13. Procesos identificados en la fitorremediación de mercurio empleando Margarita rastrera.....	44
Figura 14. Correlación de Pearson. Donde A, B y C corresponden a las Zonas 1, 2 y 3 respectivamente.	81
Figura 15. Índice de dureza para las zonas referencial, 1, 2 y 3.....	83
Figura 16. Desdoblamiento de la interacción zonas x épocas para la variable niveles de mercurio en el agua (barras de error corresponden al nivel crítico de Tukey al 5%).	86
Figura 17. Desdoblamiento de la interacción zonas x épocas para la variable niveles de zinc en el agua (barras de error corresponden al nivel crítico de Tukey al 5%).	89
Figura 18. Niveles de Hg en <i>Oreochromis niloticus</i>	93
Figura 19. Niveles de Zn en <i>Oreochromis niloticus</i>	94
Figura 20. Niveles de Hg en <i>Hoplias microlepis</i>	99
Figura 21. Niveles de Zn en <i>Hoplias microlepis</i>	100
Figura 22. Niveles de Hg en <i>Aequidens rivulatus</i>	105
Figura 23. Niveles de Zn en <i>Aequidens rivulatus</i>	106

Figura 24. Distribución de las concentraciones de mercurio y zinc en agua, sedimento y peces en las zonas 2 y 3.	109
Figura 25. Resultados de la encuesta para determinar estrategias ambientales	111
Figura 26. Valoración del conocimiento ambiental y comportamiento ambiental inicial (Antes)	113
Figura 27. Valoración del conocimiento ambiental y comportamiento ambiental final (Después).....	116
Figura 28. Nivel del conocimiento ambiental antes y después de las capacitaciones.	118
Figura 29. Nivel del comportamiento ambiental antes y después de las capacitaciones.	119
Figura 30. Concentraciones de Hg en suelo contaminado luego de 60 días de tratamiento con Margarita rastrera.....	121
Figura 31. Concentraciones de Zn en suelo contaminado luego de 60 días de tratamiento con Margarita rastrera.....	122
Figura 32. Concentración de Hg y Zn en: suelo, agua y sedimento en la ribera del río Carrizal.....	125
Figura 33. Concentración promedio de Hg y Zn en peces comunidad Balsa en Medio... ..	126
Figura 34. Mapa geológico de la subcuenca Carrizal.	133
<i>Figura 35. Mapa de uso de suelo de la subcuenca Carrizal.</i>	<i>134</i>
<i>Figura 36. Mapa hidrológico de la subcuenca Carrizal.</i>	<i>135</i>
<i>Figura 37. Mapa de isoyetas de la subcuenca Carrizal..</i>	<i>136</i>
Figura 38. Mapa de isotermas de la subcuenca Carrizal.	137
<i>Figura 39. Mapa de poblados de la subcuenca Carrizal..</i>	<i>138</i>
Figura 40 . Mapa de red vial de la subcuenca Carrizal.	139
Figura 41. Mapa de muestreo de la subcuenca Carrizal.....	141

RESUMEN

Esta investigación tuvo como finalidad determinar la bioacumulación de metales pesados en los órganos de los peces del río principal de la subcuenca del Carrizal. Para lo cual se determinó el contenido de Hg y Zn en agua, sedimentos y peces (*Hoplias microlepis*, *Aequidens rivulatus* y *Oreochromis niloticus*); se aplicaron estrategias de educación ambiental para los miembros de la Asociación Agropecuaria de la Comunidad Balsa en Medio (AGROBEN), tendientes a la disminución del uso de agroquímicos; y se determinó la capacidad fitorremediadora de la *Sphagneticola trilobata* en suelos agrícolas contaminados con mercurio y zinc. Como resultado, se detectaron niveles altos de mercurio en la subcuenca, 0,132 mg/l en agua (agosto) y 0,598 mg/Kg en sedimentos (octubre); mientras que los valores más elevados de zinc se hallaron en la microcuenca en el mes de octubre, 0,121 mg/l en agua y 0,268 mg/Kg en sedimentos; por otra parte, la concentración metálica más alta en peces, se presentó en el mes de agosto, con 0,300 mg/Kg de Hg y 0,371 mg/Kg de Zn en branquias de *Oreochromis niloticus*, 1,615 mg/Kg de Hg en músculo y 1,243 mg/Kg de Zn en hígado de *Hoplias microlepis*, y 2,034 mg/Kg de Hg en músculo y 0,415 mg/Kg de Zn en branquias de *Aequidens rivulatus*. En lo referente al nivel de conocimiento y comportamiento ambiental de los miembros de AGROBEN, desde su etapa inicial hasta su etapa final, se incrementó notablemente, encontrándose diferencias estadísticamente significativas. Además, la *Sphagneticola trilobata* disminuyó el contenido de mercurio en un 43.49% y el de zinc en un 42.56% en suelos agrícolas y se la catalogó como fitoestabilizadora. La creciente presión de la actividad agropecuaria sobre la zona de estudio contribuye al incremento del contenido de Hg y Zn en agua, sedimento y peces; por lo que la educación ambiental y el uso de técnicas de fitorremediación con especies nativas han mostrado gran pertinencia como alternativas de solución.

Palabras clave: bioacumulación, mercurio, zinc, agricultura sostenible, fitorremediación.

ABSTRACT

The purpose of this research was to determine the bioaccumulation of heavy metals in the organs of fish from the main river of the Carrizal sub-basin. For which, the Hg and Zn content in water, sediments and fish (*Hoplias microlepis*, *Aequidens rivulatus* and *Oreochromis niloticus*) were determined; Environmental education strategies were applied for the members of the Balsa en Medio Community Agricultural Association (AGROBEN), aimed at reducing the use of agrochemicals; and the phytoremediation capacity of *Sphagneticola trilobata* in agricultural soils contaminated with mercury and zinc was determined. As a result, high levels of mercury were detected in the sub-basin, 0.132 mg / l in water (August) and 0.598 mg/Kg in sediments (October); while the highest zinc values were found in the micro-basin in October, 0.121 mg/l in water and 0.268 mg/Kg in sediments; On the other hand, the highest metallic concentration in fish was presented in August, with 0.300 mg/Kg of Hg and 0.371 mg/Kg of Zn in gills of *Oreochromis niloticus*, 1,615 mg/Kg of Hg in muscle and 1,243 mg/Kg of Zn in the liver of *Hoplias microlepis*, and 2,034 mg/Kg of Hg in muscle and 0.415 mg/Kg of Zn in gills of *Aequidens rivulatus*. Regarding the level of knowledge and environmental behavior of the members of AGROBEN, from its initial stage to its final stage, it increased notably, finding statistically significant differences. In addition, *Sphagneticola trilobata* decreased mercury content by 43.49% and zinc by 42.56% in agricultural soils and was classified as a phytostabilizer. The growing pressure of agricultural activity on the study area contributes to the increase in the content of Hg and Zn in water, sediment and fish. Therefore, environmental education and the use of phytoremediation techniques with native species have shown great relevance as alternative solutions.

Keywords: bioaccumulation, mercury, zinc, sustainable agriculture, phytoremediation.

CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN

1.1. Situación problemática:

Según la Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo del Ecuador (SENPLADES, 2013), este país posee grandes recursos que lo ubican entre los diecisiete países megadiversos del mundo, sin embargo, las actividades productivas han causado un gran impacto sobre tales recursos, que son empleados para satisfacer las necesidades de su población.

“La contaminación de los ríos por descargas domésticas, industriales, agrícolas y acuícolas tiene impactos ambientales drásticos” (Fontaine, Narváez y Cisnero, 2008). En 2010, el 60% de municipios del Ecuador no depuraban sus aguas residuales y únicamente el 13% controlaba sus descargas crudas, por lo que, debido al crecimiento urbano, sobre todo, la expansión de centros urbanos medianos, y a los datos existentes a cerca de las condiciones físicas, químicas y bacteriológicas, es posible predecir la decadencia de la calidad de los flujos superficiales a mediano y largo plazo (SENPLADES, 2013).

Es que el fuerte crecimiento de la frontera agrícola, así como la deforestación intensa muestran una problemática que se va extendiendo más en superficie, pero también en intensidad de los impactos (Fontaine, Narváez y Cisnero, 2008). La carga de sedimentos en ríos y arroyos ha incrementado, debido a la erosión provocada por prácticas agrícolas inadecuadas, así como el contenido de fosfatos y nitratos “por el uso indiscriminado de fertilizantes, plaguicidas y agentes biosidas contenidos en aguas residuales agrícolas” (SENPLADES, 2013, p. 54).

Según la Agencia de Noticias del Ecuador y Latinoamericana (ANDES, 2013), el principal factor de degradación de la cuenca baja del río Guayas de Ecuador, son los residuos de pesticidas y plaguicidas empleados en diversas actividades agrarias y el aporte de aguas servidas, por lo que existe una elevada concentración de “coliformes totales y fecales, pesticidas fosforados,

malatión y paratión, así como metales y metaloides, prevaleciendo: arsénico, plomo, mercurio, azufre, amonio, amoniaco, entre otros” (ANDES, 2013, p. 14).

Actualmente, los ecosistemas acuáticos presentan metales pesados, que representan riesgo para la biota acuática “debido a su elevada toxicidad, persistencia y tendencia a la acumulación en los ecosistemas acuáticos y terrestres” (Zorrilla, 2011, p. 6).

Las fuentes naturales de metales pesados en los medios acuáticos van a depender de su distribución, meteorización o desgastes geológicos y entre las fuentes antropogénicas se destacan las actividades industriales, explotación minera, prácticas agrícolas, la combustión y la lixiviación de estos a partir de residuos domésticos, los cuales pueden incrementar su carga en este medio o perturbar sus ciclos naturales y generar concentraciones “elevadas en algún compartimento en particular” (Tulonen *et al.*, 2006; Gupta *et al.*, 2009), citados por Pájaro y Sánchez (2016).

Esta problemática es evidente en la provincia de Esmeraldas-Ecuador, específicamente en la cuenca del río Santiago, donde Correa, Bolaños, Rebolledo y Rubio (2015), encontraron que los niveles de aluminio, cobre, hierro, manganeso y plomo superaron los Límites Máximos Permisibles (LMP) establecidos en el TULSMA (Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundaria); solamente los niveles de cromo, níquel y zinc superaron los LMP en una estación y los valores de arsénico y mercurio permanecieron bajo el rango establecido. De igual manera, los valores de cobre, cromo, hierro, manganeso y zinc en sedimentos superaron los LMP.

Así mismo, en el río Babahoyo-Ecuador “los niveles encontrados en aguas no presentan grandes variaciones y que se encontraban en los LMP de acuerdo a la referencia de la Tabla 5 del TULSMA, con excepción del Cd que superaba los LMP” (Venegas, 2016, p. 54). Pero en cuanto a metales pesados en sedimentos, sí se observaron variaciones significativas, como es el caso del cobre, en donde los valores sobrepasaron todos los LMP en normas

nacionales e internacionales en todas las estaciones de monitoreo (superior 28 ppm).

Así mismo, en el análisis ambiental de las cuencas de los ríos Chone y Portoviejo ubicadas en la Provincia de Manabí-Ecuador (Informe preparado para el Ministerio del Ambiente), realizado por Coello *et al.* (2009) se detectó plomo, mercurio y cadmio en los sedimentos del embalse La Esperanza, pero los niveles disminuyeron significativamente a lo largo del cauce. En agua no se encontró cadmio y las concentraciones de plomo fueron bajas, ambos metales sólo se hallaron en La Margarita, superando el máximo permitido en la normativa nacional; y en lo referente a mercurio en agua, se pudo observar en dos puntos: agua de superficie dentro de La Esperanza y Portovelo. Estos metales están catalogados como tóxicos, con múltiples efectos; por lo que las concentraciones detectadas en aguas superficiales podrían atribuirse a un aporte de los sedimentos, ya que estos actúan como vehículos para su transporte.

Y es que los metales pesados provenientes de fuentes antropogénicas “suelen acumularse principalmente en los sedimentos superficiales de los ríos” (Correa *et al.*, 2015, p. 23); pues generalmente persisten “en los ecosistemas acuáticos por procesos naturales, debido a que no son biodegradables” (Murray, 1996); además, en su ciclo ecobiológico toman los cursos hídricos naturales como ruta primordial y presentan un comportamiento bioacumulativo Moalla, Awadallah, Rashed y Soltan (1998) provocando modificaciones en los componentes faunísticos y florísticos del ecosistema.

Soto (2001) indica que los metales pesados pueden liberarse de nuevo a la fase acuosa, y es que como establecieron Ruiz y Echeandía (1994), los cambios de pH, salinidad y propiedades redox de los flujos hídricos, pueden causar el transporte y resuspensión de estas sustancias químicas depositadas en los sedimentos, ampliando sus efectos tóxicos. Según Maya y Hansen (1995) puede darse también, bajo ciertas condiciones como el aumento de sólidos disueltos, de sólidos suspendidos, sulfatos, alcalinidad y dureza total.

Considerando lo antes expuesto, algunos peces encontrados en “varios niveles de la cadena trófica, son excelentes indicadores de contaminación por metales pesados, pues pueden bioacumular y biomagnificar elevadas concentraciones de estos elementos” (Correa *et al.*, 2015, p. 14), en piel, hígado, agallas, entre otros (Zorrilla, 2011), lo cual depende principalmente de “las concentraciones de metales en el agua, sedimentos, género, edad, periodo de exposición y nivel trófico” (Yi *et al.*, 2011), citado por Pájaro y Sánchez (2016). Lo que implica, que su pesca podría representar “un riesgo en la salud de las poblaciones que consumen este recurso” (Mancera y Álvarez, 2006, p. 46).

En la subcuenca del río Carrizal, según Coello *et al.* (2009) la mala praxis agrícola es la fuente predominante de contaminación. Por lo cual en la determinación de los capitales aprovechables de las familias productoras de la microcuenca del Río Carrizal en Manabí-Ecuador, realizada por Zambrano (2012), en las comunidades de Balsa En Medio (zona alta), Severino (zona media) y Julián (zona baja), los principales problemas ambientales descritos “son las variaciones climáticas, los deslaves, la deforestación y la quema de pastizales y el mal uso de agroquímicos que contaminan las vertientes, acuíferos y cuerpos receptores” (Zambrano, 2012, p. 43).

Es que los residuos provenientes de sistemas agropecuarios pueden causar “impactos ambientales negativos si no existe un control en el almacenamiento, transporte o en la aplicación, por emisión de gases contaminantes, y la acumulación de micro y macronutrientes, tanto en el suelo como en los cuerpos hídricos superficiales” (Brutti, Beltrán y García, 2018, p. 11). Los metales pesados posiblemente aportados al río Carrizal del cantón Bolívar, Manabí-Ecuador, principalmente por actividades agrícolas (cultivos de arroz, maíz, yuca, cacao, plátano, frejol, pasto, entre otros) que se desarrollan a lo largo de sus riberas, podrían estar bioacumulándose en la ictiofauna nativa y no nativa de importancia comercial, lo que sería un peligro para la salud pública.

Además, es necesaria de la aplicación de estrategias de educación ambiental, sostenibles económica y ecológicamente, justas, aplicando técnicas y

métodos con nuevos enfoques teóricos y prácticos (Martínez, 2010), y de alternativas tecnológicas de fitorremediación utilizando plantas nativas para tratar suelos agrícolas contaminados con metales pesados, con la finalidad de que contribuyan a mejorar la calidad de vida, y potenciar la recuperación, conservación y protección del medio ambiente.

1.2. Formulación del problema:

1.1.1 Problema general

¿Cuál es la bioacumulación de metales pesados en los órganos de los peces en río principal de la subcuenca del Carrizal en Manabí, Ecuador?

1.1.2 Problemas Específicos

1.- ¿Cómo se relaciona el contenido de mercurio y zinc en el agua y sedimentos del Rio Carrizal, con las variables fisicoquímicas?

2.- ¿Cuál es la bioacumulación de mercurio y zinc en el tejido branquial, hepático y muscular de dos especies nativas de peces (*Hoplias microlepis* y *Aequidens rivulatus*) y una introducida (*Oreochromis niloticus*)?

3.- ¿Cuál el nivel de conocimiento y comportamiento ambiental de los miembros de la Asociación Agropecuaria de la Comunidad Balsa en Medio, mediante la aplicación de estrategias de educación ambiental, tendiente a la disminución del uso de agroquímicos?

4.- ¿Cuál es la capacidad fitorremediadora de la *Sphagneticola trilobata* (Margarita rastrera), en la disminución del contenido de mercurio y zinc en suelos agrícolas?

1.3. Justificación teórica

La Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH) “es un proceso que promueve el manejo y desarrollo coordinado del uso y aprovechamiento multisectorial del agua con los recursos naturales en cuencas hídricas, orientado a lograr el desarrollo sostenible sin comprometer la sostenibilidad

de los ecosistemas” (Instituto de Investigaciones de la Amazonia Peruana [IIAP], 2011, p. 21).

Ecuador es un país predominantemente agrícola, actividad que genera grandes aportes a su economía (Venegas, 2016) y con el afán de hacer rendir más las cosechas de los alimentos necesarios para consumo humano, se ha utilizado sustancias para controlar las plagas y malezas. El uso de estas sustancias de manera “indiscriminada e irresponsable acarrea problemas a diferentes organismos y a sus poblaciones” (Badii, Garza, Garza y Landeros, 2005, p. 26).

Siendo la contaminación por metales uno de estos problemas, estas sustancias en cantidades pequeñas son fundamentales en la vida de los organismos; pero, al incrementar su concentración por las actividades humanas, de tipo industrial, urbanas y agrarias, pueden aumentar la carga de estos en los entornos acuáticos y perturbar sus ciclos naturales (Zorrilla, 2011). Ya que una vez que ingresan a los cuerpos hídricos, se absorben y se precipitan en los sedimentos generando así una fuente potencial de contaminación, que luego van a ser liberados a la columna de agua, vegetación, peces y población silvestre, causando un riesgo latente que podría afectar la salud de poblaciones colindantes, debido al consumo de estos organismos contaminados (Schenone *et al.*, 2013; Yi *et al.*, 2011), citados por Pájaro y Sánchez (2016).

La presente investigación genera información necesaria, para consolidar la línea base sobre la existencia de metales pesados en las principales especies ictícolas que se comercializan en la zona de estudio. Para esto, se analizará el contenido de mercurio y zinc en el agua y sedimentos del río Carrizal, en sitios asociados a poblaciones y/o actividades humanas, y se relacionará con su bioacumulación en el tejido branquial, hepático y muscular de dos especies nativas (*Hoplias microlepis* y *Aequidens rivulatus*) y una introducida (*Oreochromis niloticus*).

En el ámbito legal, este estudio se ampara en la Constitución de la República del Ecuador, en el “Título VII del Régimen del Buen Vivir, Capítulo Segundo

de Biodiversidad y Recursos Naturales, Sección quinta Suelo. Referido en Art. 410.- El Estado brindará a los agricultores y a las comunidades rurales apoyo para la conservación y restauración de los suelos, así como para el desarrollo de prácticas agrícolas que los protejan y promuevan la soberanía alimentaria, y en la Sección sexta Agua”. Referido en “Art. 411.- El Estado garantizará la conservación, recuperación y manejo integral de los recursos hídricos, cuencas hidrográficas y caudales ecológicos asociados al ciclo hidrológico. Se regulará toda actividad que pueda afectar la calidad y cantidad de agua, y el equilibrio de los ecosistemas, en especial en las fuentes y zonas de recarga de agua. La sustentabilidad de los ecosistemas y el consumo humano serán prioritarios en el uso y aprovechamiento del agua” (Asamblea Constituyente, 2008).

Este estudio, asimismo se soporta en el “Texto Unificado de Ley Ambiental Secundaria (TULSMA), libro VI anexo 1 del Ministerio del Ambiente (MAE) para criterios de calidad de fuentes de agua para consumo humano y uso doméstico, preservación de flora y fauna y agrícola, según el Decreto Ejecutivo 3516, publicado en el Registro Oficial N° 361, del Acuerdo Ministerial 097 A, del 4 de noviembre del 2015” (MAE, 2015).

Además, este trabajo se enmarca en el “Plan Nacional de Desarrollo 2017-2021, Objetivo 3. Garantizar los derechos de la naturaleza para las actuales y futuras generaciones; y en sus Lineamientos territoriales para cohesión territorial con sustentabilidad ambiental y gestión de riesgos, en el literal b, Gestión del hábitat para la sustentabilidad ambiental y la gestión integral de riesgos, donde se plantea, promover una gestión integral y corresponsable del patrimonio hídrico para precautelar su calidad, disponibilidad y uso adecuado, con acciones de recuperación, conservación y protección de las fuentes de agua, zonas de recarga, acuíferos y agua subterránea; considerando el acceso equitativo de agua para consumo, riego y producción” (SENPLADES, 2017).

1.4. Justificación práctica

En el ámbito práctico, este trabajo de investigación proporciona una alternativa para reducir el contenido metálico en las aguas del río Carrizal, ya

que contribuye con estrategias sostenibles en educación ambiental para promover la disminución del uso de agroquímicos, la calidad de vida y seguridad alimentaria de sus actores, a nivel social, económico y ambiental. Además, aporta tecnológicamente, con el establecimiento de procesos de fitorremediación de suelos agrícolas contaminados con mercurio y zinc, utilizando una planta nativa como la *Sphagneticola trilobata*, para conservar la biodiversidad de la zona y preservar el medio ambiente.

Este estudio se considera como una herramienta informativa para las autoridades ambientales y de salud, pues ayuda en la toma de medidas de control, vigilancia y mitigación, con respecto al riesgo de consumir especies ictícolas que contengan metales pesados. Además, sirve de base para el desarrollo de estrategias en lo referente a la gestión, conservación y uso del agua, la defensa de la variedad biológica, el mejoramiento de la praxis agronómica, la recuperación de suelos contaminados y la ejecución de una propuesta acorde al cambio climático.

1.5. OBJETIVOS

1.1.3 Objetivo General

Determinar la bioacumulación de metales pesados en los órganos de los peces en río principal de la subcuenca del Carrizal en Manabí, Ecuador.

1.1.4 Objetivos específicos

1. Analizar la relación del contenido de mercurio y zinc en el agua y sedimentos del Río Carrizal, con las variables fisicoquímicas.
2. Analizar la bioacumulación de mercurio y zinc en tejido branquial, hepático y muscular de dos especies nativas de peces (*Hoplias microlepis* y *Aequidens rivulatus*) y una introducida (*Oreochromis niloticus*).
3. Evaluar el nivel de conocimiento y comportamiento ambiental de los miembros de la Asociación Agropecuaria de la Comunidad Balsa en Medio, mediante la aplicación de estrategias de educación ambiental, tendiente a la disminución del uso de agroquímicos.

4. Evaluar la capacidad fitorremediadora de la *Sphagneticola trilobata* (Margarita rastrera), en la disminución del contenido de mercurio y zinc en suelos agrícolas.

CAPÍTULO II: MARCO TEÓRICO

2.1. Marco filosófico o epistemológico de la investigación

2.1.1. Filosofía Ambiental

En la actualidad, es necesaria una filosofía ambiental que genere cambios conceptuales, procedimentales y actitudinales en los ciudadanos, para promover la conservación, protección y recuperación del medio ambiente, y que, además, asegure una epistemología sustentada en una educación ambiental, que desarrolle estrategias y ecosistemas de aprendizaje que originen una verdadera transformación social, económica, política y cultural.

La filosofía ambiental “como ciencia abarca conceptos básicos de la ecología, como la complejidad, la diversidad y la simbiosis, que junto a los estilos de vida ecológicos han inspirado, sugerido y fortalecido su perspectiva” (Torres, 2019, p. 12). Así mismo, plantea la “necesidad de un cambio de paradigma cultural, poniendo a prueba la inventiva y los valores, para, de alguna forma, equilibrar el crecimiento de la población y alcanzar estilos de vida sustentables” (Bugallo, 2011, p. 17).

La filosofía ambiental “pretende ir más allá del ambientalismo superficial y de una primera alfabetización ecológica, promueve una actitud crítica que permite reflexionar sobre el rol como individuos y como sociedad respecto de la diversidad biocultural, su cuidado y sostenimiento a largo plazo” (Bugallo, 2017, p. 20).

Para (Beckert, 2003) citado por Krainer y Guerra (2019), es importante la construcción de un sentido ético y filosófico de la vida, que permita la conciliación de las necesidades de la protección ecológica y las necesidades humanas. Según Krainer y Guerra (2019), es necesario asumir una perspectiva que considere a los humanos como parte de la naturaleza, que se entienda la estrecha interrelación que existe entre unos organismos y otros, así como su relación con el agua, el aire o la tierra. Por lo que, Rengifo, Quitiaquez y Mora (2019) refieren que se necesita considerar la relación

entre humanos y el entorno natural para aplicar educación ambiental como solución de la problemática.

“La filosofía ambiental, las ciencias ambientales, la ética ambiental y la antropología ecofilosófica, contribuyen con la generación de actitudes, valores y normas para la mitigación de la crisis ambiental” (Bugallo, 2017, p. 25).

2.1.2. Pensamiento Ambiental

El pensamiento ambiental trata de identificar y cambiar las interacciones y las emergencias provenientes de las culturas, siendo estas últimas las formas del pensar-hacer, del crear-producir, de conformar el mundo (Ramírez, 2015). Pues al nombrar y significar las cosas, fertiliza nuevos mundos de vida, como lo han hecho las diversas culturas en su relación con la naturaleza, a través de sus lenguajes y sus prácticas sociales, en el curso de la historia (Leff, 2006).

El ambiente comprende “elementos físicos como tierra y naturaleza; también procesos sociales, políticos, científicos y económicos, conformados por seres humanos y cultura, profundamente entrelazados y que no deben estudiarse por separado” (Ramírez, 2015, p. 22), por lo que “el pensamiento sobre lo ambiental trata esas interacciones en su densidad, su complejidad, sus estéticas, sus movimientos y sus transformaciones” (Noguera, 2018, p. 28).

En consecuencia, el pensamiento ambiental tiene fundamentos en la concepción del ambiente como un entorno amplio; que empieza en lo material y llega a lo inmaterial, y viceversa (Ramírez, 2015). Para Cubillos (2018) lo ambiental requiere una serie de procesos para fundamentar su epistemología, que considera los siguientes criterios:

- i) la comprensión de las causas estructurales de la crisis ambiental; ii) asumir lo ambiental como una categoría social; iii) tener en cuenta a lo ambiental como “Campo de Construcción Paradigmático”; iv) la conexión del pensamiento con la realidad ambiental plasmada en un determinado territorio; y v) los intereses de los diferentes agentes sociales como agentes históricos que confluyen en las decisiones ambientales.

2.2. Epistemología y Ciencias Ambientales

“La epistemología ambiental es un proceso para entender qué es el ambiente, que emerge del exterminio al que fue desterrado por el logocentrismo teórico fuera del círculo de racionalidad de las ciencias” (Leff, 2006, p. 25). Pensar en una epistemología exige implicar los fundamentos históricos, sociales, políticas y culturales de un determinado ámbito del conocimiento (Cubillos, 2018).

El saber ambiental cambia la forma de ser a nivel mundial, por “la relación que establece el ser con el pensar, con el saber y el conocer” (Leff, 2006, p. 15), por lo que las ciencias ambientales han empezado a considerar los componentes impalpables e incuantificables del actuar humano: “el discernimiento según las localidades y los sujetos, del nivel de progreso y de la calidad de vida, sus anhelos, el sentimiento de pertenencia y la satisfacción de realizarse” (Bugallo, 2017).

2.3. Antecedentes de investigación

Indudablemente, en los actuales años, el ambiente se ha contaminado de manera progresiva, como resultado de las actividades antropogénicas. Cantidades excesivas de sustancias, varias nocivas, invaden el ambiente hídrico y parte de ellas provienen de vertidos industriales, agrícolas o domésticos. En la extensa lista de contaminantes, la posición de los metales pesados es única, pues no pueden ser degradados consecutivamente y, al depositarse, persistirán en el medio acuático, prácticamente sin cambio cualitativo alguno.

En el período comprendido 1986 y 1999 estimaciones realizadas por el Instituto Colombiano de Hidrología, Meteorología y Adecuación de Tierras (HIMAT) y el Instituto Colombiano de Geología y Minería (INGEOMINAS), revelaron que “en las aguas del río Magdalena, metales como Pb (0,2-5,4 ppb), Hg (0,06-0,12 ppb), Cd (0,07-16ppb), Fe (30-133 ppb) y Zn (9-23 ppb), en concentraciones muy altas” (Pulido, 1985). De manera similar, la análisis del contenido de mercurio en peces, realizado “en el río Cauca, permitió encontrar concentraciones de Hg, entre 104-125 ppb en músculos y 103-248

ppb en hígado, debido a que la minería de Cauca (Antioquia) hizo aportes de este metal de 270 kg/día y 9.553 ton/día de sedimentos” (Universidad de Antioquia, 1988).

De igual forma, en el Río Moche La Libertad – Perú, Moreno, Mendez, Quilcat y Huaranga (2010), determinaron en el agua de la Cuenca Alta, niveles elevados de hierro (557.500 ppm), plomo (100.375 ppm), cadmio (4.550 ppm), cobre (6.900 ppm), zinc (262.900 ppm) y arsénico (9.000 ppm); y concentraciones altas de hierro (83.400 mg/kg); plomo (0.820 mg/kg); cadmio (0.012 mg/kg); cobre (1.240 mg/kg); zinc (0.380 mg/kg) y arsénico (0.016 mg/kg) en los suelos del margen derecho de la Cuenca Baja.

En ese mismo sentido, en el río Santa en el Pasivo Ambiental Minero de Recuay, Ticapampa, en la provincia de Recuay- Ancash-Perú, se encontraron niveles elevados de arsénico (0,0404 mg/l), plomo (0,6402 mg/l) y cadmio (0,0396 mg/l) en aguas (Graza y Quispe, 2015). Por otra parte, Laino *et al.* (2015) determinaron que los valores de Hg excedían los límites máximos permisibles (LMP) en agua y sedimentos de la cuenca alta del río Grijalva, y que los niveles de As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn no sobrepasaron los LMP en la norma mexicana; aunque, en ciertos casos superaron los LMP de la norma canadiense.

Por lo antes expuesto, la calidad inadecuada del agua puede significar que no es apta para consumo humano, promoviendo su escasez (Ma *et al.*, 2020). Lo que conduce a aplicar herramientas como los índices de calidad del agua, para identificar amenazas a las propiedades de este recurso y mejorar su gestión (Wang, Zhang y Ding, 2017). Viteri-Garcés, Chalen-Medina y Cevallos-Revelo (2017) afirman que los índices de calidad del agua revelan cambios a través del tiempo, valoran la calidad del recurso hídrico que tendrá varios usos, pueden identificar áreas con predisposición a contaminación y permiten una sencilla interpretación de los datos.

Considerando lo indicado anteriormente, Heiß, Bouchaou, Tadoumant y Reichert (2020) mediante un índice de calidad, determinaron que el recurso hídrico de la ciudad de Tata (Marruecos) tiene una baja vulnerabilidad y que

los factores geológicos e hidrogeológicos característicos dentro de la región proporcionan una protección natural contra la contaminación del agua subterránea. Así también, Tripathi y Singal (2019) mediante técnicas estadísticas avanzadas de análisis factorial en la estimación de pesos, desarrollaron un índice de calidad del agua del río Ganga – India, lo que permitió que el índice final sea más objetivo por naturaleza y, por lo tanto, redujo cualquier sesgo en su aplicación en diferentes ubicaciones.

De manera similar, mediante índices de calidad, Palomino (2018) encontró un fuerte grado de perturbación en el río Mashcón Cajamarca – Perú; indicando que hay una deficiente calidad del agua asociada a su proximidad a la zona urbana; Gil, Vizcaino y Montaña (2018) hallaron que las aguas del río Guarapiche (Monagas, Venezuela) requieren algún tratamiento previo antes del consumo humano; y, Cattane y López (2013) revelaron que la calidad del agua de la cuenca Matanza-Riachuelo (Argentina), no ha mejorado en el período 2008 – 2011.

Cabe resaltar que Carrillo y Urgilés (2016) afirman que índices como el ICA – NSF (Índice de calidad de agua desarrollado por la Fundación Nacional de Saneamiento los Estados Unidos de Norteamérica) se puede modificar y adaptar de acuerdo a las condiciones prevalecientes en cada sistema acuático en particular, empleando variables fisicoquímicas como temperatura, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, turbiedad, pH, fosfatos, nitratos, sólidos disueltos.

Referente a los niveles de metales pesados en peces, Pájaro y Sánchez (2016) determinaron elevadas concentraciones de plomo y cadmio en *Oreochromis sp* ($0,223 \pm 0,075 \mu\text{g/g}$ y $0,020 \pm 0,021 \mu\text{g/g}$, respectivamente); y bajas de Cd en *Oreochromis niloticus* ($0,010 \pm 0,014 \mu\text{g/g}$) y de Pb en la Mugil liza ($0,102 \pm 0,112 \mu\text{g/g}$). Así mismo, Molina, Ibañez y Gibon (2012) encontraron hasta 1 mg/kg de Hg en *Odontesthes bonariensis* (pejerrey), convirtiéndose en una amenaza para la salud pública. En similar situación, Márquez *et al.* (2008) detectaron valores de zinc de $19,09 \mu\text{g/g}$ en *P. cariba* (piraña) y $32,23 \mu\text{g/g}$ en *P. squamosimos* (Curvinata).

Como alternativa de solución algunos autores sugieren que la educación ambiental puede considerarse una aplicación del principio de precaución para reducir niveles de metales pesados en el ambiente (Van der Werf, Knudsen y Cederber, 2020). Así mismo, Koli, Bhardwaj y Mahawer (2019) recalcan la necesidad de promover programas de educación sobre el uso básico de pesticidas y el concepto de agricultura ecológica, que garantizará la seguridad alimentaria y ambiental a largo plazo. Cabe destacar además que el progreso significativo hacia la agricultura ecológica en países como Costa Rica se ve facilitado por los programas de educación ambiental, donde se comparten ejemplos de buenas prácticas agrícolas (Jiménez, Monroe, Zamora y Benayas, 2017).

Además, se ha comprobado que las intervenciones educativas sobre agroquímicos son beneficiosas de diferentes maneras pues la OMS ha aludido la importancia de educar al público, especialmente trabajadores agrícolas (Oesterlund, *et al.*, 2014). También, se ha descubierto que los programas de educación ambiental en Nepal reducen la cantidad total de pesticidas utilizados y crean conciencia sobre el peligro potencial asociado con el uso indiscriminado de estas sustancias (Khana y Singh, 2016). Tal es el caso de Gnana *et al.* (2007) que lograron en India, una mejora significativa ($P < 0.001$) en la puntuación de Conocimiento, Actitud y Practica sobre su manipulación, que pasó de 30.88 a 45.03.

Otros investigadores han realizado estudios de fitorremediación, como el desarrollado por Rusnam (2016), en el que se disminuyó la concentración de mercurio en agua de 0,02 mg/l a 0,005 mg/l utilizando lechuga de agua (*Pistia stratiotes*). Así mismo, Jaramillo y Flores (2012) redujeron el nivel de mercurio en agua de 1,2 mg/l a 0,0415 empleando la lenteja de agua (*Lemna minor*). Por otra parte, Wang (2004) bajó el contenido de Hg en suelo, de 23.3 $\mu\text{g/g}$ a 18.58 $\mu\text{g/g}$ usando (*Equisetum arvense*) cola de caballo y Klausen (2017) aminoró la cantidad de Zn en suelo, de 261.45 mg/kg a 234.67 mg/kg aplicando sauce (*Salix Schwerinii*).

En el Ecuador existen publicaciones que ponen en evidencia la contaminación por metales pesados en algunos fujo hídricos, entre estas se encuentra la

realizada por, Arcos y Castro (2005) en el río Taura, donde determinaron que los altos niveles de ciertos metales tóxicos (Pb, Cd, Cr y Cu) en organismos y en sedimentos de ciertas áreas, evidencia la incorporación de estos contaminantes a la cadena trófica. Por lo cual, (Sánchez, 2008), citado por Jiménez (2012) determinó niveles no detectables para plomo y 2,970 ppm de cadmio en Ostión (*Crassostrea columbiensis*), en la Isla Puná, Guayas-Ecuador.

Siguiendo con las investigaciones ecuatorianas, Ortega (2015) encontró que la concentración de metales pesados (Hg, Cu, Ni, Zn, Cd, Pb y Mn) en sardinas que habitan en las aguas del estero Huaylá-Machala, superaban los límites máximos permisibles establecidos por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA). Además, Correa *et al.* (2015) hallaron en el río Santiago en Esmeraldas-Ecuador, valores elevados de Al de (10 mg/l), Fe (11 mg/l), Cr (0,055 mg/l), Ni (0,031 mg/l), Zn (0,051 mg/l), Hg (ND) y As (ND) en aguas y niveles de Cu, Cr, Fe, Mg y Zn en sedimentos que superaron los límites descritos en National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA).

Venegas (2016), encontró concentraciones elevadas de Cd en las aguas del Río Babahoyo-Ecuador, y en los sedimentos altos niveles de cobre, que iban desde 28,990 mg/kg hasta 101,626 mg/kg; Pozo (2014) detectó en el agua del río Chone Manabí-Ecuador concentraciones altas de Cadmio (0,129 mg/l) y Plomo (0,18 mg/l – 0,21 mg/l), y en el sedimento 0,0033 mg/g de Cd. Mientras que Tarras, Flachier, Lane y Sangfors (2001) hallaron niveles Hg de hasta 0,25 µg/l en aguas y 0,85 mg/kg en sedimentos del río Puyango El Oro-Ecuador.

En este contexto, la decadencia en la calidad de los suelos y del recurso hídrico son reconocidos como complicaciones ambientales graves del Ecuador y entre los agentes que causan dichos problemas se registran: prácticas culturales inadecuadas (quemadas indiscriminadas), aplicación de productos contaminantes (agroquímicos) y escasa capacitación en prácticas agropecuarias (Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuicultura y Pesca [MAGAP], 2016). Por lo que Stoorvogel, Jaramillo, Merino Koste (2002)

determinaron que, en Carchi-Ecuador, los inconvenientes ocasionados por el uso excesivo de agroquímicos podrán ser resueltos únicamente mediante la educación ambiental de las comunidades rurales y demás implicados.

Por otra parte, Sherwood, Cole, Crissman y Paredes (2007) redujeron el riesgo de exposición a estas sustancias a través prácticas alternativas y educación ecológica, afirmando que en Ecuador se necesitan más intervenciones basadas en el conocimiento y orientadas socialmente. Además, Cole *et al.* (2007) lograron que agricultores que participaron en escuelas de campo en Carchi-Ecuador disminuyeran la aplicación de pesticidas en un 14% menos. Brisbois (2016) establece que las intervenciones educativas sobre agroquímicos protegen a los agricultores y facilitan las posibilidades de un mayor cambio estructural.

2.4. Bases teóricas

2.4.1. Agua

“El agua es necesaria para el desarrollo de la vida; es la sustancia más abundante en la Tierra y la única que se encuentra en la atmósfera en estado líquido, sólido y gaseoso” (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura [FAO], 2011). Es el recurso natural más importante y, por ende, es considerada “un recurso renovable cuando se controla cuidadosamente su uso, tratamiento, liberación y circulación, de lo contrario es un recurso no renovable” (Contreras, Mendoza y Gómez, 2004, p. 15). Posee características físicas y químicas, además de biológicas, como “su capacidad solvente, de transporte, estructural y termorreguladora” (Carbajal y González, 2012).

2.4.2. Calidad del agua

“Los criterios y normas sobre calidad de agua son niveles (concentraciones) que deben cumplirse, para fines como: abastecimiento de agua potable e industrias alimenticias, usos recreativos, conservación de la flora y fauna, uso agrícola e industrial, acuicultura y riego” (Rojas, 2011, p. 42). La calidad de cualquier cuerpo hídrico, ya sea superficial o subterráneo depende de factores

naturales o antrópicos como el crecimiento industrial, la “expansión de la frontera agrícola y los efectos del cambio climático” (FAO, 2011).

El agua va perdiendo su calidad cuando “se incorporan sustancias extrañas, como microorganismos provenientes de desechos domésticos o sustancias tóxicas provenientes de la erosión de los suelos, actividades mineras, agrícolas e industriales” (Rondón, 2012, p. 12).

2.4.3. Índice de calidad de agua (ICA)

Un ICA “es una herramienta estadística que permite estimar la calidad del recurso hídrico” (Rubio *et al.*, 2014).

Cuadro 1. Ventajas y limitaciones del ICA como herramienta de evaluación.

Ventajas	Limitaciones
Permiten mostrar la variación espacial y temporal de la calidad del agua.	Proporcionan un resumen de los datos. No proporcionan información completa sobre la calidad del agua.
Método simple, conciso y válido para expresar la importancia de los datos generados regularmente en el laboratorio.	No pueden evaluar todos los riesgos presentes en el agua.
Útiles en la evaluación de la calidad del agua para usos generales. Permiten a los usuarios una fácil interpretación de los datos.	Pueden ser subjetivos y sesgados en su formulación.
Pueden identificar tendencias de la calidad del agua y áreas problemáticas. Permiten priorizar para evaluaciones de calidad del agua más detalladas.	No son de aplicación universal debido a las diferentes condiciones ambientales que presentan las cuencas de una región a otra.
Mejoran la comunicación con el público y aumentan su conciencia sobre las condiciones de calidad del agua. Ayudan en la definición de prioridades con fines de gestión.	Se basan en generalizaciones conceptuales que no son de aplicación universal.
	Algunos científicos y estadísticos tienden a rechazar y criticar su metodología, lo que afecta la credibilidad de los ICA como una herramienta para la gestión.

Fuente. (Torres, Cruz y Patiño, 2009).

Para realizar el cálculo de un ICA, se normalizan “los parámetros que los conforman según sus niveles, que posteriormente se ponderan acorde a su importancia en la percepción general de la calidad del agua” (Torres, Cruz y Patiño, 2009, p. 34). La suma ponderada es uno de los enfoques para calcular ICA, en esta, “cada puntaje se multiplica por un peso y los productos se suman para obtener el valor del índice; para pesos iguales en cada puntaje, el valor del índice se denomina valor aritmético no ponderado” (Samboni, Carvajal y Escobar, 2007, p. 25; Torres, Cruz y Patiño, 2009, p. 15).

El departamento de protección ambiental de Hong Kong utilizó un índice simple con tres parámetros clave “(oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno y amoníaco) para evaluar el nivel de contaminación orgánica” (Sim y Tai, 2018). Por su parte, Simoes, Moreira, Moreira, Gimenez y Yabe (2008) emplearon fósforo total, turbidez y oxígeno disuelto para inferir los efectos de las actividades acuícolas sobre la calidad del agua.

2.4.3.1. Dureza

La dureza del agua es una característica química que depende de la presencia de metales alcalinotérreos, principalmente elementos de calcio y magnesio; esta característica se debe a la disolución de minerales en los suelos, y también puede estar asociada con la contaminación por efluentes industriales (Rolim-Ferrari *et al.*, 2017).

2.4.3.2. Relación de la calidad del agua y la concentración de metales pesados

El incremento de la concentración de metales pesados en ecosistemas acuáticos generalmente ocurre en forma de mezclas complejas, lo que requiere un índice que refleje los efectos sinérgicos de su contaminación (Jiunian *et al.*, 2018). Tao, Yuan, Wei y Xiaona (2012), mediante correlación de las variables de calidad del agua y los niveles de metales, determinaron que parámetros tales como oxígeno disuelto, carbono orgánico disuelto, potencial redox, conductividad y turbidez, tienen relación con algunos metales; lo cual indica que estos parámetros tienen control sobre diferentes elementos metálicos en el agua.

Tal como manifiestan Adhikari, Ghosh y Ayyappan (2006) entre los factores ambientales críticos para determinar el grado de toxicidad de los metales pesados, el pH, la alcalinidad y la dureza juegan un papel importante debido a su influencia en la solubilidad y la especiación de los elementos y a sus efectos interactivos con el pH en aguas de baja fuerza iónica.

A continuación, se muestran hallazgos relevantes sobre la relación de varios parámetros con la concentración de metales pesados:

- **CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA:** La conductividad eléctrica presenta correlaciones directas la presencia de metales en agua y, con prácticamente todas las sales solubles (Solano, 2005).
- **POTENCIAL REDOX:** “Afecta los fenómenos de especiación metálica; dado que los equilibrios redox están controlados por la actividad de electrones libres en el agua, que a su vez vienen definidos por el potencial redox (E_h), a altos valores de E_h se asocian fenómenos oxidantes” (Universidad Politécnica de Cartagena, 2010, p. 2); y, por el contrario, fenómenos reductores a bajos valores
- **SULFATOS:** Presentan correlación positiva con metales como Pb, Cd, Zn, As, Na, K, Ca y Mg (Solano, 2005).
- **SÓLIDOS TOTALES:** “Indica la cantidad de sustancias disueltas en el agua, tales como aniones (carbonatos, bicarbonatos, cloruros, sulfatos, fosfatos y nitratos) y cationes (calcio, magnesio, sodio, potasio, amonio, etc.)” (Universidad Politécnica de Cartagena, 2010, p. 5).
- **ALCALINIDAD:** La alcalinidad del agua depende de la actividad y la proporción de iones ácidos y básicos y, como tal, se rige por la composición química completa del agua, así como por la temperatura (Adhikari, Ghosh y Ayyappan, 2006).
- **DUREZA:** La toxicidad de los metales divalentes, como el mercurio, puede verse alterada por la dureza del agua (Ding *et al.*, 2020).
- **TURBIDEZ:** La turbidez se usa ampliamente para representar indicadores de calidad del agua al establecer modelos matemáticos sobre la concentración de contaminantes metálicos y los valores de turbidez (Yao *et al.*, 2016).
- **SÓLIDOS SUSPENDIDOS:** Los sólidos suspendidos transportados absorben metales; por lo tanto, la turbidez podría usarse para detectar la presencia de estos contaminantes; la correlación confiable “entre los niveles de metales y los sólidos en suspensión se ha determinado en

algunas fuentes típicas, como la escorrentía urbana y vial” (Yao *et al.*, 2016, p. 4).

2.4.4. Metales pesados en agua, sedimentos y peces

“La seguridad alimentaria y la salud pública, se ven comprometidas por la contaminación debido a metales pesados, lo cual plantea una problemática por su incorporación en alimentos a través de los sistemas acuáticos, principalmente en países en vías de desarrollo” (Reyes *et al.*, 2016; Nava y Méndez, 2011).

“Los metales pesados son un conjunto de sustancias traza de gran interés, aunque algunos son esenciales, al alcanzar ciertos niveles en el ambiente, resultan perjudiciales para los seres vivos” (Lozada, 2007); como “la biota acuática, y el ser humano, siendo un factor de deterioro de la calidad hídrica y ambiental” (Herrera, Rodríguez, Coto, Salgado y Borbón, 2013). Por ejemplo, se bioacumulan en los peces mediante la dieta y “las branquias, por lo que se encuentran elevadas concentraciones, en diversas especies destinadas al consumo humano” (Nevarez, 2014, p. 3).

Los sedimentos son reservorios de metales pesados, que tienen un gran valor científico, ya que constituyen “un registro histórico del tipo de contaminación que ha tenido lugar en las zonas próximas a su recorrido” (Mariani y Pompêo, 2008) citados por Herrera *et al.* (2013), y permiten detectar contaminantes susceptibles a escapar del análisis de aguas; además, “proporcionan información de las zonas críticas del sistema acuático” (Moalla, Awadallah, Rashed y Soltan, 1998).

Los peces absorben metales pesados a través de la ingestión o exposición directa en agua o sedimento, este proceso depende del nivel trófico del organismo y las características fisicoquímicas del metal (Luna, 2014). De modo que, las especies filtradoras y organismos planctónicos captan “los metales disueltos en el agua o asociados a partículas; los sedimentívoros y la meiofauna, al ingerir partículas, aguas y bacterias del sedimento” (Velásquez, 2005, p. 18).

Los metales pesados presentan afinidad a ciertos órganos de los peces, como es el caso del Zn que se bioacumula sobre todo en branquias y en mínima proporción en hígado, riñón y músculo (Cousillas, 2007). El Hg en forma de “metilmercurio (MeHg) se acumula en el tejido muscular” y graso (Nevarez, 2014).

Los peces son indicadores importantes de contaminación, debido a su capacidad de almacenar concentraciones mayores de metales pesados en comparación con la existente en el medio (Boy, 2015). Por ejemplo, la concentración de estos elementos en branquias, refleja los valores metálicos del agua donde habita el pez (Luna, 2014).

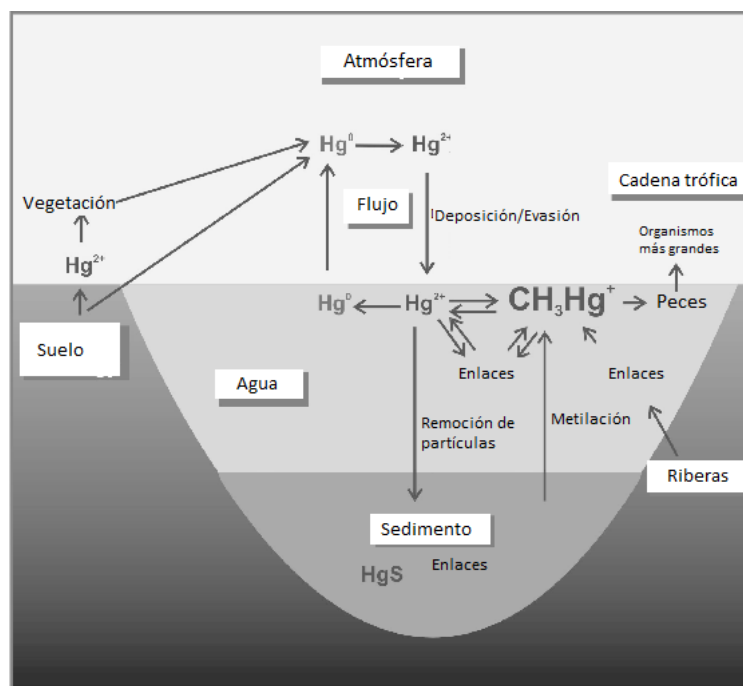
2.4.5. Distribución del mercurio en el medio ambiente

Para Ahammad, Sumithra y Senthilkumar (2018) “el mercurio es uno de los principales contaminantes” ambientales y tiene un gran impacto internacional debido a su toxicidad y a la tendencia de biomagnificación en los ecosistemas.

El mercurio se difunde en el agua, aire, suelos, animales; participando en diferentes reacciones químicas; “como las de óxido – reducción, que ocurren en la atmósfera para formar iones inorgánicos, o en ambientes acuíferos donde el mercurio inorgánico se reduce a mercurio metálico y la formación del monometilmercurio y dimetilmercurio en aguas y suelos” (López, 2016, p. 6).

El mercurio generalmente “se introduce en ambientes acuáticos, por deposición húmeda y seca sobre la superficie del agua o por escorrentía de las cuencas en forma de ion mercurio, el cual se adsorbe fácilmente en las partículas, favoreciendo su metabolización por los microorganismos” (Altahona y Movilla, 2016, p. 24). En el suelo y sedimentos, un efecto importante es el de la microbiota, la cual actúa en la “metilación del mercurio, dando lugar a compuestos orgánicos de mercurio, incrementando así su toxicidad” (Paz *et al.*, 2017).

Figura 1. Diagrama conceptual del ciclo del mercurio en un ecosistema agua dulce.



Fuente. O'Driscoll, Rencz y Lean (2005)

Aunque el agua actúa como solución de lavado, según lo expuesto por He, Gao, Pierce y Strong (2015), el Hg se adsorbe fuertemente a los suelos y está presente en complejos insolubles (por ejemplo, HgS). Y es que la EPA (2019) y la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2001) han determinado como límite máximo de Hg 0,002 mg/l y 0,006 mg/l en agua potable, respectivamente.

Los contenidos de mercurio en el agua son menores a las encontradas en los sedimentos o en la biota acuática, pues los microorganismos asociados a los sedimentos pueden bioamplificarlo casi en su totalidad, como metilmercurio (Lindberg *et al.*, 2001); siendo esta la especie química más encontrada en peces, mariscos y “aves, y mamíferos que se alimentan de ellos” (Weinberg, 2010). El MeHg es más persistente en agua a pH bajos, condición que favorece su acumulación en mayor proporción por los peces (Gaona, 2004); pues en sus tejidos, “forma enlaces covalentes con grupos sulfhidrido proteínico, con un tiempo aproximado de eliminación de dos años” (Cousillas, 2007).

Este compuesto se “deposita en algas y es ingerido por plancton y peces de tamaño pequeño que, a su vez, serán depredados por peces de mayor

tamaño, acumulándose su contenido” (Paz *et al.*, 2017, p. 35), ya que es de “fácil fijación en los tejidos musculares y adiposos” (Lebel, Mergler y Lucotte, 1996). Esto se debe a “su alta solubilidad en lípidos y su facilidad para atravesar membranas, encontrándose los mayores niveles en peces carnívoros de agua dulce, bioacumulándose hasta el 40%, en concentraciones más altas que las presentes en el agua” (Mancera y Álvarez, 2006, p. 18).

Las consecuencias de la intoxicación por mercurio son irreversibles, pues la exposición a niveles bajos, puede ocasionar alteraciones del sistema nervioso con consecuencias neurofisiológicas, relacionado con malformaciones y retardo mental o psicomotor en neonatos (Magos y Clarkson, 2006).

Por su parte, Andrade, Gutiérrez y Andrade (2013) refieren que, en Ecuador, uno de los motivos de las elevadas concentraciones de Hg en peces es la escorrentía proveniente de las zonas de cultivos y a las aguas transportadas por los ríos contaminados con elementos tóxicos por la explotación minera.

2.4.6. Distribución del zinc en el ambiente

“El Zinc se presenta en gran abundancia en la corteza terrestre, con una concentración media de 70 mg/kg; en aguas superficiales se encuentran en forma inorgánica, iónica o coloidal, siendo las especies más frecuentes Zn^{2+} , $Zn(OH)^+$ y $ZnCl_3^-$ ” (Márquez *et al.*, 2008, p. 27). “Sus compuestos son poco solubles (hidróxidos y carbonatos), tienen la capacidad de adsorberse fuertemente sobre los sedimentos y lodos que se encuentran en el fondo de los cauces hídricos, donde las especies químicas más comunes son: Zn(0), Zn(I), y Zn(II)” (Barros, Doria y Marrugo, 2016, p. 15).

Este elemento se traslada constantemente en el ambiente, por medio de un proceso denominado ciclo natural (Leung *et al.*, 2014). “La erosión de las rocas y el suelo que contienen zinc está relacionada con los efectos de la lluvia, la nieve, el hielo, el calor del sol y el viento” (Delgado (2012); ocasionando el transporte de este metal hasta “lagos, ríos y mares, donde se deposita en forma de sedimentos o bien continúa desplazándose” (Beltrán y Gómez, 2015). Además, fenómenos naturales como “erupciones volcánicas,

incendios forestales, tormentas de arena o aerosoles marinos contribuyen a este ciclo” (Arúz, García, Rodríguez y Zarate, 2013).

Este metal está presente en el ambiente, pero aumenta sus niveles “por causas no naturales, debido a la adición de zinc a través de las actividades antrópicas” (Jumbo, 2015, p. 8). Cuando ingresa “a un cuerpo de agua superficial, por vía natural o antropogénica, queda retenido en los fondos de los cauces, ocasionando efectos tóxicos sobre los sistemas acuáticos” (Amiard, Geffard, Amiard y Crouzet, 2007; p. 14).

Según Acosta y Ladeiras (2004) estos depósitos al interactuar con las corrientes de agua dispersan el contaminante, modificando la dinámica general de la masa de agua, incluso ocasionando la acidez de las mismas. Además, Zuluaga, oscilaciones “de pH, salinidad y de las propiedades redox de los flujos de agua, pueden causar movilización y resuspensión del metal acumulado en sedimentos, magnificando incluso su efecto tóxico” (Gallego y Ramírez, 2015).

“El Zn es un elemento vital para el hombre, y es considerado un micronutriente en bajas concentraciones; sin embargo, puede asociarse al cadmio (Cd), y su incremento en el agua, puede ser indicador de la presencia de Cd” (Bertolotti y Moccetti, 2018), e. Para Boudou, Maury, Coquery, Durrieu y Cossa (2005), el Zn metálico es generado en grandes cantidades por la industria minera, y puede causar severos daños al ambiente, ya que se acumula en los ríos y en la biota acuática.

El zinc “desempeña un papel esencial en el metabolismo de las plantas, aunque cantidades excesivas afectan las actividades bioquímicas como la enzimática y la síntesis de proteínas” (Dmuchowski, Gozdowski, Bragoszewska, Baczewska y Suwara, 2014). Este metal se absorbe en “las raíces, lo que afecta el crecimiento de las plantas y la producción de biomasa” (Subhashini y Swamy, 2013; Prieto, González, Román y Prieto, 2009). En aguas contaminadas con altas concentraciones de zinc, los peces lo acumulan y biomagnifican (Rodríguez y Páramo, 2012).

La acumulación del zinc puede causar problemas eminentes en la salud humana, como “úlceras de estómago, irritación de la piel, vómitos, náuseas, anemia, daños en el páncreas, alteración del metabolismo de las proteínas, arterioesclerosis y problemas en el nacimiento” (García y Cruz, 2012, p .4).

2.4.7. Oreochromis niloticus

Oreochromis niloticus (tilapia negra) es considerada una especie de rápido crecimiento, resistente a condiciones hostiles y con capacidad de transformar residuos orgánicos en proteínas de alta calidad, en su etapa adulta (3.5 meses) presenta tallas entre 18 y 25 cm de longitud total, con un peso de entre 150 a 300 g (Macías, 2016).

El pez tiene gran adaptabilidad a condiciones en la que otros no sobrevivirían, resistencia a enfermedades y tolerancia “a las condiciones de alta densidad, además posee un alto potencial de rendimiento ya que puede crecer en aguas dulces o salobres” (Bourgeois y Le, 2000, p. 5).

Varias de estas especies son herbívoras alimentándose con proteínas vegetales y en aguas ricas en nutrientes, por lo que en Ecuador las zonas de mayor desarrollo se encuentran en la “provincia del Guayas, El Oro, Manabí y la Península de Santa Elena” (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación [SAGARPA], 2003).

La tilapia al ser una especie filtradora, biomagnifica o bioacumula metales en aguas, esto puede suceder en sistemas de producción intensiva, semi-intensiva y en represas, embalses o lagos que aumentan la disponibilidad a la cadena trófica (Gracia, Marrugo y Alvis, 2010), donde se incluyen peces filtradores de hábitos alimenticios lénticos o carnívoros (Instituto Nacional de Salud, 2015)

2.4.7.1. Taxonomía

De acuerdo a lo expuesto por (Trewavas, 1983) citado por Macías (2016) en el Ecuador la información que se tiene sobre la familia de los cíclidos es escasa y condicionada, no obstante, en México existen varios estudios sobre especies de la familia Cichlidae.

Cuadro 2. Taxonomía de la Tilapia negra

Phylum	Chordata
Subphylum	Vertebrata
Superclase	Gnathostomata
Serie	Pisces
Clase	Actinopterygii
Orden	Perciformes
Suborden	Percoide
Familia	Cichlidae
Género	Oreochromis
Especie	niloticus

Fuente. Macías (2016).

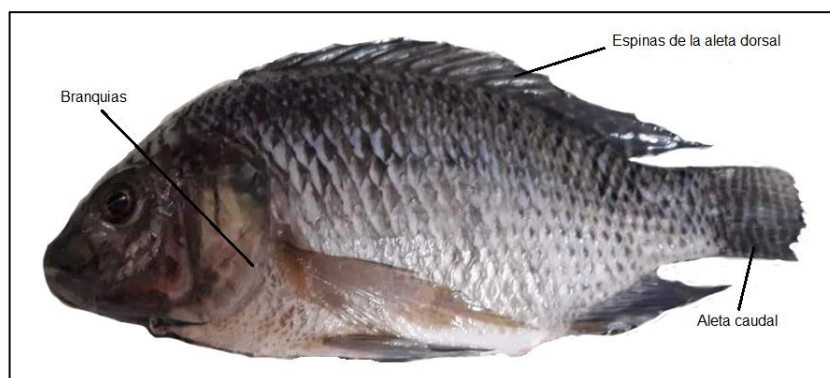


Figura 2. *Oreochromis niloticus*. Adaptado de FAO (2005).

2.4.8. *Aequidens rivulatus*

Es un pez de la familia de Cichlidae, perteneciente al género *Aequidens rivulatus* (vieja azul) “nativo de la cuenca del Pacífico, y su distribución comprende desde Ecuador hasta Perú” (Ortega , 2015, p. 9).

Los machos de la especie de *Aequidens rivulatus* llegan a medir 30 cm mientras que las hembras alcanzan hasta 20 cm, poseen un cuerpo alto, comprimido lateralmente y con cuatro a cinco manchas, “en la zona del mentón y la mejilla presentan múltiples líneas de color azul eléctrico y una mancha negra a la mitad del costado; los machos adultos desarrollan una joroba y la hembra es de un color verde oliva sin los reflejos metálicos del macho” (Ortega, 2015, p. 21).

Jiménez *et al.* (2015) define que la especie sobrevive en sistemas acuáticos de corriente mínima y con bajos niveles de oxígeno (humedales, esteros,

piscinas y represas), aunque algunos habitan ríos más corrientosos; es bentopelágico u omnívoro, se alimenta de insectos y crustáceos.

En Sur América, se encuentra “casi todas las vertientes del Pacífico, en el Ecuador se encuentra desde el río Esmeraldas y sus tributarios y todo el sistema del río Guayas y en Perú se encuentra desde los ríos Tumbes, Zarumilla hasta el río Piura” (Noboa, 2016, p. 14).

2.4.8.1. Taxonomía

De acuerdo a (Mendoza, 2004) citado por Ortega (2015), la taxonomía de la vieja o mojarra es la siguiente:

Cuadro 3. Taxonomía de la vieja azul

Phylum	Chordata
Subphylum	Vertebrata
Superclase	Pisces
Clase	Osteichthyes
Superorden	Acanthopterigii
Orden	Perciformes
Suborden	Percoidei
Familia	Cichlidae
Subfamilia	Cichlasomatinae
Género	<i>Aequidens eigenmann</i>
Especie	<i>Aequidens rivulatus</i>
Nombre común	Mojarra o vieja azul

Fuente. Ortega (2015).

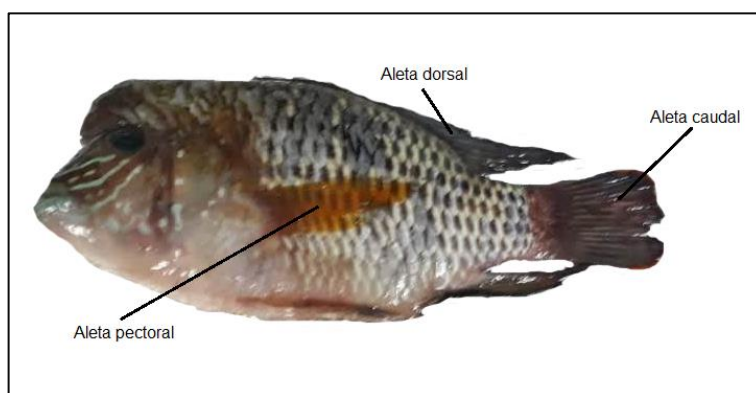


Figura 3. *Aequidens rivulatus*. Adaptado de González (2017).

2.4.9. Hoplias microlepis

Hoplias microlepis (guanchiche) se caracteriza por ser carnívoro (se alimenta de otros peces), por lo que tienen mandíbulas fuertes dotadas de puntiagudos dientes coniformes; la forma del cuerpo es cilíndrica, ligeramente comprimido y su aleta caudal es redondeada, además; poseen escamas duras y lisas al tacto e intestino corto; la coloración de su cuerpo es “marrón oscuro con manchas oscuras y claras diseminadas en el cuerpo, con el vientre blanco; las aletas caudal y dorsal presentan manchas oscuras; prefieren el fondo en los cuerpos de agua donde habitan para poder acechar a sus presas” (Cucalón y Bajaña, 2015, p. 36).

Hoplias es una especie de la familia Erythrinidae, puede llegar a alcanzar tallas de hasta 46 cm de longitud y peso de hasta 595 g (Valdivieso, Carrillo, Madera y Abarracin, 2012). Capaz de vivir en diferentes hábitats; lénticos y loticos, y su distribución se da “a lo largo de los muchos sistemas hidrográficos del centro y sur de América” (Vanegas, Meza y Azpelicutea, 2013, p. 19). El *Hoplias microlepis* se diferencia de las otras especies “por su forma distintiva, gran tamaño, coloración y falta de aleta adiposa” (Aguirre, Shervette, Calle y Navarrete, 2013, p. 48).

Son depredadores solitarios y agresivos, de hábitos nocturnos y con una gran tolerancia a ambientes con bajas concentraciones de oxígeno, ya que tiene la capacidad de respirar aire atmosférico (Galvis *et al.*, 2006). Esta especie no es de importancia comercial, pero es importante en la pesca de subsistencia local (Gómez, Obando, Tovar, Caldas y Hurtado, 2011).

2.4.9.1. Taxonomía

De acuerdo a Cucalón y Bajaña (2015) la taxonomía del guanchiche es la siguiente:

Cuadro 4. Taxonomía del guanchiche

Reino	Animalia
Filo	Chordata
Clase	Actinopterygii
Orden	Characiformes
Familia	Erythrinidae
Género	Hoplias
Especie	<i>H. microlepis</i>
Nombre común	Guanchiche

Fuente. Cucalón y Bajaña (2015).

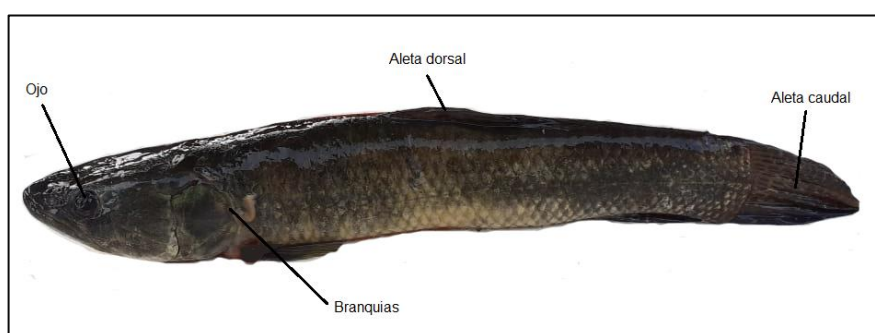


Figura 4. *Hoplias microlepis*. Cucalón y Bajaña (2015).

2.4.10. La educación ambiental para un desarrollo sostenible

“La educación ambiental constituye un proceso permanente mediante el cual individuos y comunidades reconocen su ambiente, y adquieren conocimientos, valores, destrezas, experiencia y, también, determinación para actuar, individual y colectivamente, en la solución de problemas ambientales” (Martínez, 2010, p. 23).

De tal manera, que la “educación ambiental debe involucrar conocimiento, actitudes y comportamientos ambientales” (Palma y Vargas, 2019, p. 6). Siendo el conocimiento ambiental el componente cognitivo que le ofrece al individuo los requisitos previos para actuar adecuadamente en el ambiente (Vacio, 2017), y el comportamiento ambiental “el conjunto de conductas orientadas a la protección de los recursos naturales y la reducción del deterioro de la calidad ambiental” (Miranda, 2013 p. 14).

“El Plan de Aplicación de la Década de las Naciones Unidas para el Desarrollo Sostenible, señala que la educación para la sostenibilidad gira en torno de la

sociedad, la economía y el medio ambiente” (Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura [UNESCO], 2005). Por tanto, la educación ambiental debe favorecer la formación de una sociedad ambientalmente responsable, y ocuparse intensamente de “los temas y preocupaciones que conciernen a la vida cotidiana” (González, 2001, p. 5).

La educación ambiental apunta a una ciudadanía efectiva y ambientalmente alfabetizada que busca participar con creatividad y responsabilidad en el planeta y entre las sociedades de este siglo (Perales y Ayerbe, 2016); y “el desarrollo sostenible busca satisfacer las necesidades de las generaciones presentes, sin comprometer las de las futuras, atendiendo prioritariamente las necesidades de los más pobres; y manteniendo interrelacionados tres factores para su consecución: el económico, el social y el ambiental” (Montoya, 2010, p. 7).

Por lo expuesto, Martínez (2010); Palma y Vargas (2019). señalan que la educación ambiental pretende:

- i) Favorecer el conocimiento de problemas ambientales, locales y planetarios;
- ii) Capacitar a personas para analizar críticamente, la información socioambiental;
- iii) Facilitar la comprensión de los procesos ambientales en relación con los sociales, económicos y culturales, de manera política;
- iv) Estimular valores proambientales y fomentar actitudes críticas y constructivas;
- v) Apoyar el desarrollo de una ética que promueva la protección del ambiente desde una perspectiva de equidad y solidaridad;
- vi) Capacitar a las personas en el análisis de los conflictos socio-ambientales, en el debate de alternativas y en la toma de decisiones para su resolución;
- vii) Fomentar la participación de la sociedad en los asuntos colectivos, potenciando la responsabilidad compartida hacia el entorno;
- viii) Ser instrumento de conductas sustentables en todos los ámbitos de la vida.

2.4.10.1. Conocimiento Ambiental

“El conocimiento ambiental es la cantidad de información que los individuos tienen sobre cuestiones ambientales y su capacidad para comprender y

evaluar su impacto en la sociedad y el medio ambiente” (Vicente, Fernández y Izagirre, 2013).

2.4.10.2. Comportamiento Ambiental

El comportamiento ambiental hace referencia a las actitudes de un individuo “para minimizar el impacto negativo de sus acciones en el medio ambiente” (Côrtes, Guerner, Texeira y Vieira, 2016).

2.4.10.3. Estrategias de Educación Ambiental

La educación ambiental abarca una visión de la enseñanza que busca empoderar a las personas a asumir la responsabilidad de crear un futuro sostenible; mediante las estrategias de educación ambiental se proporciona un enfoque para hacer hincapié en el aprendizaje para lograr un cambio de comportamiento (Nillumbik Shire Council, 2012).

Kioupi y Voulvoulis (2019) mencionan que las estrategias de educación ambiental necesitan:

2. Generar una visión participativa del aprendizaje,
3. Retransmisión, para identificar las condiciones propicias para realizar actividades sostenibles y
4. Monitorear y evaluar los parámetros que suministrarán información acerca del progreso hacia el estado sostenible.

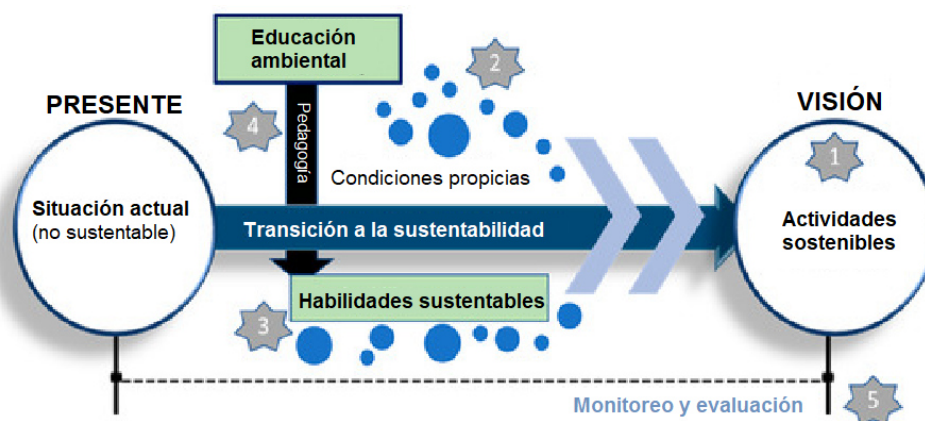


Figura 5. Estrategias de educación ambiental para la sostenibilidad, pasos principales: (1) visión participativa de la sostenibilidad, (2) condiciones propicias para la sostenibilidad, (3) competencias para la transformación de la realidad, (4) pedagogías y estrategias de aprendizaje, y (5) monitoreo y evaluación. (Kioupi y Voulvoulis, 2019).

2.4.10.4. Metodología Aprender Haciendo

Esta metodología comprende “una enseñanza orientada a la acción; basada en el desarrollo de habilidades en un contexto real” (Rodríguez, 2019). Para (Zhang y Xie, 2012), esta metodología, puede considerarse un hábito educacional altamente efectivo, este tipo de aprendizaje requiere cualidades como autoiniciativa y autoevaluación; y, en la pirámide de aprendizaje muestra el segundo mejor porcentaje:

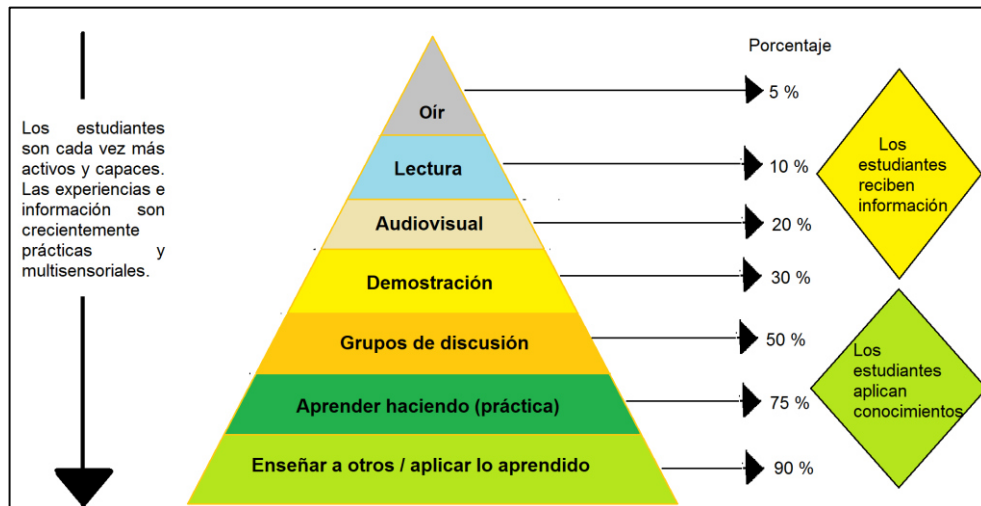


Figura 6. Pirámide del aprendizaje, porcentaje de diferentes estrategias de educación. (Zhang y Xie, 2012)

2.4.10.5. Compost

Este término, proveniente del latín *compositum* (mezcla) hace referencia a un proceso de biodegradación biológica de una mezcla de sustratos realizada por una comunidad microbiana compuesta de varias poblaciones en condiciones aeróbicas y en estado sólido (Diaz, de Bertoldi y Bidlingmaier, 2011).

Según Lamp'í (2017) el compost presenta los siguientes beneficios:

- Mejora la inclinación del suelo (la condición física de la tierra)
- Mejora la estructura y la porosidad del terreno (creando un mejor ambiente de la raíz de la planta)
- Aumenta la infiltración de humedad y la permeabilidad
- Reduce la erosión y la escorrentía
- Filtra y/o une agentes contaminantes contenidos en agua superficial

- Mejora la capacidad de retención de humedad de los suelos ligeros
- Suministra materia orgánica
- Suministra y potencia la reproducción de microorganismos
- Fomenta el crecimiento vigoroso de las raíces
- Permite que las plantas utilicen los nutrientes de manera más efectiva
- Disminuye la pérdida de nutrientes por lixiviación y permite que los suelos retengan nutrientes por más tiempo
- Mejora la fertilidad del suelo
- Destruye o suprime muchos patógenos del suelo
- Neutraliza las toxinas (la materia orgánica del suelo puede unir químicamente o encerrar metales pesados)
- Disminuye el volumen de desechos que van a los sumideros

A continuación, se presentan las fases del compostaje:



Figura 7. Descripción general de las tres fases de compostaje y los procesos de degradación que tienen lugar. La duración de las diferentes fases será diferente, según el método de compostaje aplicado. (Van der Wurff, Fuchs, Raviv y Termorshuizen, 2016).

2.4.10.6. Biol

“El biol es un abono líquido fitoregulator, producto de la descomposición anaeróbica de desechos animales y vegetales” (FAO, 2013). De acuerdo a (Sistema Biobolsa (2015) el biol posee las ventajas descritas a continuación:

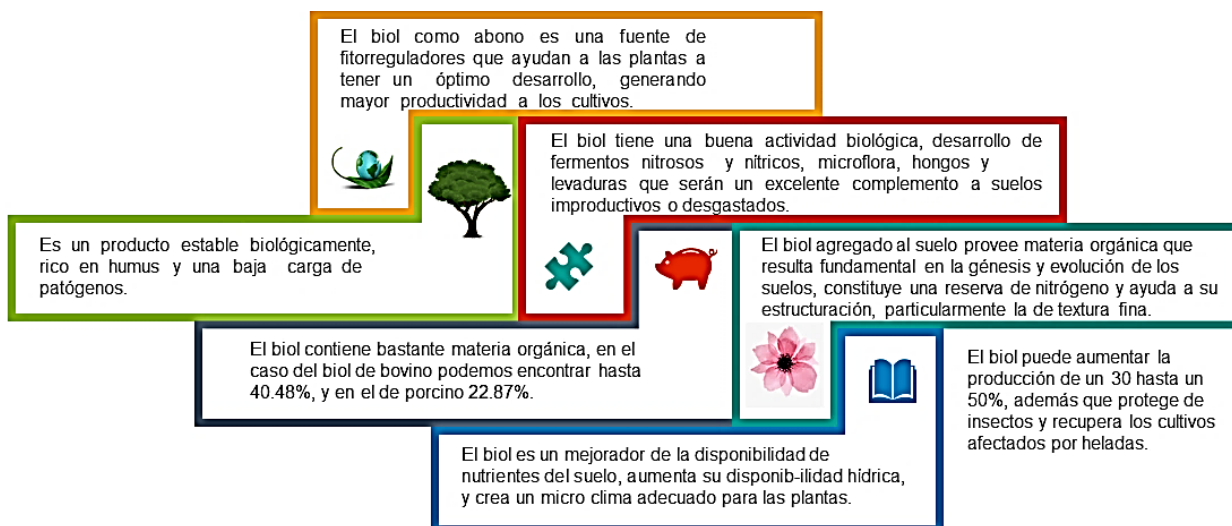


Figura 8. Ventajas identificadas del biol. (Sistema Biobolsa, 2015).

2.4.10.7. Bioinsecticida

Son una medida de control de insectos de origen biológico, especialmente un microorganismo insecticida o toxina natural (FAO, 2013). Según la EPA (2016) los bioinsecticidas presentan las siguientes ventajas:

- Presentan substancialmente menor toxicidad que los pesticidas comunes.
- Por lo general, “afectan solo a la plaga objetivo y a los organismos estrechamente relacionados, en contraste con los pesticidas convencionales de amplio espectro que pueden afectar a organismos tan diferentes como las aves, los insectos y los mamíferos”.
- Los bioinsecticidas a menudo son efectivos en cantidades muy pequeñas y a menudo se descomponen rápidamente, dando como resultado exposiciones menores y evita en gran medida la bioacumulación causada por los pesticidas convencionales.
- Los bioinsecticidas pueden reducir el uso de pesticidas convencionales, y favorecer el rendimiento de los cultivos.



Figura 9. Ventajas de usar bioinsecticidas en comparación con agroquímicos. Adaptado de (EPA, 2016).

2.4.10.8. Microorganismos eficientes

Según el Gobierno de Nueva Zelanda (2016) los microorganismos eficientes son cultivos mixtos de organismos benéficos que se producen naturalmente y se pueden aplicar como inoculantes para aumentar la diversidad microbiana del ecosistema del suelo; consisten principalmente en bacterias fotosintéticas, bacterias de ácido láctico, levaduras, actinomicetos y hongos fermentadores, estos microorganismos poseen ciertas ventajas como:

- No son tóxicos ni patógenos y son seguros para humanos, fauna y el ambiente.
- La investigación actual indica que los cultivos de microorganismos eficientes son capaces de eliminar los patógenos del suelo, acelerar la descomposición de los desechos orgánicos, incrementar la disponibilidad de nutrientes minerales y compuestos orgánicos necesarios para las plantas, mejorar las actividades de los microorganismos beneficiosos, por ejemplo, micorrizas, bacterias fijadoras de nitrógeno y reducen la necesidad de fertilizantes químicos y pesticidas.

Según la Organización de Investigación de Microorganismos Eficientes (2016) las bacterias del ácido láctico, la levadura y las bacterias fototróficas contenidas en los microorganismos eficientes tienen la capacidad de fermentar sustancias orgánicas; además, estos microorganismos contienen muchos componentes útiles para promover el crecimiento de las plantas, también contienen metabolitos producidos por varios microorganismos y estos activan los microorganismos que ya existen en el suelo y ayudan a diversificar el microbioma. Los microorganismos forman la base de la pirámide ecológica, por lo que cuando los microorganismos en el suelo son diversos, el ecosistema en el suelo se enriquecerá de varias maneras, como un aumento en el número de lombrices de tierra, y a su vez un ecosistema sano y diverso ayudará a formar un suelo rico.

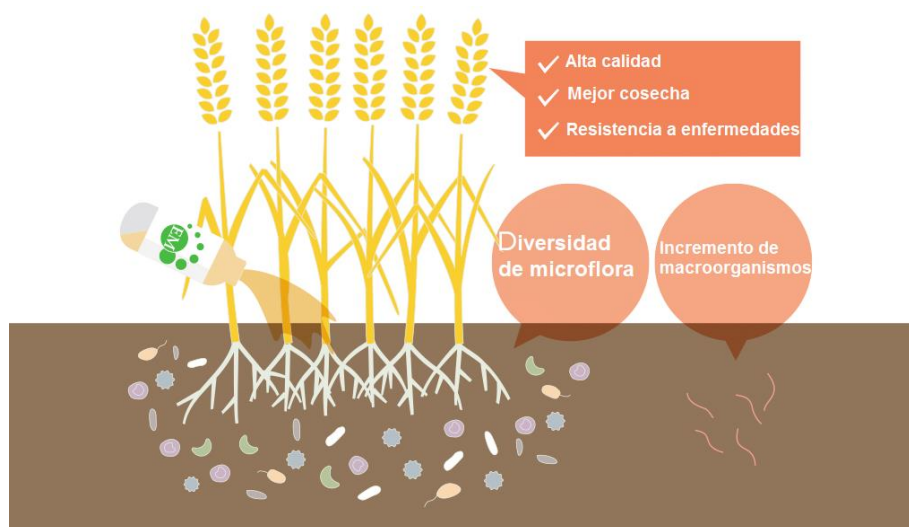


Figura 10. Funcionamiento de los microorganismos eficientes en el suelo y sus ventajas. (Organización de Investigación de Microorganismos Eficientes, 2016).

2.4.11. Fitorremediación

Ashraf, Ali, Zahir, Ashraf y Asghar (2019) definen la fitorremediación como el proceso que involucra el uso de plantas vivas para la reducción (o eliminación) in situ, la degradación y la contención de contaminantes en suelos, aguas superficiales y aguas subterráneas. En la Figura 11 se especifican varios procesos de fitorremediación.

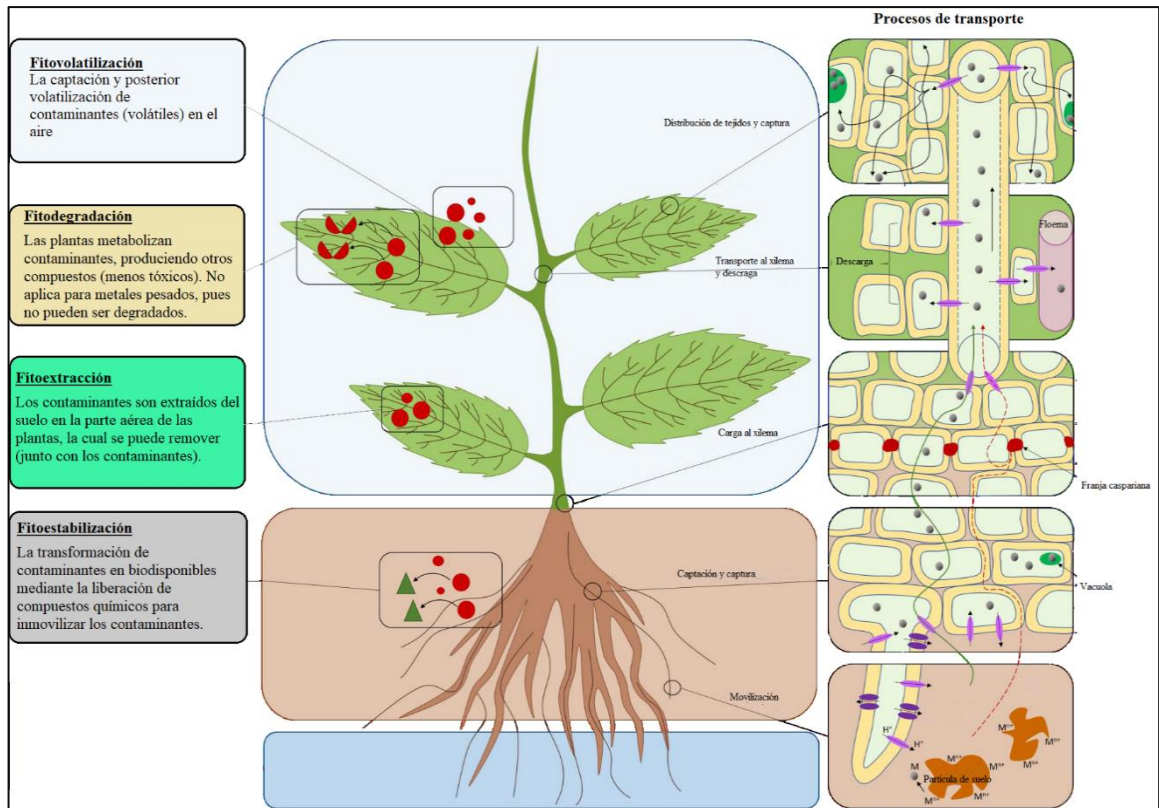


Figura 11. **Esquema de algunos de los procesos de fitorremediación exhibidos por las plantas para la remediación del suelo.** (Upcraft y Guo, 2019).

Según Upcraft y Guo (2019); Flores (2014) la fitorremediación comprende:

- ✓ **Movilización:** la secreción de quelantes naturales de las raíces de las plantas y la acidificación de la rizosfera aumenta la movilidad del suelo de iones metálicos mediante la formación de iones metálicos hidratados e iones complejos metálicos.
- ✓ **Captación y captura:** los iones se recogen en las raíces y se transportan a lo largo de la vía simplástica (línea verde continua) o vía apoplástica (línea discontinua roja). El exceso de metales se secuestra a las vacuolas.
- ✓ **Carga de xilema:** los iones se trasladan al xilema a través de proteínas de transporte unidas a la membrana. Los iones que viajan inicialmente a través de la vía apoplástica son bloqueados por la franja de Casparian y viajan secuencialmente a través del simplasto al xilema.
- ✓ **Transporte y descarga de xilemas:** los iones se descargan a lo largo del xilema. Se produce el transporte de xilema-floema, mediado por células de transferencia.

- ✓ Descarga, distribución de tejido y captura: los iones metálicos entran en el eje de las hojas y se distribuyen. El exceso de metales esenciales y metales no esenciales se captura en las vacuolas.

2.4.11.1. *Sphagneticola trilobata*.

S. trilobata es una hierba perenne con un hábito rastrero, trepador, que crece hasta 30 cm de alto y 4 m de largo, es originaria de América Central (Bahadur, *et al.*, 2019). En Ecuador, se ha encontrado en las siguientes provincias: “Azuay, Bolívar, Cañar, Cotopaxi, Esmeraldas, Guayas, Los Ríos, Manabí, donde se considera arvense” (Santillán, 2017).

Esta planta tiene un rango de tolerancia ecológica muy amplio, crece en sitios secos y húmedos; también sobrevive en sitios sombreados (Santillán, 2017). Se adapta a casi todos los tipos de suelo, incluyendo piedra caliza desnuda y playas arenosas pobres en nutrientes y suelos pantanosos o anegados (Bahadur *et al.*, 2019). Es tolerante a la inundación y a altos niveles de salinidad (PI@ntNet, 2018).

De acuerdo al Sistema Integrado de Información Taxonómica (ITIS, 2020) esta especie presenta la siguiente jerarquía taxonómica:

Reino	Plantae
Subreino	Viridiplantae - plantas verdes
Infrareino	Streptophyta - plantas terrestres
Superdivisión	Embriofita
División	Traqueofita - plantas vasculares, traqueófitas
Subdivisión	Spermatophytina - plantas de semilla, fanerógamas
Clase	Magnoliopsida
Superorden	Asteranae
Orden	Asterales
Familia	Asteraceae - girasoles, tournesoles
Género	<i>Sphagneticola</i>
Especie	<i>Sphagneticola trilobata</i> (L.) Pruski

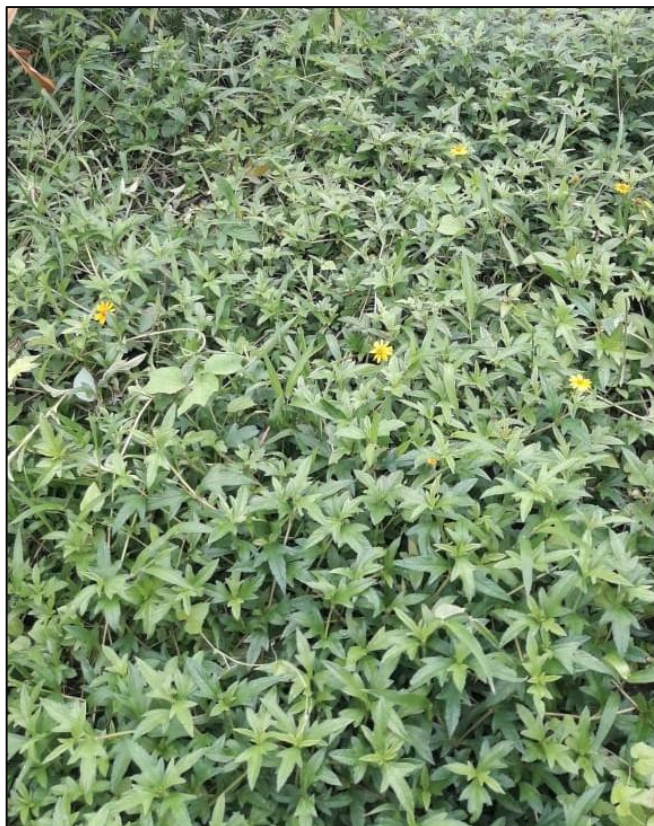


Figura 12. Margarita rastrera (*Sphagneticola trilobata*)

De acuerdo a Bahadur *et al.* (2019) *Sphagneticola trilobata* presenta la siguiente descripción:

Cuadro 5. Descripción general de *Sphagneticola trilobata*

Tallo	Hojas	Inflorescencia	Flores	Fruto y semilla
Esparcidamente pubescente, con raíces entre nudos, los entrenudos son de 2 a 9 cm de Largo	Son simples, opuestas, con pecíolos muy cortos, ligeramente carnosos, en su mayoría sin pelo, brillantes, de 4-9 cm de largo y 2-5 cm de ancho; la lámina es generalmente de 3 lóbulos y con márgenes dentados irregulares. El color es verde oscuro.	Pedúnculos de 5 a 18 cm de largo, piloso a hirsuto.	Corolas anaranjadas a amarillas, tubo floral de 0.8 a 1 mm de largo; flores tubulares de 5 mm de largo, presenta 5 lóbulos; flores liguladas de aproximadamente 12 mm de largo.	Aquenos oblanceolados de 4 a 5 mm de largo, de color amarillo a café, ápice dentado; vilano de escamas fusionadas, sin aristas.

Fuente. Bahadur *et al.* (2019); Santillán (2017)

2.4.12. Fitorremediación de metales pesados

La tecnología de fitorremediación es una tecnología reciente con estudios de investigación realizados principalmente durante las últimas dos décadas (He *et al.*, 2015). La idea es estéticamente agradable y tiene buena aceptación pública, esta técnica es adecuada para la aplicación en sitios de campo muy grandes en que otras técnicas de remediación no son rentables o factibles (Upcraft y Guo, 2019). El propósito de la fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados puede ser triple: (1) contención de riesgos (fitoestabilización); (2) fitoextracción de metales con valor de mercado como Ni, Tl y Au; (3) gestión duradera del suelo donde la fitoextracción mejora gradualmente la calidad de éste para la posterior producción de cultivos con mayor calificación (Ali, Khan y Sajad, 2013).

Las especies de la familia Asteraceae se utilizan para la fitorremediación de una gran variedad de contaminantes (Nikolic y Stevovic, 2015). Especies como *Sphagneticola trilobata* han acumulado hasta 1,306 g de Cd en sus raíces, en sólo 96 horas de exposición (suelo) (Pernía *et al.*, 2019). Esta especie también posee potencial para acumular Pb (hasta 2.88 ppm en sus hojas en dos horas de exposición aérea) (Rachmadiarti, Purnomo, Azizah y Fascavetri, 2019).

2.4.12.1. Factor de bioconcentración (FBC)

“Se calcula al dividir la concentración del metal en la fitomasa de la planta (mg/kg) entre la concentración del elemento en el suelo (mg/kg)” (Medina y Montalvo, 2014, p. 8). “La bioconcentración o bioacumulación utiliza la capacidad de las plantas superiores para absorber y acumular en sus tejidos metales pesados procedentes de un medio contaminado” (Smolinska y Szczodrowska, 2016). El FBC se puede calcular usando la ecuación propuesta por Marrugo, Durango, Pinedo, Olivero y Díez (2015):

$$FBC = \frac{\text{Concentración del metal}_{(\text{raíz o zona aérea})}}{\text{Concentración del metal}_{\text{suelo}}}$$

2.4.12.2. Factor de translocación (FT)

“El factor de translocación (FT) expresa la capacidad de transferir el metal pesado desde las raíces hasta el tallo” (Pernía *et al.*, 2019). Tripti y Vimal (2019) han establecido la siguiente relación para determinar el FT:

$$FT = \frac{\text{Concentración del metal}_{(\text{zona aérea})}}{\text{Concentración del metal}_{\text{raíz}}}$$

Es importante recalcar la capacidad de acumulación de “las plantas puede ser afectada por la interacción de los metales al cultivarse en un suelo contaminado con múltiples metales” (Hung-Yu y Zueng-Sang, 2010).

Según lo sugerido por Noverita y Tjiong (2017) las plantas pueden usarse como fitoestabilizadores si tienen factores de bioconcentración > 1 en raíces y factores de translocación <1 y como fitoextractores si tienen factores de bioconcentración <1 en raíces y factores de translocación > 1. Marrugo *et al.* (2015) señalan que a mayor tiempo de exposición al metal podría aumentar el FT.

Como ejemplo, Medina y Montalvo (2014) utilizaron *Juncus arcticus Willd.* (junco) para tratar suelo contaminado con Zn y determinaron un FBC de 9.1 en las raíces y un FT de 1.1, por lo que esta planta fue catalogada como bioacumuladora. Así mismo, Kandziora, Nadgórska, Barczyk, y Ciepal (2017) aplicaron *Vaccinium myrtillus L.* (arándano azul) para tratar al mismo metal y obtuvieron un FBC de 2.47 en las raíces y un FT de 1.21, por lo que la planta fue clasificada como fitoextractora. Por su parte, Rodríguez (2018) catalogaron a *Schoenoplectus californicus* (totora) como fitoestabilizadora de mercurio con un FBC de 1.1731 y un FT de 0.0908.

2.4.12.3. Absorción y distribución de mercurio en las plantas

Ranieri *et al.* (2019) han identificado ocho puntos diferentes como fundamentales para desarrollar un proceso de fitorremediación de mercurio:

1. La resistencia de alto nivel a la fitotoxicidad del mercurio es crucial.
2. Composición de la rizosfera específica de la planta que altera el pH del suelo y, por lo tanto, mejora la absorción del metal.

3. El transporte de absorción y separación corta de suplementos en raíces de plantas y pelos de raíz requiere la salida de varios transportadores de película.
4. La transformación de algunos componentes perjudiciales (especiación) es importante para expandir su velocidad de transporte. Por ejemplo, el mercurio natural (Hg^0) y el iónico (Hg^{II}) son más versátiles en plantas.
5. El transporte de xilema hasta la disposición vascular de una planta y el transporte por medio del floema es una pieza esencial de la administración de suplementos.
6. Muchos componentes se almacenarían mejor sobre el suelo en un estado electroquímico alternativo o como una categoría de compuesto alternativa que la que se transporta mejor.
7. Los sumideros químicos, por ejemplo, quelantes corrosivos naturales y aminoácidos pueden unir componentes perjudiciales y pueden formar agrupamientos agregados de componentes sobre el suelo.
8. Se requieren sumideros físicos para el almacenamiento en estado anormal de toxinas básicas sobre el suelo. Estas zonas de almacenamiento físico pueden incorporar vacuolas, tricomas y componentes vasculares muertos.

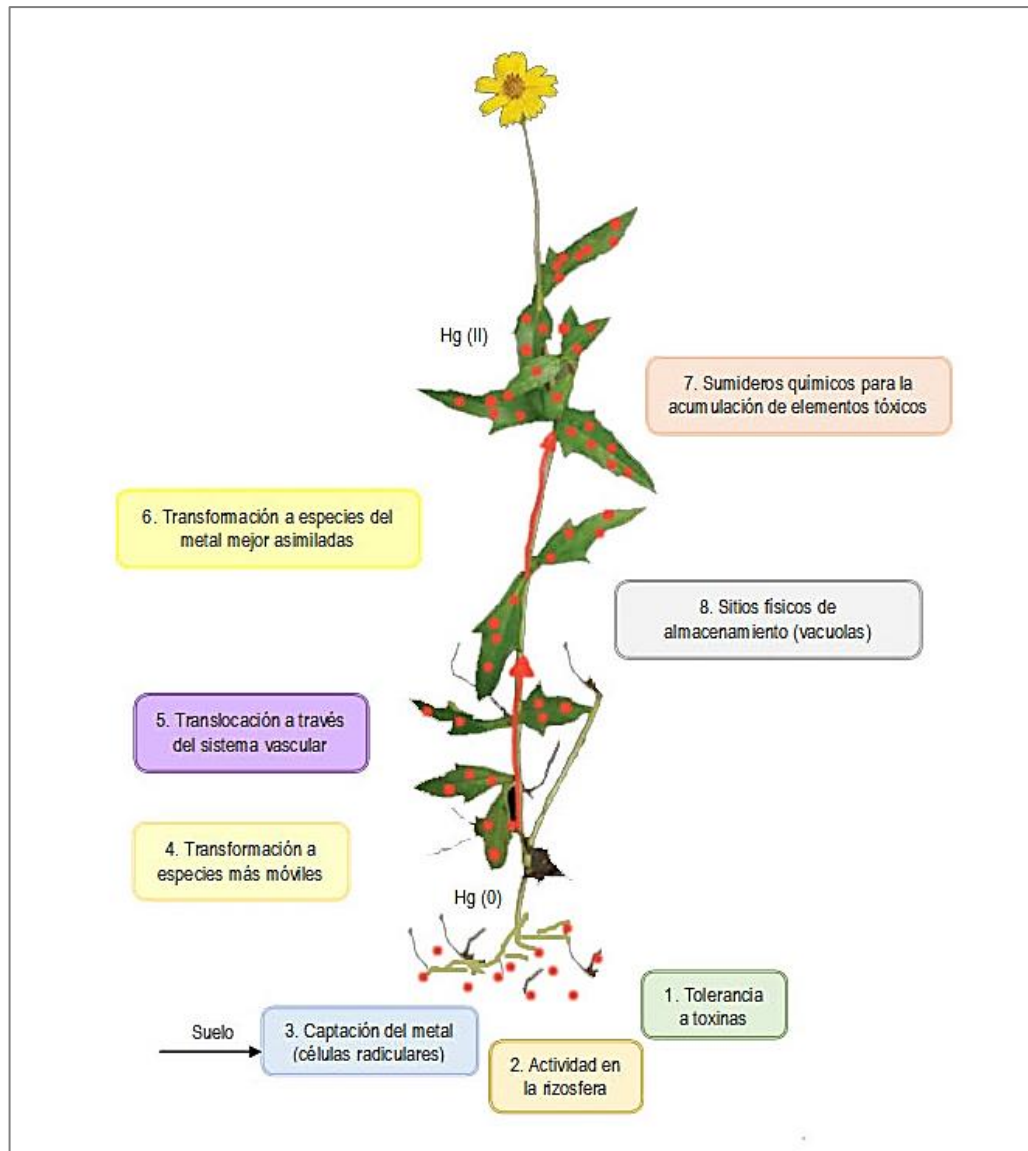


Figura 13. Procesos identificados en la fitorremediación de mercurio empleando Margarita rastrera. (Ranieri et al., 2019)

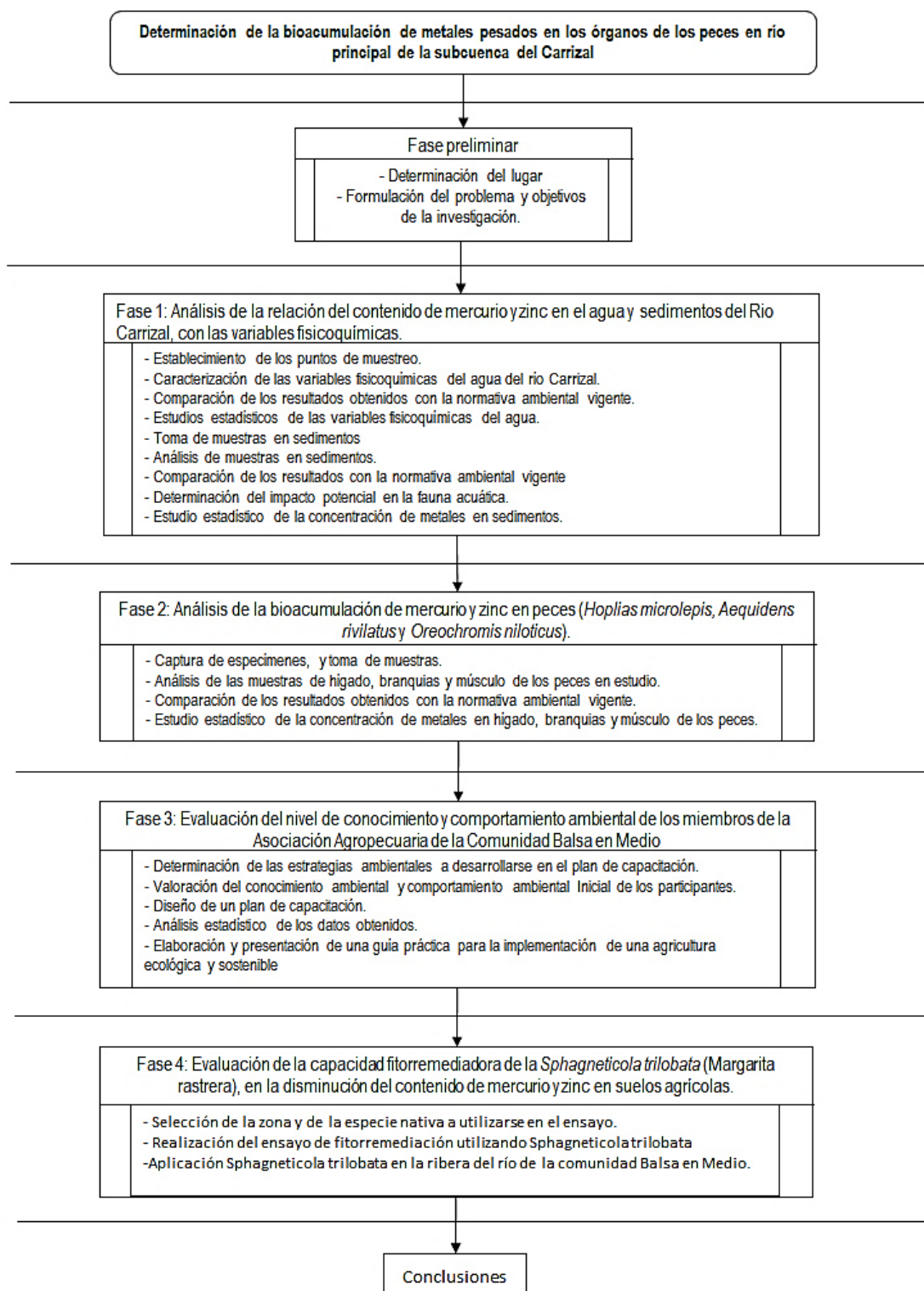
CAPÍTULO III: METODOLOGÍA

3.1. Tipo y diseño de investigación

Conforme a los postulados de Arias (2012); Hernández, Fernández, Carlos y Baptista (2014), la presente investigación es de tipo explicativa, pues detalla el contenido de mercurio y zinc en agua, sedimento y peces, en las estaciones de muestreo establecidas para cada zona de estudio (microcuenca, embalse La Esperanza y subcuenca del Carrizal); y analiza la influencia de las variables fisicoquímicas del agua en cuanto a la presencia de los metales antes mencionados.

De acuerdo a la valoración de las variables, este estudio es longitudinal, puesto que la recolección de los datos para cumplir con los objetivos 1 y 2, se realizó en los meses de agosto y octubre del año 2017; en cuanto, al objetivo 3 en los meses de octubre 2018 y febrero 2019.

3.2. Flujograma metodológico de la investigación



3.3. Unidad de análisis

La unidad de análisis la constituye el agua, sedimento, peces (*Hoplias microlepis*, *Aequidens rivulatus* y *Oreochromis niloticus*), miembros de la comunidad Balsa en Medio y la planta *Sphagneticola trilobata* del río de la subcuenca del Carrizal.

3.4. Población de estudio

La población en estudio la constituye la cuenca hidrográfica del río Carrizal (Manabí), comprendida entre las coordenadas 1°4'15" S, 79°52'12" W, con un área de aproximadamente 1390 km².

En la primera fase de la investigación se obtuvieron muestras de agua y sedimento del río en la zona de la microcuenca, del embalse La Esperanza y de la subcuenca del Carrizal. En la segunda fase se recolectaron muestras de peces *Hoplias microlepis* (Guanchiche), *Aequidens rivulatus* (Vieja Azul) y *Oreochromis niloticus* (Tilapia) en el embalse La Esperanza y subcuenca del Carrizal. La calidad del agua se evaluó a través de variables fisicoquímicas (temperatura, dureza, turbidez, sólidos totales, sólidos suspendidos, alcalinidad, pH, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, potencial redox, sulfatos, mercurio y zinc); en sedimento y peces por el contenido de mercurio y zinc.

En la fase 3 del estudio, la muestra estuvo conformada por los miembros de la Asociación Agropecuaria de la Comunidad Balsa en Medio-AGROBEM. En la fase 4 se determinó la capacidad fitorremediadora de la *Sphagneticola trilobata* para suelos agrícolas contaminados con mercurio y zinc de la comunidad Balsa en Medio.

3.5. Selección de muestra

“Los puntos de muestreo se establecieron en base a criterios de identificación, accesibilidad y representatividad del objeto de estudio”, de acuerdo a lo recomendado por la Autoridad Nacional del Agua de Perú (2014).

Las muestras de agua se tomaron superficialmente, “lo más cercano al centro del cuerpo de agua y en contra de la corriente al flujo del recurso hídrico,

evitando así, alterar las condiciones reales” (Autoridad Nacional del Agua de Perú, 2016). La toma de muestras de sedimentos se realizó tratando de coincidir con los puntos de colecta de peces como lo indica el protocolo de la Confederación Hidrográfica del Ebro (2016).

La selección de especímenes se dio en base a los criterios de la Directiva 76/464CEE de España (2000), donde se consideraron las especies indicadoras de la zona, de acuerdo al objeto de estudio, las más abundantes, de fácil recolección, y también, por su interés económico, nutritivo e intrínseco.

Se seleccionó la especie nativa *Sphagneticola trilobata* con base a los criterios de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación de México (2016), por lo que se tomó en cuenta, su adaptabilidad a condiciones del ecosistema en cuanto a suelo, clima, topografía, disponibilidad de agua y vegetación circundante.

3.6. Procedimiento

El proceso metodológico consta de cuatro fases, una por cada objetivo específico, las cuales se describen a continuación:

3.6.1. Fase 1: Análisis de la relación del contenido de mercurio y zinc en el agua y sedimentos del Rio Carrizal, con las variables fisicoquímicas.

3.6.1.1. Actividad 1.- Establecimiento de los puntos de muestreo.

1. Se reconoció y analizó el área de estudio a través de mapas temáticos primarios, que describieron la hidrografía, geología y climatología del lugar, para lo cual se utilizaron herramientas de sistema de información geográfica, que sirvieron en la detección e identificación de las posibles zonas a muestrear, según lo recomendado por el Ministerio de Agricultura Autoridad Nacional del Agua Perú (2011).
2. Adicionalmente se elaboraron mapas, de fuentes de contaminación puntual y difusa (centros poblados y zonas urbanas), así como hidrológico (ríos, quebradas, embalse) y de red vial.

3. Seguidamente se procedió a la verificación bajo la metodología de clasificación supervisada; donde se comparó la información de los mapas satelitales con observaciones de campo in situ, además se analizaron las imágenes detalladas (con mejor resolución) (Peralta *et al.*, 2001; Mas *et al.*, 2001; Vogelmann *et al.*, 2001), con lo que se establecieron correcciones de los puntos en las imágenes clasificadas Francois, Reyes y Pérez (2003) y se ajustaron con la realidad, lo que permitió asumir un riesgo para tomar decisiones con base en información cartográfica (Burrough, 1994; Goodchild, Gouquing y Shiren, 1992; Luneta *et al.*, 1991; Walsh, Lightfoot y Buttler, 1987).
4. Para mayor integración de la información, se aplicó una entrevista dirigida a los productores agropecuarios y/o líderes comunitarios Lalaguna, Infante y Pinilla (2001) como pieza fundamental y relevante de información histórica del estudio con lo que se complementó lo observado en campo (ANEXO 1). Se hizo énfasis prioritariamente en fuentes de abastecimiento para consumo humano y actividades atípicas que se realizan en el entorno, tales como presencia de residuos, actividades humanas, presencia de animales y otros factores; que según Espinoza y Falero (2015) generan contaminación difusa y puntual, modificando el estado natural de las aguas continentales.
5. Partiendo de la información anterior, se determinaron los puntos de muestreo y se registraron en el Sistema de Posicionamiento Satelital (GPS) en coordenadas Universal Transverse Mercator (UTM) y en el sistema WGS84 en un mapa que incluya la información generada como lo recomienda el Centro del Agua del Trópico Húmedo para América Latina y el Caribe (2015). Se tomó un punto de referencia o “blanco” en la parte alta donde nace el río para la comparación de las variaciones fisicoquímicas según lo indicado por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (2010).
6. Los puntos de muestreo se establecieron en base “a criterios de identificación, accesibilidad y representatividad del objeto de estudio”, de acuerdo a lo recomendado por la Autoridad Nacional del Agua de Perú (2014). Y es que, al no existir un consenso definitivo sobre la zona más adecuada, según lo corroborado por Chuvieco (2010); Ministerio

de Agricultura, Ganadería, Acuicultura y Pesca; Ministerio de Ambiente (MAE, 2015), quienes manifiestan que la elección depende del objetivo de estudio, de la estructura del paisaje y de las categorías que se desean estudiar.

3.6.1.2. Actividad 2.- Caracterización de las variables fisicoquímicas (temperatura, dureza, turbidez, sólidos totales, sólidos suspendidos, alcalinidad, pH, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, potencial redox, sulfatos, mercurio y zinc) del agua del río Carrizal.

Para la caracterización de las variables fisicoquímicas del agua, se efectuaron las siguientes directrices:

1. Los parámetros “in situ (pH, temperatura, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica y potencial redox) se midieron en los puntos establecidos en la actividad anterior; las muestras fueron puntuales para no perder su representatividad” (Ordoñez, 2014, p. 17).
2. “La medición de los parámetros en campo (pH, temperatura, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica y potencial redox), se analizaron mediante equipos portátiles, tales como oxímetro, potenciómetro, conductímetro” (Nievas, Caruso, Pizzio, Ferri y Pérez, 2013, p. 24).
3. Durante la medición de los parámetros antes mencionados, los equipos fueron sumergidos “directamente en la mitad de la sección transversal del cuerpo hídrico, a una profundidad entre 20 y 30 cm de la superficie, en una zona de poca turbulencia para la toma de lectura” (Autoridad Nacional del Agua de Perú, 2016).
4. En la recolección de la información de campo se siguieron las indicaciones del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (2014), lo que encaminó completamente la información requerida al formato de captura de datos para aguas superficiales y vertimientos establecidos en el protocolo (ANEXO 2).
5. Las muestras para la determinación de los parámetros de turbidez, Sólidos totales, Sólidos Suspendidos, Alcalinidad Total, Dureza Total y Sulfatos, se tomaron superficialmente, lo más cercano al centro del

cuerpo de agua y en contra de la corriente al flujo del recurso hídrico, con lo que se evitó la alteración de las condiciones reales, fueron colectadas con una probeta muestreadora de 500 ml de fondo horizontal (Autoridad Nacional del Agua de Perú, 2016), aplicando las metodologías de Litter, Farías y Armienta (2009); Murgueito, Cumbal, Aguirre y Chávez (2015), almacenadas en tubos de vidrio Pyrex, previamente descontaminados con ácido nítrico 10% v/v, dejándolo en inmersión durante 24 horas.

Las muestras fueron trasladadas al Laboratorio de Química Ambiental de la Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López (ESPAM MFL) en refrigeración a 4.0°C, para sus respectivos análisis de acuerdo a los métodos presentados en el Cuadro 5.

Posteriormente, las muestras “para el análisis de metales pesados fueron acidificadas con HNO₃ al 0.1 N con pH de 3.0 a 4.0 y refrigeradas a 4.0°C para su conservación desde el momento de la recolección” (Murgueito *et al.*, 2015, p. 6). Luego se las rotuló y transportó al Laboratorio de Medio Ambiente, Departamento de Ciencias de la Tierra y de la Construcción de la Universidad de las Fuerzas Armadas (ESPE), de acuerdo con los lineamientos del Standar Methods Edición 2015.

Cuadro 6. Parámetros analizados según me método de análisis

PARÁMETROS	MÉTODO	UNIDAD
Turbidez	Nefelométrico	FAU
Sólidos Totales	Gravimétrico	ppm
Sólidos Suspendidos	Gravimétrico	ppm
Alcalinidad Total	Volumetría	mg/l CaCO ₃
Dureza Total	Volumetría	mg/l CaCO ₃
Sulfatos	Espectrofotométrico	mg/l

Los métodos utilizados para determinar la concentración de mercurio y zinc, en aguas superficiales fueron los siguientes:

Cuadro 7. Métodos utilizados para determinar la concentración de mercurio y zinc.

PARÁMETRO	MÉTODO	UNIDADES	LABORATORIO
Zinc	APHA AWWA WEF 3111-B-C	mg/l o ppm	Laboratorio ESPE
Mercurio	APHA AWWA WEF 3112-B	mg/l o ppm	Laboratorio ESPE

Los muestreos se realizaron 2 veces al año de acuerdo a lo sugerido por el Ministerio de Agricultura y Pesca Alimentación y Medio Ambiente (2016), considerando la frecuencia mínima de los cambios estacionales. Por tal razón esta investigación se ejecutó en los meses de agosto y octubre, debido a lo expuesto por Vargas (2014) al proponer que la toma de muestra debe hacerse en un periodo de caudal medio y la otra en caudal de estiaje, según el régimen de precipitación monomodal.

3.6.1.3. Actividad 3.- Comparación de los resultados obtenidos con la normativa ambiental vigente.

Los resultados obtenidos en aguas superficiales se compararon con los límites máximos permisibles establecidos en el Texto Unificado de la Legislación Secundaria, libro VI anexo 1 del MAE para criterios de calidad de fuentes de agua para consumo humano y uso doméstico, preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, y para riego agrícola, según el Decreto Ejecutivo 3516, publicado en el Registro Oficial N° 387, del Acuerdo Ministerial 097 A, del 4 de noviembre del 2015 (MAE, 2015) (ANEXO 3, 4, 5).

Igualmente se contrastaron con los estándares de Calidad Ambiental para Agua del Ministerio del Ambiente-Perú, Anexo, Categoría 1: Poblacional y recreacional. Subcategoría A1: Aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable, Aguas que pueden ser potabilizadas con desinfección, con los valores referenciales de la Categoría 3: Riego de vegetales y bebida de animales. Subcategoría D1: Agua para riego no restringido y con los límites establecidos de la Categoría 4: Conservación del ambiente acuático. Subcategoría E2: Ríos. Costa y sierra (Ministerio del Ambiente Perú, 2017).

Conjuntamente los valores obtenidos de metales pesados se compararon con los límites máximos permisibles establecidos en la Normativa Internacional

Directrices Canadienses de Calidad del Agua para la Protección de la Vida Acuática (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2015) (ANEXO 6).

Además, se tomó en consideración la realización de una comparación de los resultados obtenidos, con el límite máximo permisible para aguas continentales de acuerdo a la directiva 75/440/EEC de la Unión Europea (ANEXO 7).

3.6.1.4. Actividad 4.- Estudios estadísticos de las variables fisicoquímicas del agua, durante los meses de estudio en cada punto de muestreo.

La variabilidad observada en las distintas condiciones fisicoquímicas se estudió a través del análisis de varianza, previamente se comprobaron la homogeneidad (Prueba de F) y normalidad de los datos (Shapiro-Wilks). Las variables que no cumplieron con los supuestos previamente mencionados fueron transformadas utilizando el artificio matemático raíz de $X+1$. Posteriormente, se evidenció diferencias estadísticas, por lo que se procedió a las comparaciones de rangos múltiples a través de la prueba de Tukey, a un nivel de significancia del 5%.

3.6.1.5. Actividades 5.- Toma de muestras de sedimentos en puntos establecidos.

La toma de muestras de sedimentos se realizó tratando de coincidir con los puntos de colecta de peces como lo indica el protocolo de la Confederación Hidrográfica del Ebro (2016). Siguiendo las directrices de la Confederación Hidrográfica del Júcar (2001), la recolecta se efectuó con una frecuencia mínima de una vez al año, en un periodo de bajo caudal, para asegurar la existencia del sedimento. Además, Duran, Infante y López (2011) defienden que no existen diferencias estacionales significativas en la concentración de contaminantes, razón por la cual, el muestreo se desarrollará en los meses de agosto y octubre de 2017.

En cada punto de aforo, de acuerdo a los lineamientos del Instituto Geológico y Minero de España (2011) se tomó aproximadamente un kilogramo de sedimento superficial a profundidad de 25 - 50 cm en la microcuenca y subcuenca del Carrizal, colectados desde la orilla del río, utilizando de un barreno. En el embalse La Esperanza, la recolección se hizo a una profundidad de 7 a 33 m y siguiendo los criterios de Peña, Cantera y Muñoz (2012) se tomaron con el apoyo de una draga tipo Van Veen de acero inoxidable, lanzada desde una barca.

Como lo indica Pérez, Moreno y González (1995); Chandabadani y Kanchan (2015) las muestras recolectadas, se clasificaron de acuerdo a un diámetro de partículas menor de 200 μm , conteniendo una proporción importante de fracción limosa-arcillosa, debido a que los metales tienden a acumularse en las partículas de menor tamaño depositadas en los lechos de los ríos.

Posteriormente se almacenaron en bolsas plásticas con cierre hermético, conservadas a una temperatura de 4.0°C, luego se trasladaron al Laboratorio de Medio Ambiente del Departamento de Ciencias de la Tierra y de la Construcción de la Universidad de las Fuerzas Armadas (ESPE), para la determinación de su contenido metálico.

3.6.1.6. Actividades 6.- Realización de los análisis de las muestras de sedimentos.

El análisis para la determinación de la concentración de metales pesados en sedimentos se realizó en el Laboratorio de Medio Ambiente, Departamento de Ciencias de la Tierra y de la Construcción de la Universidad de las Fuerzas Armadas (ESPE), de acuerdo con los lineamientos del Standar Methods Edición 2015.

Los métodos utilizados fueron los siguientes:

Cuadro 8. Métodos para el análisis de las muestras de sedimentos.

PARÁMETRO	MÉTODO	UNIDADES	LABORATORIO
Zinc	APHA AWWA WEF 3111-B-C	mg/kg o ppm	Laboratorio ESPE
Mercurio	APHA AWWA WEF 3112-B	mg/kg o ppm	Laboratorio ESPE

3.6.1.7. Actividad 7.- Comparación de los resultados obtenidos con la normativa ambiental vigente y determinación del impacto potencial en la fauna acuática.

Los resultados obtenidos en sedimentos se compararon con los límites máximos permisibles de mercurio (Hg) y zinc (Zn) de la Normativa Internacional Directrices Canadienses de Calidad de Sedimentos para la Protección de la Vida Acuática (Anexo 8) (Canadian Environmental Quality Guidelines, 2015). Estas guías establecen dos valores: (1) el llamado Guía Provisional de Calidad del Sedimento (ISQG, Interim Sediment Quality Guideline), que simboliza el nivel por debajo del cual no deberían presentarse efectos biológicos adversos, y (2) el llamado Nivel de Efecto Probable (PEL, Probable Effect Level), que es el valor sobre el cual se muestran con periodicidad efectos biológicos adversos.

3.6.1.8. Actividad 8.- Estudio estadístico de la concentración de metales en agua y sedimentos, durante los meses de estudio en cada punto de muestreo.

La variabilidad observada en las concentraciones de mercurio y zinc se estudió a través del análisis de varianza, previamente se comprobaron la homogeneidad (Prueba de F) y normalidad de los datos (Shapiro-Wilks). Las variables no cumplieron con los supuestos previamente mencionados, por lo que fueron transformadas utilizando el artificio matemático raíz de $X+1$. Posteriormente, se evidenció diferencias estadísticas, por lo que se procedió a las comparaciones de rangos múltiples a través de la prueba de Tukey, a un nivel de significancia del 5%.

3.6.2. Fase 2.- Análisis de la bioacumulación de mercurio y zinc en tejido branquial, hepático y muscular de dos especies nativas de peces (*Hoplias microlepis* y *Aequidens rivulatus*) y una introducida (*Oreochromis niloticus*).

3.6.2.1. Actividad 9. Captura de especímenes, y toma de muestras (hígado, branquias y músculo) en los puntos de muestreo establecidos.

La captura de especímenes se realizó en los meses de agosto y octubre de acuerdo a la metodología de Confederación Hidrográfica de la Cuenca del Ebro (2015). Esta actividad se desarrolló, lo más cercano posible de los puntos de toma de muestras de sedimento, en época de bajo caudal, debido a que no hay influencia en los procesos migratorios o reproductivos de los peces, teniendo, además, como criterios la accesibilidad al área de estudio y transparencia del agua (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino de España, 2010).

La selección de especímenes se hizo en base a los criterios de la Directiva 76/464CEE de España (2000), donde se consideraron las especies indicadoras de la zona, de acuerdo con el objeto de estudio, las más abundantes, de fácil recolección, y también, por su interés económico, nutritivo e intrínseco. Además, de acuerdo con lo sugerido por Schmitt y Brumbaugh (1990); García (1993) se tomaron especies adultas indicadoras en cada punto, con tamaño y pesos similares, una de fondo de agua, una de medio de agua y la otra depredadora, basado en la clasificación de los tipos de alimentación.

Para la captura de peces se siguieron los lineamientos establecidos por Correa *et al.* (2015), ejecutándose con la ayuda de redes de pesca (trasmallo diámetro de ojo de malla de 4 a 4,5 pulgadas) en cada punto. Los peces capturados fueron almacenados en fundas plásticas en un cooler con hielo. Una vez recolectados, se identificaron, midieron y pesaron. La identificación de los ejemplares se realizó de acuerdo a lo propuesto por Jiménez *et al.* (2015); la medición con el ictiómetro, tomando la longitud total (desde la parte

más saliente de la mandíbula a la aleta caudal); y el peso (expresado en gramos) en una balanza tipo gramera.

Posteriormente, los especímenes se trasladaron al Laboratorio de Química Ambiental de la ESPAM MFL. Siguiendo lo establecido por Herrero (2014), las muestras se conservaron en frío (0°C) hasta su disección con instrumental de plástico (tiempo inferior a 5 horas desde su captura); a los individuos se les extrajo hígado, branquias y músculos para ser guardadas en botes de plástico (lavados previamente con ácido nítrico al 10%) y congeladas para su conservación y transporte.

“El hígado y las branquias fueron seleccionados para su análisis, pues son órganos importantes de acumulación de metales, mientras que el tejido muscular fue elegido por su relación con la salud humana al ser objeto de consumo” (Herrero, 2014).

3.6.2.2. Actividades 10.- Realización de los análisis de las muestras de hígado, branquias y músculo de los peces en estudio.

El análisis del contenido metálico en hígados, branquias y músculos se realizó en el Laboratorio de Medio Ambiente, Departamento de Ciencias de la Tierra y de la Construcción de la Universidad de las Fuerzas Armadas (ESPE), aplicando los lineamientos del Standar Methods Edición 2015.

Los métodos utilizados fueron los siguientes:

Cuadro 9. Métodos para el análisis de las muestras de peces.

PARÁMETRO	MÉTODO	MEDIDAS	LABORATORIO
Zinc	APHA AWWA WEF 3111-B-C	mg/kg o ppm	Laboratorio ESPE
Mercurio	APHA AWWA WEF 3112-B	mg/kg o ppm	Laboratorio ESPE

3.6.2.3. Actividad 11.- Comparación de los resultados obtenidos con la normativa ambiental vigente.

Se realizaron comparaciones de los resultados obtenidos con los estándares de calidad (contenidos máximos permisibles, CMP) correspondientes a la Unión Europea del 2006 codificados con las siglas EUR y los de Canadá del año 2009 codificados con las siglas CAN, en lo referente a los niveles de

arsénico, cadmio, mercurio, plomo y zinc en todas las especies evaluadas (Espinoza y Falero, 2015).

Además, se compararon con los límites permisibles de metales en peso húmedos en peces establecidos por la FAO (2011); OMS (2011) (ANEXO 9, 9.1, 9.2).

3.6.2.4. Actividad 12.- Estudio estadístico de la concentración de metales en hígado, branquias y músculo de los peces estudiados, en cada punto de muestreo.

Los análisis estadísticos se realizaron en el software SPSS versión 25.0. La variabilidad observada en las distintas concentraciones de metales se estudió a través del análisis de varianza. Previamente se comprobó la normalidad de los datos, mediante Shapiro-Wilks o Kolmogorov-Smirnov dependiendo del tamaño de la muestra; las variables que no cumplieron con los supuestos mencionados fueron transformadas utilizando el artificio matemático raíz de $X+1$; Posteriormente, se evidenció diferencias estadísticas, por lo que se procedió a las comparaciones de rangos múltiples a través de la prueba de Tukey, a un nivel de significancia del 5%. Se utilizó la prueba paramétrica T y la no paramétrica de Wilcoxon para comparar muestras relacionadas.

3.6.3. Fase 3.- Evaluación del nivel de conocimiento y comportamiento ambiental de los miembros de la Asociación Agropecuaria de la Comunidad Balsa en Medio, mediante la aplicación de estrategias de educación ambiental tendiente a la disminución del uso de agroquímicos.

Con base a los resultados obtenidos en los objetivos 1 y 2, y las condiciones productivas de la zona de estudio, se implementó estrategias ambientales para disminuir el uso de agroquímicos.

3.6.3.1. Actividad 13. Determinación de las estrategias ambientales a desarrollarse en el plan de capacitación.

Se realizó una encuesta formal de ocho preguntas (Ver Anexo 10), a 52 personas que corresponden a la totalidad de los miembros de la Asociación Agropecuaria de la Comunidad Balsa en Medio-AGROBEM (Acuerdo Ministerial MAG - N°. 010 – 12 – 01 – 2016, Sitio Balsa en Medio - cantón Pichincha), aplicando la metodología de (Valdez y Vergara, 2018).

Las preguntas se elaboraron de acuerdo con dos temas sobre el medio ambiente: educación ambiental, y prácticas ambientales; para determinar el estado presente del conocimiento y proceder a elaborar estrategias que promuevan un cambio en el comportamiento ambiental de los participantes.

3.6.3.2. Actividad 14. Valoración del conocimiento ambiental y comportamiento ambiental Inicial de los participantes.

Antes de diseñar el programa de capacitación, se evaluó el conocimiento ambiental inicial (Antes) de los participantes de la Asociación Agropecuaria Balsa en Medio, aplicando un cuestionario de 10 preguntas de selección múltiple (Ver Anexo 11); donde cada interrogante tiene solo una respuesta correcta, ya que las alternativas restantes son completamente falsas. Este documento se fundamenta en el estudio de Barazarte, Neaman, Vallejo y García (2014) y fue reformulado acorde al medio y contexto del área de estudio. Se categorizó con valor de cero la elección incorrecta, y con un valor de uno la correcta, y mediante sumatoria se obtuvo el puntaje total, el cual se ubicó en tres grados i) malo para calificaciones ≤ 5 , ii) bueno entre 6 y 7, y excelente a partir de 8 puntos, metodología que fue adaptada de acuerdo a lo establecido por (Cardona, Caro, González y Franco, 2014).

Para el caso del comportamiento ambiental (Antes), se realizó una encuesta de 10 ítems (Ver Anexo 12), en la que los participantes indican la frecuencia con la que llevan a cabo ciertas acciones. La escala tiene tres opciones i) nunca con una puntuación de 0, ii) a veces con un valor de 0,5, y iii) siempre equivalente a 1. En la elaboración de este instrumento, se utilizó como guía, documentos aplicados por Barazarte *et al.* (2014). Tomando como referencia

la investigación de Rivera y Rodríguez (2009), para la calificación se efectuó la suma de las puntuaciones obtenidas acorde a la escala. Las calificaciones para considerar comportamiento ambiental adecuado fueron mayores o iguales a 5, e inadecuados inferiores a 5.

Las preguntas para ambas encuestas se elaboraron de acuerdo a los seis temas desarrollados en los talleres: agricultura ecológica, plaguicidas, compost, bioles, bioinsecticidas y microorganismos eficientes.

3.6.3.3. Actividad 15. Diseño de un plan de capacitación para las personas de la comunidad Balsa en Medio

Esta actividad se dividió en tres etapas que se detallan a continuación:

- **ETAPA 1. Teórica**

Con el fin de motivar e involucrar a los 52 miembros de AGROBEM, se organizó una visita técnica a las unidades de docencia, investigación y vinculación de la Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López, donde se demostró los sistemas de producción, estrategias ambientales y labores culturales en agricultura ecológica realizadas en esta institución. A través de conversatorios y observaciones, se constató el comportamiento e interés de los participantes por aprender y desarrollar actividades ambientalmente amigables.

El plan de capacitación fue diseñado de acuerdo a lo sugerido por Valdez y Vergara (2018); Cedeño y Reyna (2019). Este documento incluyó lo siguiente:

- ✓ Objetivo
- ✓ Tema
- ✓ Temas específicos
- ✓ Técnicas
- ✓ Recursos didácticos
- ✓ Responsable
- ✓ Tiempo
- ✓ Medios de Verificación

Se impartieron cuatro talleres teóricos, con un tiempo estimado de 3 horas cada uno. La finalidad de estos cursos fue orientar a los participantes en materia de problemas ambientales, soluciones, y estrategias tales como: elaboración de compost, bioles, bioinsecticidas y biopreparados con microorganismos eficientes. Se utilizaron técnicas de instrucción, como: clases expositivas, preguntas intercaladas, videos, ilustraciones (descriptivas y expresivas) y analogías sobre los temas impartidos, en los que se abarco los siguientes contenidos: generalidades, beneficios, técnicas de preparación y aplicación.

- **ETAPA 2. Práctica**

Aplicación de la metodología Aprender Haciendo

Se llevó acabo la metodología Aprender Haciendo “que permitió la introducción de métodos didácticos de aprendizaje para lograr una interacción dinámica entre facilitador y participantes. Además, se realizaron varios pasos importantes” (León, 2015):

- ✓ Recorrido y observación de los espacios aprovechables
- ✓ Obtención de los materiales o recursos

Aplicación de la estrategia de educación ambiental

Las capacitaciones se efectuaron en la finca de la presidenta de la Asociación Agropecuaria Balsa en Medio.

- Taller uno - Compost

En la primera sesión de capacitación se desarrolló un taller sobre las generalidades de agricultura ecológica y sostenible y elaboración de compost. Se utilizó la técnica expositiva manifestada por Palma y Vargas (2019) con la ayuda de diapositivas (ilustraciones), videos y analogías sobre la conservación del medio ambiente.

La parte práctica consistió en elaborar el compost con materia orgánica nitrogenada, manteniendo el equilibrio carbono/nitrógeno, efectuando un

control semanal de temperatura y humedad durante 60 días, donde los participantes recibieron instrucciones para continuar con el proceso. Esta técnica utiliza materiales de la zona (Palmero, 2010).

- Taller dos - Bioles

En el segundo taller se realizó la elaboración de bioles, y se explicó las ventajas de su aplicación en la agricultura (Chiriboga, Gómez y Andersen, 2015). Asimismo, se efectuó la clase expositiva, se presentaron videos e ilustraciones, seguidos de analogías, y finalmente preguntas, con el propósito de que los participantes formen una visión sintética de la información.

En la parte práctica se procedió a preparar bioles en recipientes de polipropileno, empleando excretas de bovinos, restos vegetales y suero de leche, controlando el pH y temperatura. En este procedimiento, se emplea residuos agropecuarios de la zona (Garcés, Angulo y Alvarado, 2017). La obtención del biol tuvo una duración de 60 días con un control quincenal, en donde los participantes recibieron directrices para el buen manejo del producto.

- Taller tres: Bioinsecticidas

En la tercera sesión de capacitación, se efectuaron preguntas a los participantes para identificar su nivel de conocimiento sobre las sesiones uno y dos. Finalmente, se impartió la clase expositiva sobre preparación de bioinsecticidas según lo expuesto por Álvarez y Cool, (2015) para fortalecer el conocimiento ambiental en los pobladores de Balsa en Medio. En la parte práctica se preparó el bioinsecticida, empleando vegetales como el ajo y el ají.

Taller cuatro: Microorganismos eficientes

En este taller se impartieron nociones generales sobre la aplicación de microorganismos eficientes nativos para la producción sostenible en la agricultura, de acuerdo a lo expuesto por (Luna y Mesa, 2016). La técnica demostrativa consistió en recolectar microorganismos en zonas de poca intervención antropogénica y elaborar el biopreparado en un lapso de 60 días.

- **Etapa 3. Evaluativa**

3.6.3.4. Actividad 16. Valoración del conocimiento ambiental y comportamiento ambiental final de los participantes

Impartidos los talleres del programa de capacitación, se evaluó el conocimiento ambiental (Después) y comportamiento ambiental (Después) de los participantes de la Asociación Agropecuaria Balsa en Medio, aplicando la metodología utilizada en la actividad 14.

3.6.3.5. Actividad 17. Análisis estadístico de los datos obtenidos

Los análisis estadísticos se realizaron mediante el programa SPSS versión 25.0. Se otorgó un punto por cada pregunta correcta en el cuestionario sobre conocimiento ambiental, por lo que la puntuación máxima es de 10 puntos. Por otro lado, se concedió un punto como máximo por cada ítem al indicar la respuesta deseable en la encuesta para comportamiento ambiental, con una calificación máxima de 10 puntos, según la metodología propuesta por (Barazarte *et al.*, 2014).

Se analizó el efecto de la edad, sexo, nivel de instrucción y estrato socioeconómico en el conocimiento ambiental (Después) y el comportamiento ambiental (Después) mediante el análisis de varianza de dos factores (ANOVA).

Para evaluar la variación en los niveles de conocimiento ambiental (Antes y Después) y comportamiento ambiental (Antes y Después), se utilizó la prueba no paramétrica de Wilcoxon para comparar muestras relacionadas.

3.6.3.6. Actividad 18. Elaboración y presentación de una guía práctica para la implementación de una agricultura ecológica y sostenible

Se elaboró una guía didáctica teniendo como referencia lo presentado por (RUIF, IPES, FAO, 2010); este documento ilustró las estrategias ambientales desarrolladas en los talleres impartidos. Se presentó finalmente el material en físico (Ver Anexo 13), constando de las siguientes partes:

- ✓ Portada
- ✓ Índice de contenidos
- ✓ Presentación
- ✓ Agradecimientos
- ✓ Contenidos
- ✓ Bibliografía

3.6.4. Fase 4.- Evaluación de la capacidad fitorremediadora de la *Sphagneticola trilobata* (Margarita rastrera), en la disminución del contenido de mercurio y zinc en suelos agrícolas.

El presente objetivo se ejecutó con el fin de determinar la capacidad de fitorremediación de *Sphagneticola trilobata*, una planta nativa de la comunidad Balsa en Medio; esta planta conocida como Margarita rastrera es de crecimiento extensivo y presenta características fisiológicas que la hacen candidata para procesos de fitorremediación. Se determinó la capacidad fitorremediadora de Margarita rastrera para la disminución de concentraciones de mercurio y zinc, como contaminantes de un suelo agrícola y del agua de la zona Balsa en Medio.

3.6.4.1. Actividad 19. Selección de la zona y de la especie nativa (*Sphagneticola trilobata*) a utilizarse en el ensayo.

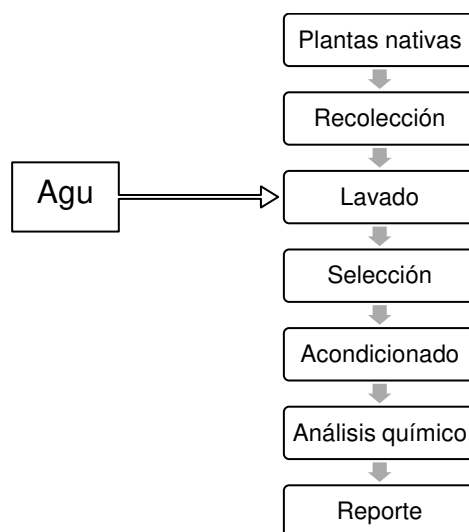
Según características fisiológicas y de amplia distribución en la zona norte de Manabí, se seleccionó la especie nativa *Sphagneticola trilobata*, conocida como Margarita rastrera. Se eligió esta especie debido a su adaptabilidad a condiciones del ecosistema en cuanto a suelo, clima, topografía, disponibilidad de agua y vegetación circundante (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación de México, 2016). Además, se tomó en cuenta, la amplia distribución de Margarita rastrera en la zona norte de Manabí, sus bajos requerimientos de nutrientes, su sistema radicular amplio y profundo, y que no tiene síntomas de fitotoxicidad (Becerril *et al.*, 2007). Para la identificación de Margarita rastrera, se determinó su morfología, anatomía y distribución geográfica (Ramírez, 2018).

3.6.4.2. Actividad 20. Realización del ensayo de fitorremediación utilizando *Sphagneticola trilobata* (Margarita rastrera) en suelos contaminados con Hg y Zinc.

El estudio con Margarita rastrera se realizó en el área de huertos de la Ciudad de Investigación, Innovación y Desarrollo Agropecuario (CIIDEA) en la ESPAM MFL, con una duración de 60 días, en un área de 8x12 m (96 m²), cubierta con hojas de cadi (*Phytelephas*) a condiciones normales, evitando gradientes de luz y temperatura.

El procedimiento ejecutado fue el siguiente:

1. Se recolectaron individuos que poseían una altura de 20 a 25 centímetros. Se procuró que todas las plantas de Margarita rastrera tengan la misma altura promedio al inicio del experimento (Muñoz, 2017). Esta actividad se la realizó en la Comunidad Balsa En Medio, en la ribera del río donde el crecimiento es natural y no se desarrollan actividades agrícolas.
2. Determinación de la concentración inicial de mercurio y zinc en las plántulas de la especie seleccionada. Se tomaron muestras de la zona área (hojas y tallos) y de raíces, eliminando las impurezas antes de secarlas y conservarlas (Bernal, Clemente, Vásquez y Walker, 2007). Para este proceso, se empleó el diagrama de flujo propuesto por Chandabadani y Kanchan (2015):



El análisis de Zn (método S.M.3111B) se ejecutó en el Laboratorio de la Facultad de Ingeniería en Geología, Minas, Petróleos y Ambiental, y el análisis de Hg (Método por Adsorción Atómica) en el laboratorio de Química Ambiental de la Facultad de Ciencias Químicas, en la Universidad Central del Ecuador.

3. Se procedió a extraer 30 kilos de suelo aproximadamente, a una profundidad de 0 - 30 centímetros, en el área de huertos de la Ciudad de Investigación, Innovación y Desarrollo Agropecuario (CIIDEA).
4. El 50% del suelo se mezcló con soluciones de Hg (como $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$ Merck) y Zinc (como, $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$ Merck) (Ortega, Beltrán, Marrugo y José, 2011), hasta obtener concentraciones de 27 mg Kg^{-1} de Hg, y 180 mg Kg^{-1} de Zn; el resto de la muestra se utilizó para el tratamiento control.
5. Se trasplantaron 4 individuos, cada uno en 6 Kg de suelo (2 individuos en suelo contaminado con Hg y Zn y 2 individuos en suelo control). El riego se realizó cada tres días, usando una cantidad estimada de 200 ml por macetero (León, 2017).
6. La capacidad bioacumuladora de la *Sphagneticola trilobata* fue determinada por la cuantificación de los niveles de Hg y Zn al suelo y a la planta, a los 60 días de establecido el ensayo. Las plantas fueron retiradas de las macetas, sus hojas, tallos y raíces se lavaron con agua destilada y secaron (Tello, 2018). Posteriormente se procedió a tomar 100 gr de muestra de suelo a una profundidad de 10 cm (Muñoz, 2017). Finalmente, las muestras de suelo, raíces y zona aérea (tallos y hojas), se empacaron en papel aluminio, se guardaron en bolsas de polietileno de cierre hermético (Buelvas y Rodríguez, 2017), se rotularon y trasladaron al laboratorio para su análisis (Muñoz, 2017). Las muestras fueron analizadas en el laboratorio Ambiental del Grupo Químico Marcos (suelo inicial, método PEE-GQM-FQ-54 para Hg y 3120 B para Zn) y en el Laboratorio de Análisis Químicos y Biotecnológicos de la Universidad Técnica de Manabí (Suelo final y plantas, método ICP-OES)
7. Con los resultados obtenidos se calculó el Factor de Translocación (TF) y el Factor de Bioconcentración (BCF).

3.6.4.3. Actividad 21. Aplicación *Sphagneticola trilobata* (Margarita rastrera) en la ribera del río de la comunidad Balsa en Medio.

La capacidad fitoextractora de la Margarita rastrera fue determinada in situ en la zona de la comunidad Balsa en Medio, en donde el cauce del agua está confinado de las demás actividades agrícolas. Para la selección de Margarita rastrera de la mencionada zona, se tuvo preferencia por las plantas vigorosas y en buen estado sanitario (Chandabadani y Kanchan, 2015).

El procedimiento ejecutado fue el siguiente:

1. Determinación de la concentración inicial de mercurio y zinc en agua y sedimento, en el área donde se desarrolló el ensayo. Para ello, se aplicaron criterios de muestreo establecidos en las actividades 2 y 5 de la fase 1. Las muestras se trasladaron al Laboratorio de la Facultad de Ingeniería en Geología, Minas, Petróleos y Ambiental para el análisis de Zn (método S.M.3111B) y al laboratorio de Química Ambiental de la Facultad de Ciencias Químicas para el análisis de Hg (método MAM-50/APHA 3112B Modificado para agua; método MAM-84/EPA 3050^a Modificado y MAM-50 para sedimento) en la Universidad Central del Ecuador.
2. Delimitación del área para la siembra de las plantas. Fue establecida en la ribera al cauce del río, con un área de 40 m² (L=10 m; A= 4 m), distribuidas en 2 parcelas de igual tamaño; metodología que fue adaptada de acuerdo a lo establecido por (Muñiz, 2017).
3. Eliminación manual de maleza según los criterios establecidos por (AGRIPAC, 2019).
4. Determinación de la concentración inicial de mercurio y zinc en suelo. Se realizó un muestreo compuesto, en forma de zig-zag, que abarcó todo el terreno (Ministerio del Ambiente de Perú, 2014). Las muestras se tomaron con barreno a una profundidad de 25 a 50 cm, ya que, en suelos sometidos a la actividad agrícola anual, Durán (2010) sugiere que sean recolectadas entre 0 y 25 cm para el zinc y 25 y 50 cm de profundidad para el mercurio. Las muestras se trasladaron al

laboratorio Ambiental del Grupo Químico Marcos para el análisis de Hg (método PEE-GQM-FQ-54) y Zn (método 3120 B).

5. Siembra de las plantas en el contorno de la ribera del río. Este procedimiento se lo realizó considerando los numerales 1 y 2 de la actividad 20.
6. Se procedió a maximizar el número de las especies ictícolas en la zona de estudio, represando el cuerpo hídrico, para aprovechar el cauce del agua y mantener el caudal ecológico (FAO, 2016). Los especímenes que se mantuvieron cautivos fueron alevines de *Hoplias microlepis*, *Aequidens rivulatus* y *Oreochromis niloticus*. Estos peces permanecieron represados durante 3 meses.
7. Determinación de la concentración final de mercurio y zinc en agua, sedimento y peces. Transcurrido 3 meses de implementado el ensayo *in situ*, se procedió a la recolección de las muestras. Los ensayos de Hg y Zn (Método ICP-OES) se realizaron en el Laboratorio de Análisis Químicos y Biotecnológicos de la Universidad Técnica de Manabí.

3.7. Técnicas e instrumentos de recolección de datos

Para la recolección de datos se realizó un reconocimiento del área de estudio mediante mapas temáticos primarios, que describieron la hidrografía, geología y climatología del lugar y observación de campo *in situ*; además, se aplicó una entrevista dirigida a los productores agropecuarios y/o líderes comunitarios con el fin de identificar las zonas a muestrear y las especies a estudiar. Con esta información primaria se elaboraron mapas, de fuentes de contaminación puntual y difusa (centros poblados y zonas urbanas), así como hidrológico (ríos, quebradas, embalse) y de red vial; para lo que se utilizaron herramientas de sistemas de información geográfica.

Las mediciones *in situ* se realizaron mediante equipos portátiles, tales como oxímetro, potenciómetro y conductímetro. Se aplicaron encuestas dirigidas a los miembros de la Asociación Agropecuaria de la Comunidad Balsa en Medio-AGROBEM.

3.8. Análisis e interpretación de la información

Los datos obtenidos mediante esta investigación fueron procesados secuencialmente utilizando el software Microsoft Excel y estadísticamente con el Paquete Estadístico (SPSS) con el fin de verificar la hipótesis en función de los objetivos planteados.

CAPÍTULO IV: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Análisis, interpretación y discusión de resultados.

4.1.1. Análisis de la relación del contenido de mercurio y zinc en el agua y sedimentos del Rio Carrizal, con las variables fisicoquímicas.

A continuación, se presentan los resultados de los estudios estadísticos de las variables fisicoquímicas del agua, los niveles de mercurio y zinc en aguas y sedimentos y las comparaciones de los valores de las variables fisicoquímicas y de los metales pesados en agua y sedimentos en dos épocas de muestreo del rio Carrizal. En donde, se caracterizó la calidad del agua en las siguientes zonas:

- Zona de referencia: La Azucena – ubicada en la naciente del río.
- Zona 1 (Microcuenca): Severino, Balsa en Medio, Tigre Adentro, Río Chico, Puente Carrizal, El Frutal.
- Zona 2 (Embalse La Esperanza): Carrizal, Bejuco, Dos Bocas, Membrillo, Emb. La Esperanza
- Zona 3 (Subcuenca): Quiroga, La Esperanza, Barranco Colorado, Sarapión, Mata Palo, Los Almendros, San Bartolo, La Karina, Limón.

4.1.1.1. Estudios estadísticos de las variables fisicoquímicas del agua (temperatura, dureza, turbidez, sólidos totales, sólidos suspendidos, alcalinidad, pH, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, potencial redox y sulfatos), durante los meses de estudio en cada punto de muestreo.

De acuerdo al análisis de varianza para las variables fisicoquímicas (Cuadro 10), se determinó que **sí** existen diferencias estadísticamente significativas entre las zonas de muestreo 1, 2 y 3, en comparación con la zona de referencia (Azucena) para todas las variables evaluadas; mientras que, para el factor “tiempo” (agosto y octubre) sólo hubo efecto significativo para la

variable oxígeno disuelto (OD). No se detectaron efectos para la interacción “zonas por épocas” en ninguna de las variables evaluadas.

Cuadro 10. Resumen del análisis de varianza de las variables alcalinidad, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, potencial redox y sulfatos para las zonas y épocas de muestreo en el río Carrizal.

Fuente de variación	Gl	pH	Alcalinidad	Oxígeno disuelto	Conductividad eléctrica	Potencial REDOX	Sulfatos
Bloques	8	0,48*	7925,0**	7,64*	14740,3 ^{ns}	2645,46	14377,1**
Zonas	5	1,23**	96158,7**	15,90**	140582,1**	7510,35*	133726,1**
Épocas	1	0,05 ^{ns}	152,1 ^{ns}	33,31**	302,5 ^{ns}	3186,23 ^{ns}	50,6 ^{ns}
Zonas x Épocas	2	0,03 ^{ns}	37,3 ^{ns}	4,85 ^{ns}	900,7 ^{ns}	4205,66 ^{ns}	17,9 ^{ns}
Error	26	0,12	1795,0	2,49	9873,3	1715,33	1172,2
Coefficiente de variación (%)		4,38	16,0	19,09	30,3	31,51	31,5

Gl= Grados de libertad; Significativos a 5(*) y 1% (**) de probabilidad; ns= no significativo.

De manera general, en las comparaciones de los valores promedios (Cuadro 11) se puede observar que los mayores valores de conductividad eléctrica están relacionados a la microcuenca (Zona 1), mientras que los de pH, alcalinidad y oxígeno disuelto están asociados a la zona del embalse La Esperanza (Zona 2) y los de potencial REDOX y de sulfatos vinculados a la zona de la subcuenca del río Carrizal (Zona 3).

La comparación de las variables por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad, están reflejados en el Cuadro 10. Se puede constatar que los valores promedios de la variable potencial de hidrógeno (pH) más elevados fueron similares estadísticamente para la microcuenca y el embalse y superiores a los observados para la subcuenca, la cual presentó los menores valores de pH.

El punto la Azucena (Zona de referencia) se encuentra ubicado en la naciente del Río Carrizal, en una zona donde existe un bosque primario y aún no ha sido intervenida por el hombre. Por ende, este punto de muestreo se lo considera como una zona de referencia, debido a que, por la poca actividad

antrópica, sus recursos naturales, como el suelo y el agua, se encuentran en condiciones de óptima calidad.

Cuadro 11. Comparación de los valores promedios de las variables pH, alcalinidad, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, potencial REDOX y sulfatos por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad para las tres zonas estudiadas en el río Carrizal.

Zona	pH	Alcalinidad	Oxígeno disuelto	Conductividad eléctrica	Potencial redox	Sulfatos	
Microcuenca	8,02 A	295 B	8,20 B	459 A	107 B	36,8 B	
Embalse	8,28 A	368 A	10,17 A	245 B	120 AB	20,6 B	
Subcuenca	7,49 B	186 C	7,26 C	286 B	154 A	205,5 A	
Control	Agosto	8,0	61	6,7	0,10	80	212
	Octubre	7,9	68	7,0	0,12	60	200

Valores promedios seguidos de la misma letra no difieren entre sí por la prueba de Tukey.

Las aguas continentales superficiales tienen un valor de pH entre 5 y 9,5. Sin embargo, “el rango aceptable para mantener la salud de los peces es de 6,5 a 9. Aguas con valores por debajo de 6,5 y por encima de 9 durante largos periodos pueden afectar el desarrollo y reproducción de los peces” (Boyd, 1982). La importancia del pH en el agua radica en su efecto sobre los diversos procesos químicos que se dan en el medio natural. La actividad de ciertos “constituyentes presentes en el agua puede ser afectada por el ion hidrógeno; por lo que, este factor constituye un indicador de importancia para la descripción de los sistemas biológicos y químicos de las aguas naturales” (Mejía-Zamudio, Valenzuela-García, Aguayo-Salinas y Meza-Figueroa, 2009).

Rai, Gaur y Kumar (1981) determinaron que, a pH 4 el zinc ejerce el mayor efecto tóxico, y con el aumento del pH, la toxicidad del metal se alivia gradualmente, ya que por encima de pH 8, la toxicidad disminuye progresivamente. Además, los mencionados autores establecieron que el mercurio y el metilmercurio, presentan comportamientos similares con respecto al zinc, ya que su toxicidad disminuye paulatinamente con el aumento del pH. Sin embargo, la máxima reducción de la toxicidad del mercurio y metilmercurio fue evidente a pH 9 y 8, respectivamente. A pH ácido “existe una mayor solubilidad y por tanto disponibilidad de los iones metálicos,

por lo que aumenta la toxicidad de los metales pesados. A medida que el pH del agua desciende, se incrementa la concentración de estos en el organismo” (Cousillas, 2007). A pH ácido, el metilmercurio es más persistente en agua y puede ser acumulado en mayor proporción por los peces (Gaona, 2004). Por tanto, es evidente la correlación positiva entre el pH y la toxicidad del zinc. Sin embargo, de acuerdo a los resultados aquí presentados, se argumenta que, los valores promedios de pH, no presentaron variaciones significativas, lo que no incide en la concentración de mercurio y zinc en peces.

Para la variable alcalinidad, las concentraciones más elevadas se constataron a nivel del embalse La Esperanza Zona 2, y fueron estadísticamente superiores a las obtenidas para la microcuenca Zona 1, que a su vez fueron superiores a las de la subcuenca (Zona 3), en la cual se observa una reducción significativa del pH con respecto al punto de referencia (La Azucena). En general, en todas las zonas se exceden notablemente los niveles de referencia en relación al punto control.

“Los hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos de los iones Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , K^+ y NH_4^+ son responsables de la variación de la concentración total de alcalinidad” (Deyi *et al.*, 2017, p. 9). A nivel internacional, se admite “una alcalinidad mínima de 20 mg/l para conservar la vida acuática, considerándose que niveles inferiores promueven la contaminación, pues el agua no posee capacidad amortiguadora para enfrentar las modificaciones que inducen la reducción del pH” (Pérez-López, 2016). Según referencias bibliográficas se afirma que: los peces en aguas de baja alcalinidad frecuentemente contienen concentraciones más elevadas de mercurio, que los peces en aguas de alta alcalinidad. Esto indica que la biodisponibilidad del mercurio está mejorada de alguna manera en aguas de baja alcalinidad, puesto que la tasa neta de metilación del mercurio a pH bajo (pH 4,5) es aproximadamente 7 veces superior a la que ocurre a un pH alto (~ 8-5). Al parecer, la mayor permeabilidad de las membranas biológicas a baja concentración acuosa de calcio, también pueden mejorar la biodisponibilidad de metales catiónicos en aguas de bajo pH (Spry y Wiener, 1991). Además, Carpenter, Bhawsar y Bhat, (2018); Singh, Malik, Mohan y Sinha (2004) mostraron variaciones

estacionales de los valores de alcalinidad, encontrando aumentos durante el periodo lluvioso, asociado a la disolución y movimiento de contaminantes al agua subterránea con la precipitación.

Por otro lado, el zinc disuelto usualmente tiene “forma iónica libre, que representa la forma más tóxica, y su concentración en el agua disminuye a elevada alcalinidad, pH superior a 7,5 y mayor salinidad” (Casares, 2012),. Según este estudio, los niveles de alcalinidad en la Microcuenca (Zona 1), tanto en agosto como en octubre fueron de 295 mg/l (como CaCO_3). En el Embalse La Esperanza (Zona 2), se observó un aumento en la alcalinidad en agosto de 366 mg/l (como CaCO_3) y en octubre 370 mg/l (como CaCO_3). Los valores de alcalinidad en la Subcuenca (Zona 3) disminuyeron a medida a que el río corre a través de la ciudad; en agosto fue de 183 mg/l (como CaCO_3) y en octubre 189,44 mg/l (como CaCO_3). Por tanto, se concluye que, los niveles de alcalinidad sí son considerables en todas las zonas y como consecuencia, se argumenta que, la concentración de zinc tendrá una tendencia a disminuir su solubilidad en agua, pero tendrá mayor distribución para acumularse en sedimentos y en la biota.

En cuanto al oxígeno disuelto (Cuadro 11), en todas las zonas ocurre un aumento en comparación a los valores de referencia (La Azucena). Los valores más elevados están asociados al embalse y difieren estadísticamente de los obtenidos tanto en la microcuenca como los de la subcuenca. En orden descendente se ubican los niveles de oxígeno en la microcuenca y luego los observados en subcuenca con los menores valores. “El oxígeno disuelto determina la diversidad de especies acuáticas, y se ha demostrado que altos resultados facilitan la proliferación de bacterias y microorganismos aeróbicos, lo cual a su vez incrementa la posibilidad de supervivencia de las especies acuáticas” (Sardiñas-Peña, Chiroles, Fernández, Hernández y Pérez, 2006). Se “recomienda una concentración de oxígeno disuelto superior al 70% de saturación para el desarrollo adecuado de peces de interés comercial” (Borja, 2011, p. 15).

Estudios realizados, determinaron que “los niveles de oxígeno disuelto suelen ser bajos en aguas contaminadas. Por ejemplo, a 65% de oxígeno, la toxicidad

del Pb se incrementa 1,2 veces más que al usar agua saturada de oxígeno, y niveles de saturación del 40% produjo un aumento de 1,4 veces más de toxicidad” (Cousillas, 2007, p. 45). Los valores promedios de Oxígeno Disuelto, obtenidos en esta investigación, muestran un porcentaje de saturación en agosto del 97,48% y en octubre de 118,34%, concentraciones apropiadas para favorecer la vida de las especies ictícolas y otros organismos acuáticos, porque el “oxígeno es un elemento necesario para todas las formas de vida. Otro aspecto importante en el mejoramiento de los niveles de oxígeno disuelto es la dilución de las cargas orgánicas derivadas de las actividades agrícolas, industriales y domésticas, entre otras” (Bruton y Allanson, 1974).

La conductividad eléctrica (CE) y la cantidad de sólidos disueltos (compuestos iónicos de calcio y magnesio) presentan una estrecha relación. Bajo las condiciones de esta investigación se encontraron los valores más elevados a nivel de la microcuenca (Zona 1) y resultaron estadísticamente superiores a los observados a nivel del embalse y de la subcuenca, los cuales son similares entre sí por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad. El rango de variación se ubicó entre 245 y 459 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, que representan niveles relativamente bajos, pero que exceden drásticamente los valores del punto control (Zona de Referencia), lo cual es indicativo de la incorporación de sales en el agua. Investigaciones realizadas por Campos, Alonso, Avalos, Asiain y Reta (2013) destacan que la conductividad fue 6.28 dS m^{-1} (3.3 a 8.5) en la entrada y 6.23 dS m^{-1} (6.2 a 8.5) en la salida, encontrándose en el intervalo óptimo de 5 a 10%, resultados muy diferentes a los obtenidos en la investigación, debido a los factores físicos y químicos que se integran en todo el proceso de conductividad.

El potencial redox (POR) fue más elevado a nivel de la subcuenca y sus valores fueron superiores estadísticamente a los obtenidos para la microcuenca, mientras que los valores de potencial redox para el embalse fueron similares tanto a la microcuenca como a la subcuenca. El rango de variación se ubicó entre 107 y 154 mV, el cual es superior a los valores del punto control. La naturaleza de las especies de mercurio que se presentan en un ambiente dado o en solución, depende del potencial redox, del pH, de los

iones y otros grupos presentes, con los cuales el mercurio puede formar complejos estables (Jiménez, 2005). La solubilidad del mercurio se incrementa en presencia de agentes complejantes inorgánicos, como el Cl^- y OH^- , así como con compuestos orgánicos, sobre todo con aquellos, que contienen átomos de azufre (Domenech y Peral, 2006).

En condiciones moderadas de oxidación ($\text{pH} > 5$), la especie dominante del mercurio en solución es el Hg^0 , cuando son ligeramente reductoras es el HgS , que tiene una solubilidad muy baja; sin embargo, “en condiciones de reducción muy fuertes, su solubilidad aumenta por conversión del ion mercúrico a metal libre o por existencia de HgS^{2-} estable, a pH elevados” (Lopez-Tejedor, Sierra, Rodríguez y Millán, 2010).

De acuerdo a estudios realizados, los metales son escasamente solubles en condiciones alcalinas ($\text{pH} = 8.0$). Las solubilidades metálicas son mayores cuando se encuentran en condiciones ligeramente ácidas ($\text{pH} = 5.0$), y se incrementa drásticamente cuando el pH se mantiene a 3.3, y disminuye el potencial redox (Chuan, Shu y Liu, 1996). En esta investigación, se determinó que en la microcuenca (Zona 1), el potencial redox fue de 114,83 mV en agosto y de 138,17 mV en octubre. En el Embalse (Zona 2), de 114,2 mV en agosto y de 143,4 mV en octubre. Los valores en la Subcuenca (Zona 3), fueron en agosto de 161,11 mV y en octubre a 147 mV. Esto indica, que los valores de oxidación obtenidos favorecen la disminución de la solubilidad del mercurio y zinc.

La concentración de sulfatos, en este trabajo de investigación, presentó las cantidades estadísticamente más altas a nivel de la subcuenca, las cuales fueron superiores a los valores obtenidos para el embalse y la microcuenca, los cuales son similares entre sí. El rango de diversificación estuvo entre 20 y 205 mg/l, y presenta predisposición a la disminución de sus niveles en referencia al punto control. Los sulfatos reducen la biodisponibilidad de los metales a través de una reacción de complejación (Casares, 2012). Al analizar los resultados obtenidos, en la Microcuenca, los valores fueron de 36,67 mg/l en agosto y de 37 mg/l en octubre. En el Embalse, en el mes de agosto fue de 20,2 mg/l y en octubre de 21 mg/l. Los valores en la Subcuenca

aumentaron considerablemente, en agosto a 203,33 mg/l y en octubre a 207,67 mg/l. Por tanto, se espera que, los sulfatos puedan tener un resultado significativo en la disminución de la concentración del mercurio y zinc en peces.

Para el caso de las variables en el Cuadro 12, de manera similar a lo observado para las variables antes mencionadas, en relación al factor “zona” todas presentaron efectos significativos: Se detectaron efectos altamente significativos (1%) por la prueba de F para turbidez, dureza, sólidos totales y sólidos suspendidos; mientras que, para la temperatura el efecto significativo ocurrió a 5 % de probabilidad. Para el factor “épocas” y la interacción zonas por épocas no se observaron efectos significativos para las variables físicas estudiadas.

Cuadro 12. Resumen del análisis de varianza de las variables temperatura, turbidez, dureza, sólidos totales y sólidos suspendidos para las zonas y épocas de muestreo en el río Carrizal.

Fuente de variación	Gl	Temperatura	Turbidez	Dureza [†]	S. totales [†]	S. suspendidos [†]
Bloques	8	6,65*	18,58**	31,53*	9,52	8,08**
Zonas	5	9,72*	254,08**	349,10**	92,10**	22,06**
Épocas	1	1,76 ^{ns}	0,90 ^{ns}	0,05 ^{ns}	0,43 ^{ns}	0,0049 ^{ns}
Zonas x Épocas	2	1,58 ^{ns}	0,25 ^{ns}	0,02 ^{ns}	0,10 ^{ns}	0,0022 ^{ns}
Error	26	2,63	3,29	12,48	8,42	0,73
Coefficiente de variación (%)		5,97	26,27	37,65	24,62	17,57

S= Sólidos. [†]Valores transformados en raíz de X+1; Significativos a 5(*) y 1(**) % de probabilidad por la prueba de F; ns= no significativo.

De manera general en las comparaciones de los valores promedios (Cuadro 12), los mayores niveles de sólidos totales están asociados a la zona de la microcuenca, mientras que los de temperatura, turbidez y dureza están asociados a la zona del embalse y los de sólidos suspendidos a nivel de la subcuenca del río Carrizal.

La temperatura del agua “afecta el desarrollo y reproducción de los organismos acuáticos y se relaciona con la concentración de oxígeno disuelto, de vital importancia para la vida acuática” (Boyd, 1982). Bajo las condiciones

de la presente investigación, los promedios comparados por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad (Cuadro 13) indican que en la zona del embalse (Zona 2) y la subcuenca (Zona 3) se observaron las mayores temperaturas y sus valores son similares estadísticamente, ambos valores difieren de la temperatura observada en la microcuenca (Zona 1) que presentó el menor valor. El rango de variación se ubicó entre 25,9 y 27,9° C, resulta limitado y depende de la hora en que se toma la muestra, sin cambios de otra naturaleza. Valores similares obtuvieron Baque *et al.* (2016), quienes reportaron 26,8 en época lluviosa y 25,6°C en época seca. Asimismo, concuerda con lo encontrado por Vera, Rojas, Chávez y Arrianza (2016) para zonas áridas ubicadas dentro de la franja ecuatorial. Estos valores resultan superiores a los del punto de referencia ubicado en la localidad La Azucena. Su variabilidad estuvo condicionada por la hora del día en que se tomó la muestra.

Cuadro 13. Comparación de los valores promedios de las variables temperatura, turbidez, dureza, sólidos totales y sólidos suspendidos por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad para las zonas estudiadas en el río Carrizal.

Zona	Temperatura	Turbidez	Dureza [†]	S. totales [†]	S. suspendidos [†]
Microcuenca	25,9 B	2,0 C	159,8 B	226,3 A	9,0 B
Embalse	27,9 A	11,7 A	242,0 A	148,0 B	27,0 AB
Subcuenca	27,6 A	7,5 B	23,3 C	100,2 B	36,7 A
Ref.					
Agosto	22,2	4,0	50,0	360,0	8,0
Octubre	23,4	5,0	61,0	380,0	10,0

S= Sólidos; [†]Valores transformados en raíz de X+1. Valores promedios seguidos de la misma letra no difieren entre sí por la prueba de Tukey.

La turbidez señala ausencia de transparencia en un líquido, relacionada a los sólidos en suspensión, considerándose también el plancton y otros microorganismos (Herrero, 2014). Se obtuvo un rango de fluctuación entre 2 y 11,7 NTU. Le correspondió a la zona del embalse los mayores niveles (11,4 NTU en agosto y 12 NTU en octubre), que resultaron estadísticamente superiores a los obtenidos tanto en la subcuenca (7,33 NTU en agosto y 7,67 NTU en octubre) como en la microcuenca (2 NTU tanto en agosto como octubre). En orden decreciente, se ubican los valores de turbidez en la subcuenca y los de la microcuenca; en esta última se observó el menor valor de la variable. La tendencia es a mantener los valores en la microcuenca con

respecto al punto de referencia y a incrementar la turbidez en las zonas del embalse y la subcuenca.

Las aguas alcalinas y eutróficas duras podrían ayudar a proteger los organismos de agua dulce contra la toxicidad de metales pesados. Las altas concentraciones de calcio y magnesio son un rasgo característico de aguas duras. Estudios anteriores han indicado que la toxicidad de los metales pesados se reduce sensiblemente en aguas duras, debido a su menor disponibilidad (Rai, Gaur y Kumar, 1981). “Los efectos competitivos entre los cationes de la dureza (calcio, magnesio) y el zinc en el ligando biótico explicarían la disminución de la toxicidad del zinc con el aumento de la dureza del agua” (Casares, 2012, p. 19). Puesto que, el zinc y el calcio tienen la misma entrada apical, un efecto más protector es esperado por altos niveles de calcio. Además, Gaona (2004), afirma que la concentración de mercurio también se encuentra relacionada con la cantidad de Ca^{+2} (dureza).

En las zonas estudiadas, en el embalse La Esperanza Zona 2, se observaron los mayores valores de la variable y estos fueron estadísticamente superiores a los de la microcuenca y de la subcuenca. El rango de variabilidad se ubicó entre 23 y 242 mg l^{-1} , que coinciden con los reportados por Puglla (2017) para la microcuenca Yaguaimi en Ecuador y evidencian incrementos en la microcuenca y el embalse con respecto a la localidad de Azucena. Los niveles de dureza total en la Microcuenca fueron de 161,67 mg/l (como CaCO_3) en agosto y de 157,83 mg/l (como CaCO_3) en octubre. Se observó un aumento en el Embalse, 244 mg/l (como CaCO_3) en agosto y 240 mg/l (como CaCO_3) en octubre. Los valores en la Subcuenca disminuyeron notablemente, tanto en agosto como en octubre fueron de 23,33 mg/l (como CaCO_3), lo que sugiere que, a mayor dureza en el agua, menor concentración de mercurio y zinc en peces, resultados que concuerdan con la bibliografía.

Para los sólidos totales (Cuadro 13), se observó la tendencia a reducir sus niveles con respecto al punto control. Las concentraciones observadas en la zona de la microcuenca fueron las más elevadas, superiores a las constatadas en el embalse y la subcuenca, las cuales son similares entre sí y con los menores valores de la variable. Mientras que, en el caso de los sólidos

suspendidos, la predisposición fue a incrementarse a nivel del embalse y la subcuenca, lo cual evidencia la incorporación de sedimentos a lo largo del curso de agua. Los mayores niveles están asociados a la zona de la subcuenca y resultaron estadísticamente superiores a los observados para la zona de la microcuenca, siendo que los valores de los sólidos suspendidos a nivel del embalse, similares tanto a los de la subcuenca como los de la microcuenca.

Los sólidos totales se asocian a las sales disueltas y está estrechamente relacionada con la dureza del agua, mientras que los sólidos suspendidos se refieren a las partículas de menor diámetro que se mantienen en el agua luego del proceso de sedimentación. Los rangos de variación fluctuaron entre 100 y 226 mg/l para el primero y entre 9 y 37 mg/l, para el segundo. Estos valores coinciden con los encontrados en Quevedo-Ecuador (Baque *et al.*, 2016).

Se ha reportado que, en corrientes de la costa este de los Estados Unidos, el 80% del zinc, es transportado “por los sólidos en suspensión. Por lo tanto, los sólidos en suspensión ejercen un notable efecto protector para la biota, reduciendo la biodisponibilidad de los metales pesados, por procesos de adsorción de los mismos a las partículas” (Casares, 2012, p. 1). Al analizar los resultados obtenidos, en la microcuenca (8,83 mg/l en agosto y 9,17 mg/l en octubre), en el embalse (26,8 mg/l en agosto y 27,2 mg/l en octubre) y en la subcuenca (36,67 mg/l en agosto y octubre), se espera una disminución del nivel de mercurio y zinc en peces.

Se realizó un análisis de Pearson (P) por cada zona de monitoreo para determinar la correlación entre parámetros (Figura 14). Se destacan en la microcuenca (Zona 1) los siguientes parámetros con números de Pearson mayores o igual a 0,7: Alcalinidad, dureza total (DT), sólidos totales (ST), sulfatos, sólidos suspendidos (SS), conductividad eléctrica (CE) y turbidez. En el embalse (Zona 2), el potencial REDOX (POR) se suma a las variables anteriormente mencionadas, y se excluye la conductividad eléctrica (CE). En la Zona 3, la subcuenca, la conductividad eléctrica (CE) presenta una correlación positiva con la alcalinidad. En definitiva, se evidencia que la concentración de minerales de calcio, magnesio, sulfatos y carbonatos,

incrementan junto con la concentración de sólidos en el agua, así como el potencial redox y conductividad eléctrica. Esto tiene como consecuencia que, por ejemplo, frente a escenarios de contaminación por pesticidas, el agua del río Carrizal tenga mayor potencial de disolución de dichos pesticidas. Más aún, si los pesticidas contienen metales pesados. Esto es debido a la afinidad química entre metales alcalinotérreos y metales pesados.

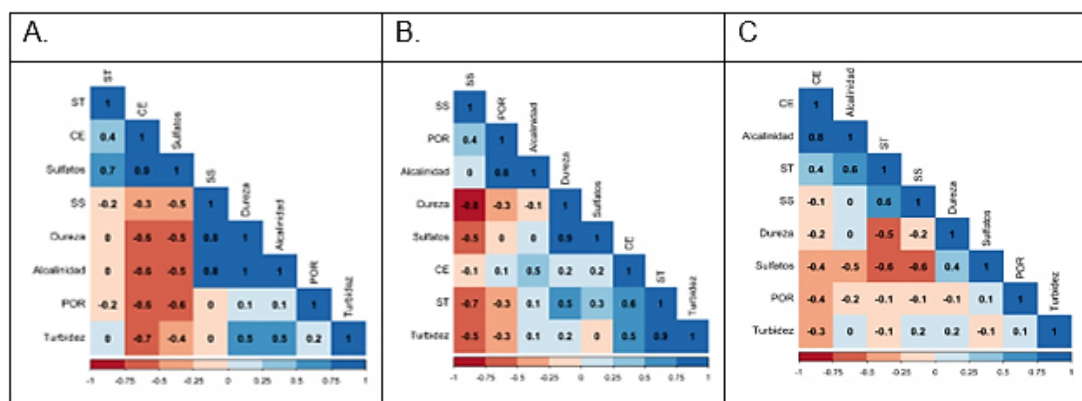


Figura 14. Correlación de Pearson. Donde A, B y C corresponden a las Zonas 1, 2 y 3 respectivamente.

Con el objetivo de facilitar la discusión sobre la caracterización del agua, se presenta a continuación el cálculo de un índice, al cual se denomina en el presente trabajo “Índice de dureza” (ecuación 1), y que no ha sido reportado anteriormente por la bibliografía, siendo uno de los aportes relevantes del presente trabajo. Primero, se seleccionan las variables que estén relacionadas al aumento de sales minerales, nutrientes, sólidos, y que según los valores de Pearson son mayores e iguales a 0,70 y que también influyen con la dureza total del agua. De esta forma, se seleccionaron las siguientes variables que tuvieron una correlación positiva o negativa mayor o igual que 0,70:

- ✓ Sulfatos
- ✓ Sólidos totales (ST)
- ✓ Sólidos suspendidos (SS)
- ✓ Dureza total (DT)
- ✓ Potencial de óxido-reducción (POR)
- ✓ Conductividad eléctrica (CE)
- ✓ Alcalinidad

✓ Turbidez

En base a esta selección estadística, es visible la interacción entre las variables que tienen correlación con la dureza, y de esta forma resumida, discutir estos resultados con la variación de niveles de metales pesados tanto en el agua, el sedimento y la biota.

El presente índice formula la calidad del agua mediante la integración de las mediciones de los seleccionados parámetros de calidad del agua, en base a las correlaciones de Pearson positivas o negativas, mayores o iguales a 0,70, siguiendo los criterios de Torres, Cruz y Patiño (2009); Samboni, Carvajal y Escobar (2007), indican que el cálculo del ICA puede ser mediante la suma ponderada, donde cada parámetro es multiplicado, sumando los productos para obtener el resultado del índice.

De acuerdo a la ecuación 1, el presente índice de dureza se calcula mediante una suma ponderada, en la cual cada concentración de la variable seleccionada es multiplicada por un peso de valor 0,70 y así los productos son sumados para obtener el índice. El aporte práctico de este índice adimensional es que permite identificar qué zona de monitoreo es la más representativa en función de parámetros que influyen en la concentración de la dureza total del agua (Figura 15).

$$(Ecuación 1): \text{Índice de dureza} = \sum \{(0.7*ST) + (0.7*SS) + (0.7*DT) + (0.7*Sulfatos) + (0.7*POR) + (0.7*Alcalinidad) + (0.7*CE) + (0.7*Turbidez)\}$$

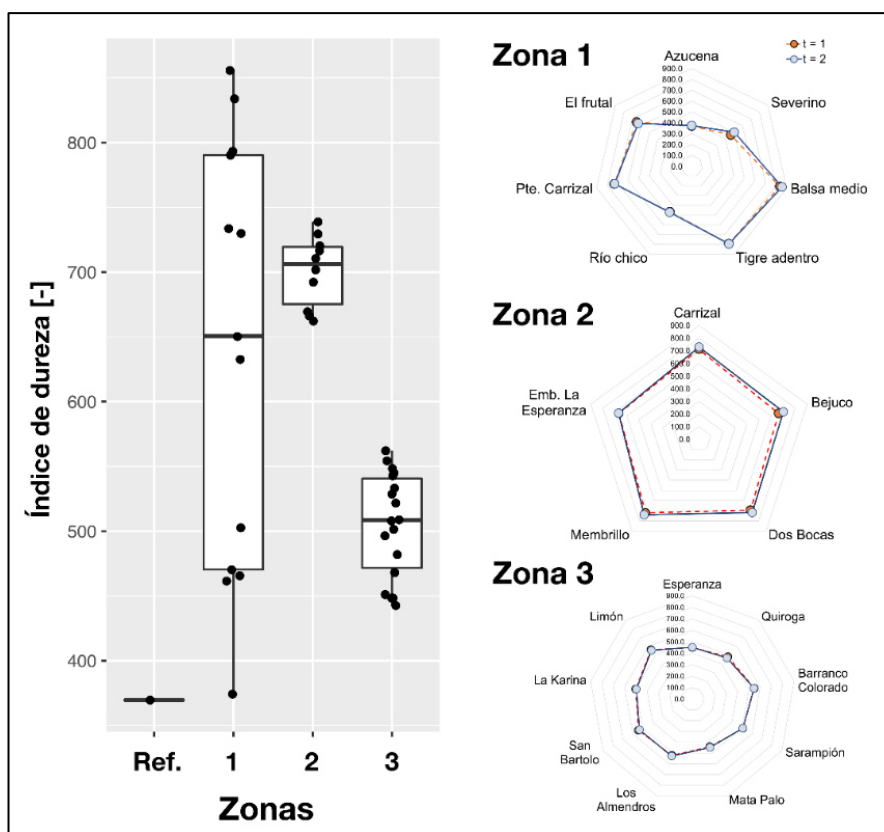


Figura 15. Índice de dureza para las zonas referencial, 1, 2 y 3.

4.1.1.2. Análisis de los niveles de mercurio y zinc en aguas y sedimentos para las diferentes zonas y épocas de muestreo del río Carrizal.

La contaminación por metales pesados puede ocurrir cuando se aplican contaminantes a los suelos, que posteriormente se erosionan y se envían a los cuerpos de agua como sedimento, o cuando los contaminantes se introducen directamente en el agua que contiene sedimentos. La deposición de sedimentos más pequeños requiere aguas relativamente inmóviles, por lo que es más probable que ocurra en lagos, embalses, estuarios, bahías y puertos. Los contaminantes se adhieren a los sedimentos simplemente recubriéndolos o mediante diversas fuerzas de sorción que dependen de la naturaleza del sedimento y del contaminante, así como de la química del agua. La mayor parte de la sorción y desorción de contaminantes se produce en los sedimentos de tamaño de arcilla más pequeños, de menos de aproximadamente $4 \mu\text{m}$ ($0,004 \text{ mm}$) de tamaño. La contaminación de los sedimentos también puede producirse a partir de contaminantes naturales

como los metales pesados en sedimentos derivados de minerales de la mina y se puede encontrar en sedimentos de tamaños considerablemente más grandes (Abdel-Moati y El-Sammak, 1996; Megahan, 1999).

En condiciones de baja intervención, los niveles de metales pesados en el medio natural son relativamente bajos. El punto de referencia ubicado en Azucena (Zona de referencia) tiene valores de mercurio y zinc no detectables, tanto para el agua como para los sedimentos.

Bajo las condiciones de esta investigación, para los metales pesados – mercurio y zinc– (Cuadro 14) por la prueba de F, tanto en agua como en sedimentos para el factor zonas (Zona 1, Zona 2 y Zona 3), se detectaron efectos altamente significativos para los niveles de zinc (Zn); de manera similar, para el factor épocas (agosto y octubre) los efectos significativos también correspondieron a los niveles de zinc (Zn) en agua y sedimentos, aunque en los sedimentos el efecto fue a la probabilidad de 5%; mientras que, para la interacción zonas x épocas apenas en el agua se detectaron efectos significativos para los niveles de mercurio (Hg) y zinc (Zn) a 1 y 5 % de probabilidad, respectivamente.

Cuadro 14. Resumen del análisis de varianza para los niveles de mercurio y zinc en agua y sedimentos en las diferentes zonas y épocas de muestreo del río Carrizal.

Fuente de variación	Gl	Agua		Sedimentos	
		Mercurio [†]	Zinc [†]	Mercurio [†]	Zinc [†]
Bloques	8	0,0008 ^{ns}	0,0003 ^{ns}	0,0008 ^{ns}	0,0041 ^{ns}
Zonas	5	0,0008 ^{ns}	0,0034 ^{**}	0,0004 ^{ns}	0,0118 ^{**}
Épocas	1	0,0007 ^{ns}	0,0024 ^{**}	0,0007 ^{ns}	0,0090 [*]
Zonas x Épocas	2	0,0026 ^{**}	0,0013 [*]	0,0006 ^{ns}	0,0051 ^{ns}
Error	26	0,0007	0,0003	0,0010	0,0020
Coefficiente de variación (%)		2,48	1,69	2,78	4,21

Gl= Grados de libertad; [†]Valores transformados en raíz de X+1; Significativos a 5(^{*}) y 1(^{**}) % de probabilidad por la prueba de F; ns= no significativo.

Los resultados estadísticos del análisis comparativo entre el contenido de Hg en agua para cada una de las zonas muestreadas (Zona 1, Zona 2 y Zona 3), en ambas épocas (agosto y octubre), permiten señalar que para los valores de Hg, durante el mes de octubre no se observaron diferencias por la prueba del nivel crítico de Tukey a 5% de probabilidad; mientras que, durante el mes de agosto a nivel del embalse La Esperanza (Zona 2) y de la microcuenca (Zona 1) se observa similitud estadística entre las concentraciones de Hg, ambas concentraciones resultaron estadísticamente inferiores a las detectadas a nivel de la subcuenca (Zona 3) (Figura 16).

Es evidente que durante el transcurso longitudinal del río Carrizal, el incremento de los niveles de mercurio en aguas, en el mes de agosto (época lluviosa) se lleva a cabo en el siguiente orden: Zona 3 > Zona 2 > Zona 1 (Figura 16). Esto se debe a fuentes precisas de contaminación, tales como desechos de los pueblos situados en la Zona 3, así como también fuentes difusas como la escorrentía de los suelos agrícolas en las Zonas 1 y 2, que libera el metal, proveniente de cultivos tratados con pesticidas, herbicidas y fertilizantes que contiene este elemento, y que también se acumulan en la parte baja de esta cuenca (Zona 3).

El mercurio contamina al ambiente, como resultado del “uso de combustibles fósiles, abonos, fertilizantes y fungicidas; la disposición en los cauces de desechos sólidos como baterías, interruptores eléctricos, aparatos electrónicos y termómetros, así como la quema incontrolada de desechos municipales en los lotes baldíos y las aguas residuales” (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades, 1999).

El análisis estadístico de la concentración de mercurio en aguas, para cada una de las zonas muestreadas, en ambas épocas (agosto y octubre), determinó que a nivel de la subcuenca (Zona 3) y el embalse La Esperanza (Zona 2) no existen diferencias por la prueba del nivel crítico a 5% de probabilidad, mientras que para la microcuenca (Zona 1) sí existen diferencias significativas entre las épocas muestreadas, siendo la concentración de mercurio superiores en el mes de octubre. De este modo, se infiere que

elevadas concentraciones del metal son resultado de la actividad agrícola que se desarrolló en las riberas del río Carrizal durante este mes.

Y es que, en medios acuáticos, el mercurio tiene forma de sales inorgánicas, los valores de metilmercurio en aguas son mínimos en comparación con el mercurio inorgánico. Se infiere que “la concentración de mercurio total en las aguas naturales oscila entre 0,2 y 100 $\mu\text{g/l}$; por lo que se estima que su permanencia en agua; es de unos pocos minutos a muchos años” (Boy, 2015).

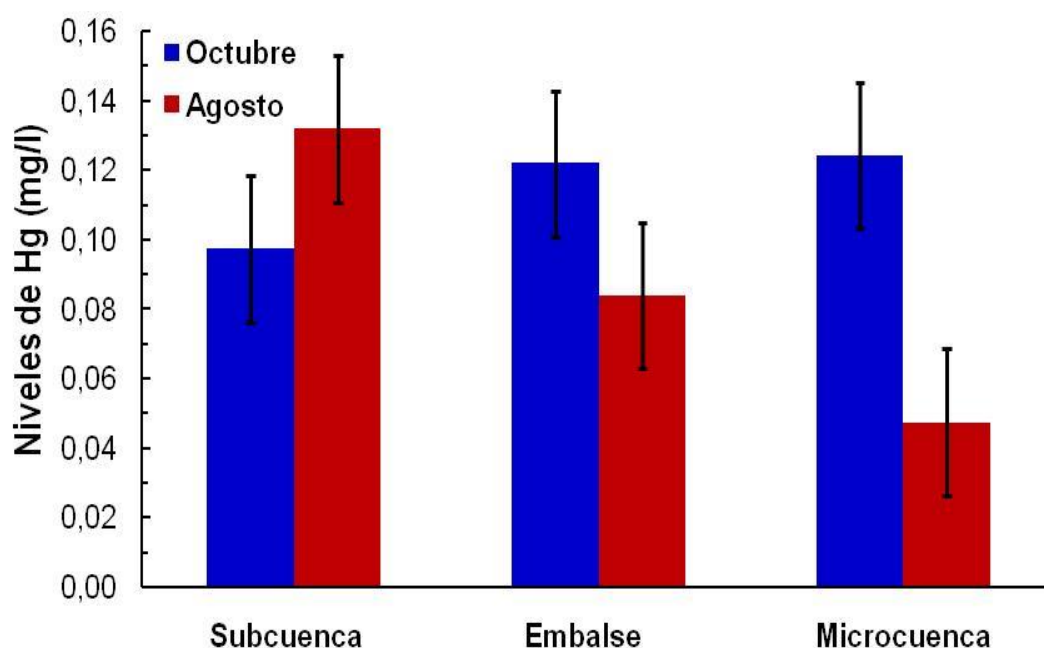


Figura 16. Desdoblamiento de la interacción zonas x épocas para la variable niveles de mercurio en el agua (barras de error corresponden al nivel crítico de Tukey al 5%).

El metilmercurio es la principal forma orgánica “del mercurio, compuesto resultante de la unión del metal con el carbono (transformado por los microorganismos), que se incorpora en peces a través de las branquias, y se acumula en las proteínas de los tejidos, actuando como una potente neurotoxina” (Altahona y Movilla, 2016, p. 17).

Los peces además se alimentan de la flora y fauna contaminada, y a su vez, son consumidos por peces más grandes, por lo que, se detectan niveles elevados en peces en eslabones superiores de la cadena trófica acuática (Cousillas, 2007).

Al analizar los resultados obtenidos de la presente investigación, para la microcuenca (Zona 1) los niveles promedios de Hg en agua fueron de 0,048 mg/l (agosto) y 0,124 mg/l (octubre), en el embalse La Esperanza (Zona 2) de 0,084 mg/l (agosto) y 0,122 mg/l (octubre) y en la subcuenca (Zona 3) de 0,132 mg/l (agosto) y 0,097 mg/l (octubre), valores que exceden los criterios de calidad establecidos en las normas aplicadas en esta investigación, por lo que no se consideran aptos para el agua destinada al consumo humano, uso agrícola y desarrollo de una vida acuática adecuada. Según la bibliografía, el sedimento es el depósito de los metales pesados presentes en el agua; que, ante la presencia de quelatos orgánicos o un cambio de las condiciones fisicoquímicas, como de pH, potencial redox, salinidad u oxígeno disuelto, estos metales son liberados al agua (Herrero, 2014). Por ejemplo, en un incremento de la salinidad, el ion Cl^- puede formar complejos con los metales pesados, haciéndolos susceptibles de intercambiar y aumentar o disminuir su disponibilidad en el medio acuático (Parra y Espinosa, 2008). Y es que el sistema hídrico normaliza los procesos de adsorción y absorción en el “sistema agua-sedimento, debido a que la adsorción remueve el metal de la columna de agua, y luego este puede ser incorporado nuevamente” (Cogua, Campo y Duque, 2012, p. 17).

El contenido de metales en sedimentos presenta una proporción 3:1 en relación a la fase acuosa, pues estos metales se adhieren a las partículas de los sedimentos, incrementando “sus niveles en este compartimento, a medida que el tamaño de partícula disminuye; lo que permite evaluar su toxicidad” (Cousillas, 2007, p. 20).

El mercurio puede ser metilado (formar metilmercurio) por bacterias anaerobias; siendo la materia orgánica es el sustrato para las bacterias sulfuro-reductoras (Sunderland, Krabbenhoft, John, Strode y Landing, 2009), que generan la formación de sulfuros, que se asocian luego al Hg y forman el HgS , que en concentraciones moderadas, puede ser capaz de romper la membrana bacteriana, transportando consigo el Hg dentro de estos microorganismos, donde se produce su metilación y posterior liberación; para después vincularse a las proteínas de la biota acuática (Schartup, Mason, Balcom,

Hollweg y Chen, 2013). Se estima que cerca del 90% del mercurio total que se encuentra en el tejidos de los peces es metilmercurio (Luna, 2014).

Acorde con los resultados de esta investigación, en la microcuenca la concentración promedio de Hg en sedimentos fue de 0,214 mg/Kg (agosto) y 0,228 mg/Kg (octubre), en el embalse La Esperanza de 0,242 mg/Kg (agosto) y 0,219 mg/Kg (octubre) y en la subcuenca de 0,268 mg/Kg (agosto) y 0,598 mg/Kg (octubre), niveles que superan el ISQG (International Standard for Quality Guidelines = 0,17 mg/Kg), que implica un riesgo para la salud humana y el desarrollo de una vida acuática adecuada. Además, los valores promedios del mes de octubre en la subcuenca superan el PEL (Probable Effect Level = 0,486 mg/Kg), lo que ocasionaría efectos biológicos frecuentes en la vida acuática.

El zinc se distribuye en el agua, “entre el estado disuelto y la materia suspendida, presenta poca afinidad por la materia orgánica disuelta y forma complejos con el carbonato de calcio, como dobles sales $\text{CaCO}_3\text{-ZnCO}_3$ en los sedimentos” (Cousillas, 2007). Se combina con el cloro, oxígeno y azufre, prevaleciendo los sulfuros de “zinc; en lagos y ríos se deposita en el fondo, aunque una pequeña cantidad puede permanecer disuelta o suspendida, cuya proporción se incrementa a medida que aumenta la acidez del agua” (Herrero, 2014, p. 14).

La Agencia para sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades (2005) indica que la presencia de zinc en los sistemas acuáticos se asocia principalmente al uso de plaguicidas y fertilizantes, que se incorporan al río por escorrentía superficial o mediante las aguas de riego, por precipitación atmosférica, o mediante la incineración de desechos sólidos.

Los resultados estadísticos del análisis comparativo entre el contenido de Zn en agua para cada una de las zonas muestreadas (Zona 1, Zona 2 y Zona 3), en ambas épocas (agosto y octubre), revelan que, durante el mes de octubre, a nivel de la subcuenca (Zona 3) y del embalse La Esperanza (Zona 2), las concentraciones de Zn fueron similares estadísticamente, y ambos inferiores a las detectadas en la microcuenca (Zona 1). Durante el mes de agosto, no

se detectaron diferencias significativas entre los valores promedios de zinc en el agua proveniente de las tres zonas (Figura 17).

Dentro de las zonas 1, 2 y 3, para ambas épocas (agosto y octubre), se constató que tanto en la subcuenca (Zona 3) como en el embalse La Esperanza (Zona 2) no se detectan diferencias entre los valores de zinc en el agua; mientras que, a nivel de la microcuenca (Zona 1), si existen diferencias significativas entre las épocas de muestreo por la prueba del nivel crítico de Tukey a 5% de probabilidad, hallándose en octubre los contenidos más elevados. Se puede observar que los niveles disminuyen a medida que el río sigue su curso, desde la parte alta de la cuenca (Zona 1) hasta la parte baja (Zona 3).

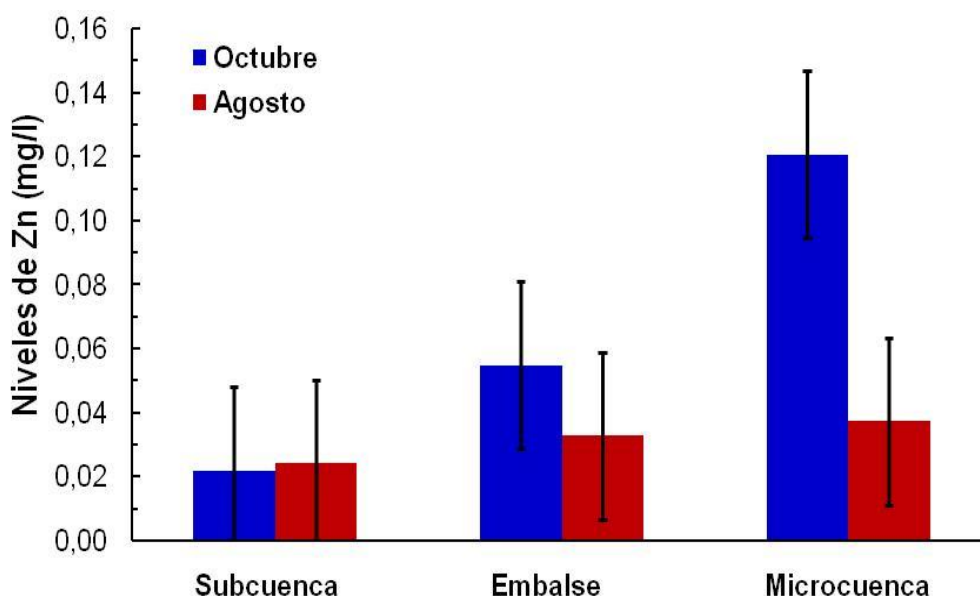


Figura 17. Desdoblamiento de la interacción zonas x épocas para la variable niveles de zinc en el agua (barras de error corresponden al nivel crítico de Tukey al 5%).

En el presente estudio, los niveles promedios de Zn en agua fueron para la microcuenca (Zona 1) de 0,037 mg/l (agosto) y 0,121 mg/l (octubre), en el embalse La Esperanza (Zona 2) de 0,033 mg/l (agosto) y 0,055 mg/l (octubre) y en la subcuenca (Zona 3) de 0,023 mg/l (agosto) y 0,022 mg/l (octubre). Los valores obtenidos en las Zonas 1 y 2 superan los criterios de calidad establecidos para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces del Texto Unificado de la Legislación Secundaria, libro VI anexo 1 del Ministerio del Ambiente-Ecuador (0,03 mg/l); mientras que al realizar la

comparación con lo establecido por la Normativa Internacional Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic life (0,007mg/l), se constató que los contenidos detectados en las Zonas 1, 2 y 3, superan este límite, por lo que no son aptos para el desarrollo de una vida acuática adecuada.

Como menciona la bibliografía, “los ríos constituyen una de las principales rutas de transporte de metales, que son trasladados en el arrastre de materiales desde la cuenca media y alta” (Guanes *et al.*, 2015). Por la “capacidad de los sedimentos para acumular metales en formas poco biodisponibles, estos se transforman en fuentes secundarias de contaminación” (Espinosa, Parra y Villamil, 2011).

Los resultados del análisis de comparación de medias por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad (Cuadro 15), permite señalar que a nivel de la microcuenca (Zona 1) se detectan los valores más elevados de zinc en los sedimentos, estadísticamente superiores, a las concentraciones del metal pesado en la subcuenca (Zona 3); por otro lado, a nivel del embalse La Esperanza (Zona 2) los valores de zinc son similares estadísticamente a los observados para la microcuenca y el embalse.

Cuadro 15. Comparación por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad para el contenido de zinc en sedimentos en diferentes zonas del río Carrizal.

Meses	Medias	Ámbito estadístico
Microcuenca	0,2424	A
Embalse	0,1456	A B
Subcuenca	0,0964	B

Medias seguidas de la misma letra no difieren estadísticamente por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad.

Asimismo, el análisis de comparación de medias por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad (Cuadro 16), revela diferencias estadísticas significativas entre las épocas de muestreo (agosto y octubre), detectándose los niveles más altos de zinc en los sedimentos, durante el mes de octubre.

Cuadro 16. Comparación por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad para el contenido de zinc en sedimentos en diferentes épocas de muestreo en el río Carrizal

Meses	Medias	Ámbito estadístico
Agosto	0,1195	B
Octubre	0,1856	A

Medias seguidas de la misma letra no difieren estadísticamente ($P < 0,05$).

Continuando con el análisis de los resultados obtenidos, en la microcuenca el valor promedio de Zn en sedimentos fue de 0,217 mg/Kg (agosto) y 0,268 mg/Kg (octubre), en el embalse La Esperanza de 0,053 mg/Kg (agosto) y 0,238 mg/Kg (octubre) y en la subcuenca de 0,092 mg/Kg (agosto) y 0,101 mg/Kg (octubre), niveles que no superan el ISQG (International Standard for Quality Guidelines =123 mg/Kg), y tampoco el PEL (Probable Effect Level =315 mg/Kg), siendo aptos para el desarrollo de una vida acuática adecuada y no representan un riesgo para la salud humana.

Además, la concentración de Hg y Zn en La Azucena (Zona de referencia) es ampliamente superada por los valores detectados en las zonas estudiadas (Zonas 1, 2 y 3), tanto en aguas como en sedimentos, lo que induce a pensar que las actividades antrópicas (agrícolas y urbanas), que se desarrollan en la cuenca están contaminando el río.

Cuadro 17. Correlaciones de Pearson significativas entre las variables fisicoquímicas del agua y los tenores de mercurio y zinc en agua y sedimentos

Variables involucradas	Nivel de significancia
1. Mercurio en agua vs. potencial redox	0,37 *
2. Mercurio en agua vs. solidos suspendidos	0,33 *
3. Zinc en agua vs. conductividad eléctrica	0,38 *
4. Zinc en agua vs. sólidos totales	0,52 **
5. Mercurio en sedimentos vs. pH agua	- 0,33 *
6. Zinc en sedimentos vs. pH agua	0,32 *
7. Zinc en sedimentos vs. solidos totales	0,37 *
8. Zinc en sedimentos vs. sulfatos	- 0,36 *
9. Zinc en sedimentos vs. Alcalinidad	0,31 *

En el Cuadro 17, se observa que el contenido de mercurio en agua se correlaciona de forma positiva y significativa con el potencial REDOX y los sólidos suspendidos. Por otro lado, la concentración de zinc en el agua se correlaciona significativa y positivamente con la conductividad eléctrica y con los sólidos totales, siendo esta última, la correlación de mayor valor entre los parámetros evaluados.

4.1.2. Análisis de la bioacumulación de mercurio y zinc en tejido branquial, hepático y muscular de dos especies nativas de peces (*Hoplias microlepis* y *Aequidens rivulatus*) y una introducida (*Oreochromis niloticus*).

4.1.2.1. Análisis de la concentración de metales en hígado, branquias y músculo de los peces estudiados para las diferentes épocas y tejidos de peces muestreados en el río Carrizal.

- *Oreochromis niloticus* (Tilapia)

Los peces están normalmente en la cima de las cadenas alimenticias acuáticas y su metabolismo acumula metales pesados de los sedimentos, el agua y los alimentos (Yılmaz, Özdemir, Demirak y Tuna, 2007). Los metales pesados se acumulan en los peces por absorción de los ecosistemas acuáticos a través de sus branquias o piel, así como el consumo de partículas y alimentos contaminados (Miri *et al.*, 2017).

La concentración promedio de mercurio (Hg) en los distintos tejidos (músculo, hígado y branquias) de *Oreochromis niloticus* (tilapia), obtenida con base a los resultados se muestran en la Figura 18, fue para músculo de 0,277 mg/Kg en agosto y 0,257 mg/Kg en octubre, en hígado de 0,274 mg/Kg en agosto y 0,240 mg/Kg en octubre, y para branquias de 0,300 mg/Kg en agosto y 0,276 mg/Kg en octubre, valores que en términos de sanidad de los alimentos, se encuentran por debajo de los límites legales establecidos en las normas aplicadas en esta investigación (0,5mg/Kg de acuerdo a EFSA, Codex Alimentarius de FAO/OMS y EUR; 1mg/kg de acuerdo a México NOM-027-SSA1-1993).

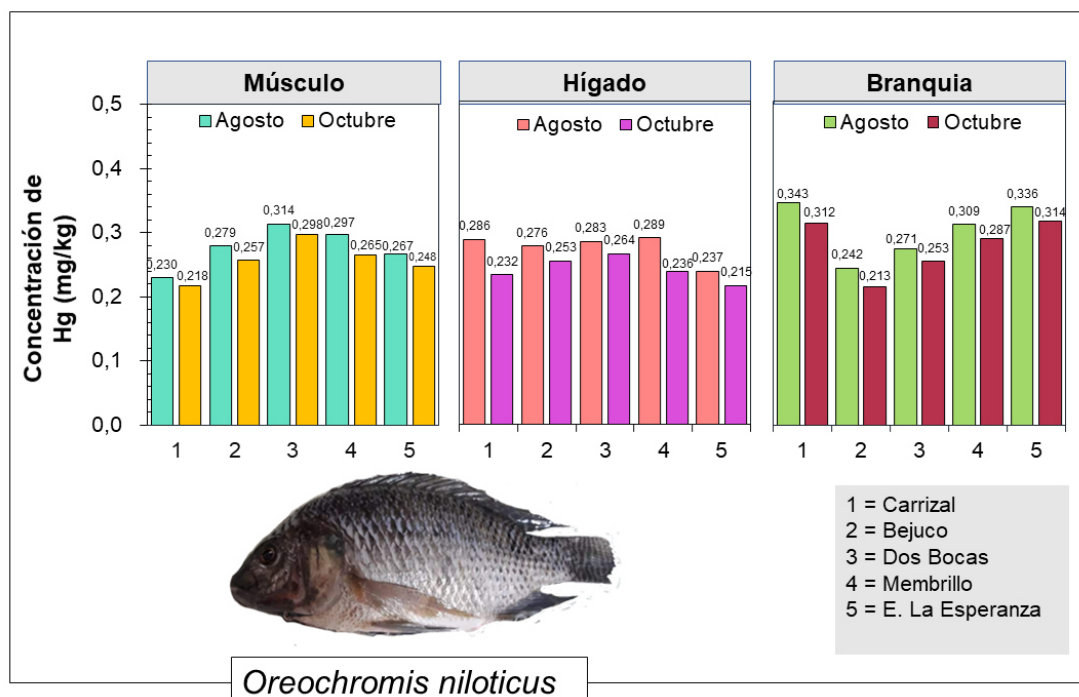


Figura 18. Niveles de Hg en *Oreochromis niloticus*

Pis (1999) estudió el contenido de Hg en músculo de tilapia (*Oreochromis aureus*), en tres rangos de talla: pequeña (50 – 150g), mediana (151 – 250g) y grande (251 – 350g), observaron que en las tallas pequeñas y medianas no se presentaron concentraciones de Hg por encima de los límites admisibles (0,3 mg/kg de acuerdo a Norma Cubana, NC 38-02-06,1987), sin embargo, en la talla grande el 29 % de las muestras superó este valor. En esta investigación, se obtuvo un promedio de peso de 414,64 g en agosto y 392,64 g en octubre (un tamaño promedio de 25,2cm en agosto y 23 cm en octubre), lo que sugiere mayores niveles de Hg en agosto, y su incremento, conforme los especímenes aumenten de peso y tamaño.

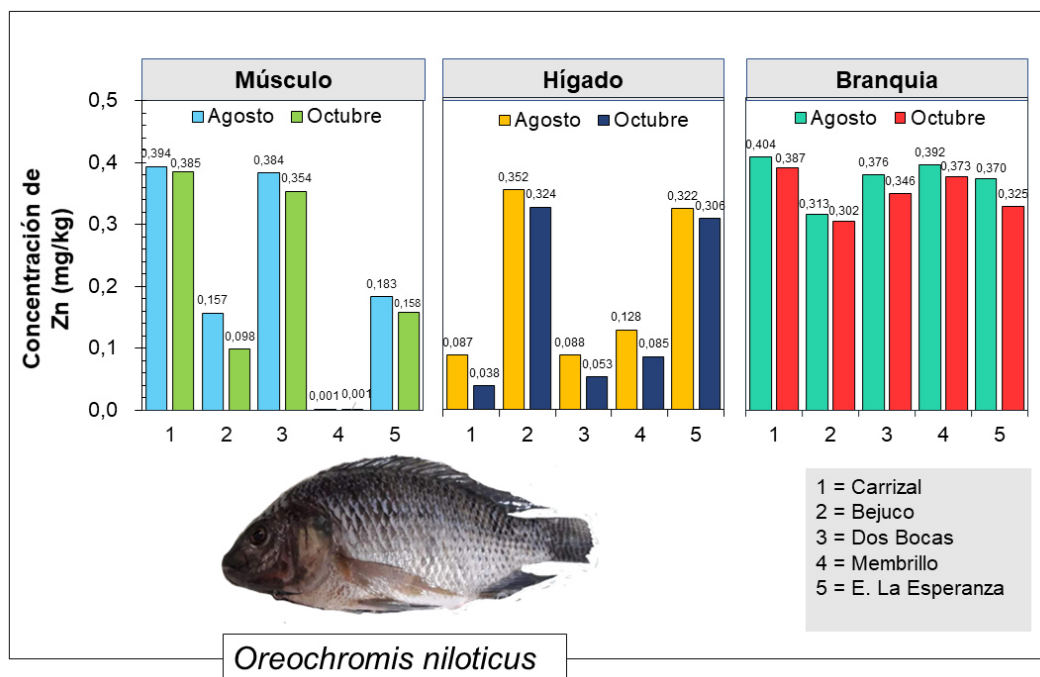


Figura 19. **Niveles de Zn en *Oreochromis niloticus***

En lo que respecta a la concentración promedio de zinc (Zn) en los distintos tejidos (músculo, hígado y branquias) de *Oreochromis niloticus* (tilapia), que se muestran en la Figura 19, fue para músculo de 0,224 mg/Kg en agosto y 0,199 mg/Kg en octubre, en hígado de 0,195 mg/Kg en agosto y 0,161 mg/Kg en octubre, y para branquias de 0,371 mg/Kg en agosto y 0,347 mg/Kg en octubre, valores que en términos de sanidad de los alimentos, tampoco sobrepasan los límites legales establecidos en las normas aplicadas en esta investigación (50 mg/Kg de acuerdo a EUR).

Al realizar el análisis de varianza (Cuadro 18) para las concentraciones medias de los metales pesados (mercurio y zinc) en *Oreochromis niloticus* (tilapia), se constató efectos significativos por la prueba de F para los contenidos de mercurio (Hg) en el factor épocas; mientras que a nivel del factor tejidos el efecto significativo ocurrió para el metal zinc (Zn), y no se hallaron efectos significativos para la interacción “épocas x tejidos” en relación al contenido de ambos metales.

Cuadro 18. Resumen del análisis de varianza de las concentraciones de metales pesados muestreados en las diferentes épocas y tejidos en los ejemplares de Tilapia procedentes del río Carrizal.

Fuente de variación	Gl	Mercurio [†]	Zinc [†]
Bloques	4	0,0001 ^{ns}	0,0031 ^{ns}
Épocas	1	0,0010*	0,0012 ^{ns}
Tejidos	2	0,0005 ^{ns}	0,0189*
Épocas*Tejidos	2	0,0001 ^{ns}	0,0001 ^{ns}
Error	20	0,0002	0,0033
Coefficiente de variación (%)		1,32	5,16

[†]Valores transformados en raíz de X+1; *Significativos (P<0,05); ns= no significativo.

Además, para entender aquellas diferencias estadísticamente significativas, se ha realizado un análisis de comparación de medias entre los valores encontrados en cada tejido (músculo, hígado y branquias) con ambas épocas (agosto y octubre).

En el análisis estadístico efectuado para la comparación de los valores medios de Hg en tilapia, en ambas épocas (agosto y octubre), por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad (Cuadro 19), se puede apreciar, que es en agosto donde se detectan los promedios más elevados del metal, y que estos difieren estadísticamente de los encontrados en el mes de octubre. De acuerdo a la bibliografía, la estación del año no influye directamente “en la acumulación de metales pesados en los peces, ya que existen otros factores concernientes a cambios estacionales, como la composición de la dieta y las precipitaciones (agua de escorrentía)” (Cousillas, 2007).

El género *Oreochromis* es omnívoro, por su consumo diversificado de alimentos, que incluye “desde vegetación macroscópica hasta algas unicelulares y bacterias, con tendencia al consumo de zooplancton; están provistos de branquiespinas, con los cuales pueden filtrar el agua para obtener su alimento” (López y Cruz, 2011, p. 29). Cabe señalar que, en esta especie, los juveniles y los peces jóvenes son omnívoros, se alimentan especialmente de zooplancton y zoobentos, no obstante, también ingieren desechos (materia en suspensión coloidal) y fitoplancton. Posteriormente, la “especie se vuelve

casi completamente herbívora, alimentándose principalmente de fitoplancton y utilizando el mecanismo mucoso y sus dientes faríngeos. La ingestión ocurre durante el día y la digestión principalmente en la noche” (Moriarty, Darlington, Dunn, Moriarty y Tevlin, 1973).

El embalse La Esperanza (Zona 2) es el hábitat de la *Oreochromis niloticus* (tilapia); es una especie exótica, y un recurso muy apreciado, ya que es el sustento de muchas familias de pescadores. La zona 2 recibe el aporte hidrológico de la microcuenca del Carrizal (Zona 1) y de las microcuencas Bejuco, Membrillo y Cañas, áreas que poseen relieve colinado, con presencia de actividades agrícolas y ganadería extensiva; además, presentan graves problemas erosivos, debido a la incompatibilidad que existe entre el uso del suelo (agropecuario) y la aptitud forestal.

En la zona estudiada, el mes de agosto de 2017, fue época de abundante precipitación, lo que se tradujo en un mayor caudal de los ríos aportantes al embalse La Esperanza, provocando un incremento del arrastre de suelo y sustrato al recurso hídrico; en cambio en el mes de octubre del mismo año, las lluvias ya habían cesado, el agua de escorrentía presentó un caudal mínimo, y por ende una reducción en el transporte de nutrientes por parte del suelo, hacia el medio acuático. Por lo que es evidente, que se detecten en agosto, mayores concentraciones de Hg en el pescado, que fue asimilado a través del alimento, como consecuencia de los altos valores del metal en el agua y sedimento, tal como se analizó en el apartado anterior (Cuadro 19).

Cuadro 19. Comparación por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad para las épocas de muestreo del mercurio en ejemplares de tilapia procedentes del río Carrizal.

Meses	Medias	Ámbito estadístico
Agosto	1,133	A
Octubre	1,121	B

Medias seguidas de la misma letra no difieren estadísticamente ($P < 0,05$).

De manera semejante, “la variación estacional influye en el contenido de mercurio en peces en ríos bolivianos” (Zapata, 1994). Posteriormente,

también se reportó “la variación estacional de mercurio en peces en el Alto Pantanal, Brasil” (Hylander *et al.*, 2000).

Por otra parte, los resultados del análisis de comparación de medias de los valores Zn en Hígado, músculo y branquias de tilapia por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad (Cuadro 20), revelan que los mayores contenidos se encuentran en las branquias, los cuales difieren estadísticamente de los detectados en el hígado y el músculo, que son menores y similares entre sí. Esto concuerda con la investigación realizada por Shen, Lam, Ko y Chan (1998), donde se estableció que los niveles más altos de Zn se encontraron en las branquias de tilapia (*Tilapia mossambica*). Por otra parte, Herrero (2014) determinó que metales como Al, Mn, Zn, Ni, Cr y As se acumulan mayormente en branquias de especie *Salmo trutta* (trucha común), en razón de 74%, 70%, 55%, 61%, 48% y 48%, respectivamente.

Cuadro 20. Comparación por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad de las concentraciones de zinc en los tejidos muestreados de ejemplares de tilapias procedentes del río Carrizal.

Tejidos	Medias	Ámbito estadístico
Hígado	1,0840	B
Músculo	1,0986	B
Branquias	1,1656	A

Medias seguidas de la misma letra no difieren estadísticamente ($P < 0,05$).

Hay que mencionar, además, que la absorción de elementos traza se ve afectada por la especiación química (Vrhovnik *et al.*, 2013); pH, temperatura y turbidez y factores biológicos (Castro-González y Méndez-Armenta, 2008). Los contaminantes pueden bioacumularse durante la vida de los organismos (aumenta con el tamaño o la edad) y se biomagnifican al aumentar el nivel trófico, pero se observan diferentes patrones según el contaminante y el organismo (Mireille y Harmelin, 1981). Así, por ejemplo, los valores de mercurio en peces de lagos de baja alcalinidad a menudo exceden las de peces contaminados con mercurio en aguas con mayor alcalinidad, lo que indica que la biodisponibilidad del metal se mejora en estas condiciones. Datos de prospecciones de lagos en Escandinavia, Canadá y Estados Unidos,

indican que la concentración de mercurio en peces (de una especie y edad determinada), está a menudo relacionada inversamente con el pH del lago o la alcalinidad (Spry y Wiener, 1991). En este sentido, como el agua de esta zona, posee un incremento de sales, y por lo consiguiente, un mayor aporte de iones de calcio y magnesio, que compiten con los metales pesados, por los mismos sitios de unión en las branquias de los peces; esto tiene como efecto la disminución de la asimilación de Hg en estos organismos.

- *Hoplias microlepis* (Guanchinche)

La contaminación de peces por elementos traza proviene directamente del agua a través de la respiración o directamente a través de la piel y las membranas, pero la principal forma de entrada en los peces es a través del consumo de presas contaminadas; es decir, biomagnificación (Hall, Bodaly, Fudge, Rudd y Rosenberg, 1997). No obstante, el nivel de metales difiere entre los tejidos debido a las diferencias en los procesos de absorción, desintoxicación y almacenamiento de metales pesados (Metian *et al.*, 2013).

En este estudio, el nivel promedio de mercurio (Hg), tomando como referencia los resultados mostrados en la Figura 20, para los distintos tejidos (músculo, hígado y branquias) de *Hoplias microlepis* (Guanchinche), fue en músculo de 1,615 mg/Kg en agosto y 1,456 mg/Kg en octubre, en hígado de 0,584 mg/Kg en agosto y 0,353 mg/Kg en octubre, y en branquias de 1,082 mg/Kg en agosto y 0,848 mg/Kg en octubre; valores que en términos de sanidad de los alimentos, sobrepasan los límites legales establecidos en las normas aplicadas en esta investigación (0,5mg/Kg de acuerdo a EFSA, Codex Alimentarius de FAO/OMS y EUR; 1mg/kg de acuerdo a México NOM-027-SSA1-1993).

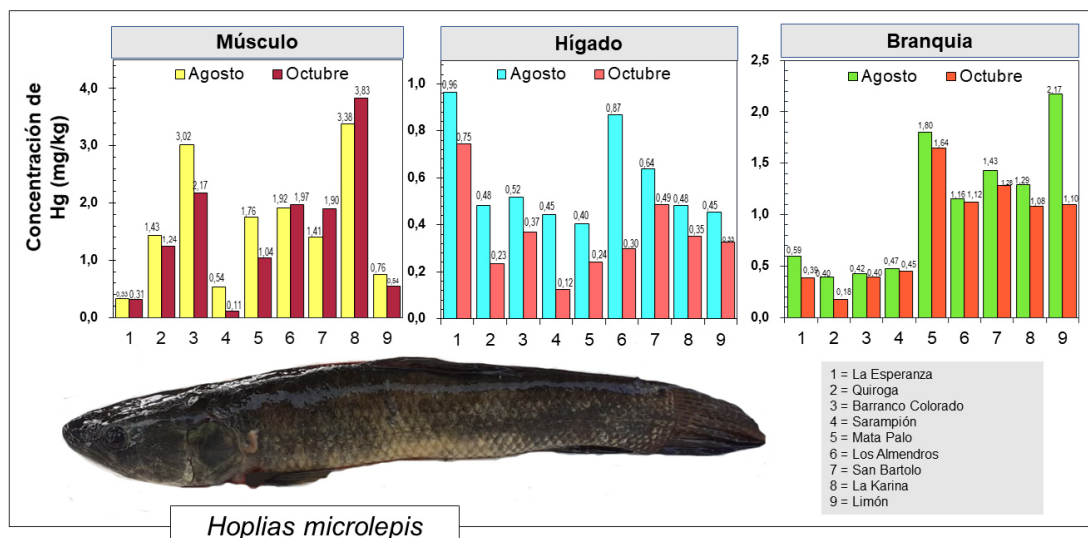


Figura 20. Niveles de Hg en *Hoplias microlepis*

La condición ambiental estudiada causa acumulaciones de metales pesados en los músculos de las especies acuáticas (Elkady, Sweet, Wade y Klein, 2015). Los metales pesados tienen comportamientos de acumulación divergentes en diferentes órganos de peces y varios factores, entre ellos el comportamiento de alimentación, el patrón de natación, el ciclo reproductivo, así como el sexo, “el tamaño y la edad de las especies de peces” (Canli y Atli, 2003).

En la presente investigación se obtuvo un promedio de peso de 288,54g en agosto y 281,98g en octubre (un tamaño promedio de 27,6cm en agosto y 25,4cm en octubre), lo que sugiere mayores niveles de Hg en agosto, y su incremento, conforme los especímenes aumenten de peso y tamaño.

Con base en los resultados representados en la Figura 21, la concentración promedio de zinc (Zn) para los distintos tejidos (músculo, hígado y branquias) de *Hoplias microlepis* (Guanchinche), fue en músculo de 0,865 mg/Kg en agosto y 1,069 mg/Kg en octubre; en hígado de 1,243 mg/Kg para agosto y 1,015 mg/Kg en octubre; y en branquias de 0,674 mg/Kg en agosto y 0,142 mg/Kg en octubre; valores que en términos de sanidad de los alimentos, están dentro los límites legales establecidos en las normas aplicadas en esta investigación (50mg/Kg de acuerdo a EUR).

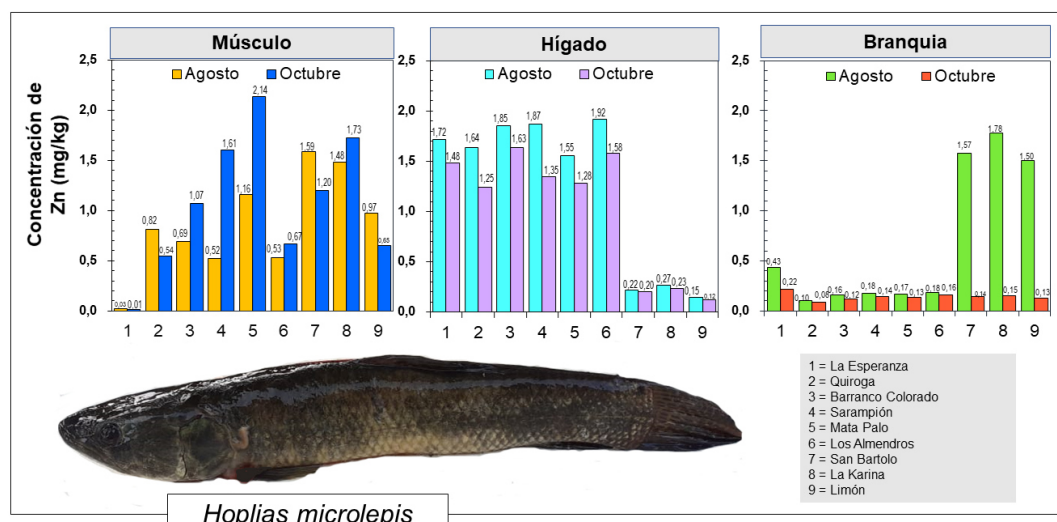


Figura 21. Niveles de Zn en *Hoplias microlepis*

Por consiguiente, en el resumen del análisis de varianza (Cuadro 21), para las concentraciones medias de mercurio y zinc en *Hoplias microlepis* (Guanchinche), se constató efectos altamente significativos por la prueba de F, en los valores de ambos metales para el factor tejidos (músculo, hígado y branquias); mientras que, para el factor épocas (agosto y octubre) y la interacción “épocas x tejidos” no se detectaron efectos significativos.

Cuadro 21. Resumen del análisis de varianza de las concentraciones de los metales pesados en las épocas y tejidos muestreados de los ejemplares de Guanchinche procedentes del río Carrizal.

Fuente de variación	Gl	Mercurio [†]	Zinc [†]
Bloques	8	0,1139**	0,0190 ^{ns}
Épocas	1	0,0819 ^{ns}	0,0645 ^{ns}
Tejidos	2	0,5526**	0,3670**
Épocas*Tejidos	2	0,0010 ^{ns}	0,0806 ^{ns}
Error	40	0,0435	0,0559
Coeficiente de variación (%)		15,05	17,75

[†]Valores transformados en raíz de X+1; **Significativos (P<0,01); ns= no significativo.

Las diferencias en las dietas y los hábitos alimenticios han sido bien documentadas como factor clave que afecta la concentración de Hg en los peces entre y dentro de las especies de peces. Por ejemplo, pueden ocurrir variaciones en los niveles de Hg en peces con una estructura variada de la red alimentaria (Ferriss y Essington, 2014), forrajero para hábitat específicos

(Karimi, Chen y Folt, 2016), así como la disponibilidad de alimentos (Wang y Wang, 2012). “El 90% del mercurio acumulado en los peces ingresa vía la ingesta” (Cousillas, 2007).

Algunos autores han reportado que los peces carnívoros contienen concentraciones más altas de metales pesados/metaloides y contaminantes orgánicos que los peces herbívoros. Se ha informado que la bioacumulación de Cd, Pb, Hg y As en tres especies de peces del lago Nansi, China, es más alta en las especies carnívoras *Pelteobagrus fulvidraco*, seguida de la especie omnívora *Carassius auratus* y la especie de alimentación por filtración *Hypophthalmichthys nobilis* (Li et al., 2015).

Así mismo, Mancera y Álvarez (2006) detectaron tenores altos de mercurio en especies carnívoras, por su nivel en la cadena trófica (*Hoplias malabaricus*, *Ageneiosus caucanus* y *Caquetaia kraussi*), y valores altos del metal en especies detritívoras (*Triporthus magdalenae*), pues estos individuos consumen alimentos de los sedimentos, donde las concentraciones del metal suelen ser mayores que las presentes en el cuerpo hídrico.

Del mismo modo, Spry y Wiener (1991) indican que la tasa de acumulación de mercurio en especies piscívoras, como la trucha de lago *Salvelinus namaycush*, aumenta en gran medida cuando los peces jóvenes, se vuelven lo suficientemente grandes como para cambiar de una dieta de invertebrados a peces forrajeros. Y es que de acuerdo a Banquett-Cano et al. (2005), el género *Hoplias*, al cual pertenece el guanchiche, destaca por su voracidad, ubicado en la cima de la cadena trófica, posee una prominente mandíbula que emplea para acechar a su presa, siendo *Aequidens pulcher*, *Caquetaia kraussii* y *Leporinus muyscorum* las más frecuentes en sus contenidos estomacales.

En referencia a la bioacumulación de metales pesados y metaloides, es necesario recalcar, que diferentes tejidos de peces tienen diferentes capacidades de acumulación dependiendo de sus estructuras y funciones. Los tejidos de los peces metabólicamente activos como el hígado, los riñones y las branquias pueden acumular niveles más altos de metales en

comparación con otros tejidos como los músculos (Waheed, Kamal y Malik, 2014).

Además, Souza *et al.* (2018) trabajando en estuarios neotropicales, indicaron que los niveles de metales y metaloides en los peces recolectados en invierno fueron significativamente más altas que las recolectadas en verano. En donde el músculo fue el tejido blando definitivo para la acumulación de metales y, en general, explican que el hígado y otros órganos de excreción (branquias y riñones) se excedieron en su capacidad para eliminar metales y metaloides, con excepción del Hg, que se acumula preferentemente en músculo.

Por lo que al realizar el estudio comparativo del contenido de Hg en músculo, hígado y branquias por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad (Cuadro 22), se observó que los mayores depósitos del metal son detectados en el músculo, y sus niveles son estadísticamente superiores a los observados en los tejidos de las branquias y del hígado, los cuales resultaron estadísticamente similares entre sí.

Cuadro 22. Comparación por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad de las concentraciones de mercurio en los tejidos muestreados de ejemplares de Guanchinches.

Tejidos	Medias	Ámbito estadístico
Músculo	1,536	A
Branquias	0,965	B
Hígado	0,469	B

Media seguidas de la misma letra no difieren estadísticamente ($P < 0,05$)

En cambio, los resultados estadísticos del análisis comparativo del contenido de Zn en músculo, hígado y branquias por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad (Cuadro 23), revelan similitud estadística para las concentraciones del elemento a nivel del hígado y del músculo, presentando los valores más elevados, y de forma conjunta ambos contenidos difieren de los detectados en las branquias, que presenta las menores concentraciones.

Cuadro 23. Comparación por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad de las concentraciones de zinc en los tejidos muestreados de ejemplares de Guanchinches.

Tejidos	Medias	Ámbito estadístico
Hígado	1,129	A
Músculo	0,967	A
Branquias	0,408	B

Media seguidas de la misma letra no difieren estadísticamente ($P < 0,05$)

Indiscutiblemente, estos metales provienen de la agricultura con el uso a gran escala de agroquímicos y fertilizantes (Silva *et al.*, 2017). Metales, como Cu, Zn, Cd y Pb, se usan como fertilizantes y pesticidas en la agricultura (Simonato *et al.*, 2016). La bioacumulación de metales en tejidos de peces causa impactos negativos que incluyen daños genéticos, alteraciones reproductivas, reducción en la tasa de crecimiento y patologías potencialmente fatales (Cantanhêde *et al.*, 2016; Ghisi *et al.*, 2016).

Al respecto la bibliografía afirma que, aunque el hígado desempeña un rol significativo en los procesos metabólicos y en la desintoxicación de muchos xenobióticos, las exposiciones agudas a metales presentes en efluentes industriales provocan que estos metales se acumulen en el hígado y causen alteraciones patológicas (Reddy y Baghel, 2012).

En consecuencia, el hígado y el riñón son los órganos que acumulan los niveles más altos de metales y metaloides esenciales y no esenciales, ya que son los principales órganos de desintoxicación y excreción (Elliot, Edward y Taylor, 1988; Lawrence y Hemingway, 2003). La exposición crónica al medio ambiente, además de la ruta de exposición (a través de las branquias o el intestino), altera los patrones de acumulación específicos del tejido, lo que resulta en diferentes tasas de perfusión sanguínea entre los órganos. Por lo tanto, la bioacumulación de metales y metaloides en las branquias es mayor después de la exposición al agua, mientras que una mayor bioacumulación en el hígado es seguida por la captación de metal intestinal (Wood, 2012).

- *Aequidens rivulatus* (Vieja Azul)

A. rivulatus en estado natural es omnívoro, con tendencia a ser carnívoro e insectívoro, subsiste en ambientes acuáticos de baja corriente, desovan sobre las rocas, troncos u hojas sumergidas bajo vigilancia de los machos; es “muy agresivo y territorial, acentuándose en la época de reproducción” (Solórzano, 2017).

La acumulación de contaminantes en los peces puede depender del lugar donde los peces comen, Malik y Maurya (2014) encontraron valores más elevados de metales pesados en el pez de fondo *Heteropneustes fossilis*, que en el pez de superficie que se alimenta de *Puntius ticto*. Li *et al.* (2015) también reportaron una mayor bioacumulación de metales pesados y As en peces de fondo, en comparación con los peces pelágicos. Yi y Zhang (2012) indicaron que las especies de peces que viven en la capa inferior de agua y en el fondo del río tenían niveles mayores de metales pesados en comparación con las especies de peces que viven en las capas superior y media de agua.

La concentración promedio de mercurio (Hg) se presenta en la Figura 22, para los distintos tejidos (músculo, hígado y branquias) de *Aequidens rivulatus* (Vieja Azul), fue en músculo de 2,034 mg/Kg en agosto y 1,926 mg/Kg en octubre, en hígado de 0,463 mg/Kg en agosto y 0,454 mg/Kg en octubre, y en branquias de 0,399 mg/Kg en agosto y 0,374 mg/Kg en octubre; valores que sobrepasan los límites legales establecidos en las normas aplicadas en esta investigación (0,5mg/Kg de acuerdo a EFSA, Codex Alimentarius de FAO/OMS y EUR; 1mg/kg de acuerdo a México NOM-027-SSA1-1993).

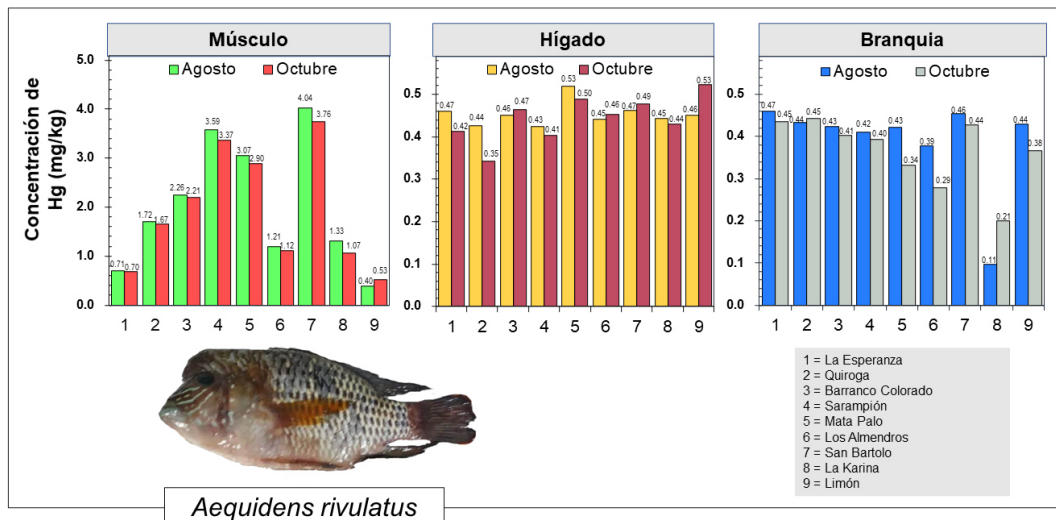


Figura 22. Niveles de Hg en *Aequidens rivulatus*

En esta investigación se obtuvo un promedio de peso de 130,47g en agosto y 126,77g en octubre (un tamaño promedio de 15,8cm en agosto y 15.0cm en octubre), lo que sugiere mayores niveles de Hg en agosto, y su incremento, conforme los especímenes aumenten de peso y tamaño.

La concentración promedio de zinc (Zn) obtenida sobre la base de los resultados ilustrados en la Figura 23 para los distintos tejidos (músculo, hígado y branquias) de *Aequidens rivulatus* (Vieja Azul), fue para músculo de 0,272 mg/Kg en agosto y 0,331 mg/Kg en octubre, en hígado de 0,196 mg/Kg en agosto y 0,174 mg/Kg en octubre, y para branquias de 0,415 mg/Kg en agosto y 0,373 mg/Kg en octubre; valores que en términos de sanidad de los alimentos, están dentro los límites legales establecidos en las normas aplicadas en esta investigación (50 mg/Kg de acuerdo a EUR).

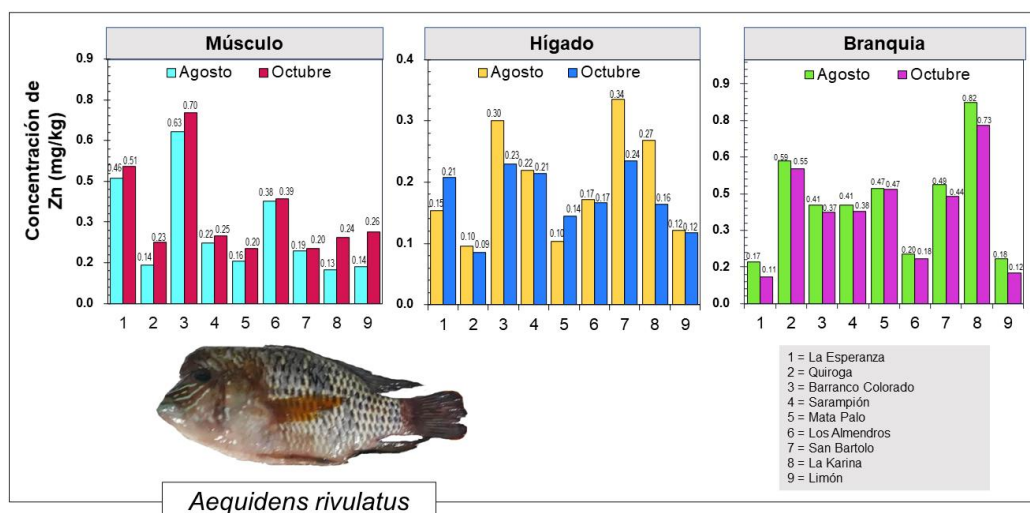


Figura 23. Niveles de Zn en *Aequidens rivulatus*

En el resumen del análisis de varianza (Cuadro 24) para las concentraciones medias de mercurio y zinc en *Aequidens rivulatus* (Vieja Azul), se constató efectos significativos por la prueba de F, en los valores de ambos metales para el factor tejidos (músculo, hígado y branquias); no obstante, para el factor épocas (agosto y octubre) y la interacción épocas x tejidos no se detectaron efectos significativos.

Cuadro 24. Resumen del análisis de varianza de las concentraciones de los metales pesados en las diferentes épocas y tejidos de ejemplares de Vieja Azul procedentes del río Carrizal.

Fuente de variación	Gl	Mercurio [†]	Zinc [†]
Bloques	13	<0.0001*	0.0142 ^{ns}
Estaciones	8	0.0174 ^{ns}	0.1162 ^{ns}
Épocas	8	0.7830 ^{ns}	0.9780 ^{ns}
Tejidos	1	<0.0001*	0.0009*
Épocas*Tejidos	2	0.9806 ^{ns}	0.5612 ^{ns}
Error	40	0,03	0.17
Coeficiente de variación (%)		5.13	0.31

[†]Valores transformados en raíz de X+1; *Significativos (P<0,05); ns= no significativo.

Al encontrarse diferencias significativas en tejidos, se realizó el estudio comparativo del contenido de Hg en músculo, hígado y branquias por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad (Cuadro 25), en el que se observó que los mayores depósitos del metal son detectados en el músculo, y sus niveles

son estadísticamente superiores a los observados en los tejidos del hígado y de las branquias, los cuales resultaron estadísticamente similares entre sí.

Cuadro 25. Comparación por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad de las concentraciones de mercurio en los tejidos muestreados de ejemplares de Vieja Azul.

Tejidos	Medias	Ámbito estadístico
Branquias	1,18	B
Hígado	1,21	B
Musculo	1,69	A

Media seguidas de la misma letra no difieren estadísticamente ($P < 0,05$)

En cambio, los resultados estadísticos del análisis comparativo del contenido de Zn en músculo, hígado y branquias por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad (Cuadro 26), revelan similitud estadística para las concentraciones del elemento a nivel del hígado y del músculo, presentando los valores más elevados, y de forma conjunta los contenidos detectados en músculo y branquias presentan similitud estadística.

Cuadro 26. Comparación por la prueba de Tukey a 5% de probabilidad de las concentraciones de zinc en los tejidos muestreados de ejemplares de Vieja Azul.

Tejidos	Medias	Ámbito estadístico
Hígado	1,09	A
Músculo	1,14	A B
Branquias	1,18	B

Media seguidas de la misma letra no difieren estadísticamente ($P < 0,05$)

La bibliografía señala, que en *Lepomis gibbosus*, las concentraciones de zinc y manganeso no varían mucho según el tamaño de los individuos. La concentración de zinc es muy alta en el músculo de individuos de tamaño mediano. En el hígado, los niveles de zinc aumentan en proporción al tamaño del individuo. En las gónadas, el contenido de zinc es mayor en individuos pequeños (Hourí, Fegrouche, Mansouri, Allami y Fadli, 2018).

De acuerdo a Luna (2014) el Zn es el segundo elemento más abundante en el músculo de los peces. Por otro lado, el nivel de metales en flujos superficiales favorece la bioacumulación de metales en branquias; órgano

donde el zinc se bioacumula principalmente cuando la vía de absorción es acuática (Herrero, 2014).

También Bhatti *et al.* (2018) indican que la acumulación de elementos potencialmente peligrosos en los peces se debe a su nivel en la cadena alimentaria, a las condiciones geográficas, a la exposición a contaminantes y a las actividades metabólicas. Así mismo, Aliko, Morina y Sula (2018) reportan que niveles de metales pesados en el hígado de peces Carpa recolectados en sitios contaminados a lo largo del río Sitnica, tiene relación con las variables fisicoquímicas y la presencia de metales pesados en la columna de agua del río y los sedimentos.

Finalmente, de acuerdo a lo observado en la Figura 24, la secuencia de concentración del mercurio obtenida, para los tres compartimentos estudiados en el Embalse (zona 2), es para ambas épocas (agosto y octubre) **Tilapia > Sedimento > Agua**. De manera semejante Pis (1999) en su estudio en la represa Paso Seco en Cuba, detectó niveles de Hg en tilapia (2,34mg/Kg) superiores a los encontrados en agua (<0,01 mg/Kg) y sedimento (1,04 mg/Kg), lo que manifiesta la elevada velocidad de asimilación del metal pesado por parte de las especies ictícolas.

Así mismo, al evaluar el nivel de mercurio total en muestras de agua, sedimento y especies ictícolas de distintos grados tróficos en cuatro localidades de la Amazonia colombiana, se encontraron valores en agua que no superaron los 0,001mg/l, mientras que en sedimento las concentraciones estuvieron entre 0,0016 y 0,0591 mg/kg, y en peces, los resultados oscilaron entre 0,0116 – 2,0123 mg/Kg ($X=0,3549$ mg/kg de 260 muestras), de los cuales el 30% de los ejemplares colectados, registraron valores superiores a la norma nacional (0.5mg/kg) y de ellos, el nivel trófico más afectado con este metal pesado, fue el de los peces carnívoros (Nuñez, Agudelo y Dimelsa, 2014). De manera semejante, en la presente investigación, la secuencia de las concentraciones de mercurio encontrados en las tres matrices ambientales de la Subcuenca (zona 3), fue en agosto **Guanchiche > Vieja Azul > Sedimento > Agua** y en octubre **Vieja Azul > Guanchiche > Sedimento > Agua**. Estos resultados indicaron valores de mercurio en agua y sedimentos

muy bajos, pero contenidos mayores en estos peces de nivel trófico alto. Estos hallazgos deben considerarse una alerta temprana para el estado ecuatoriano, en lo que respecta a la contaminación por mercurio en los ambientes acuáticos.

Y en lo que respecta a la secuencia de concentración de Zn (Figura 24), en las matrices analizadas en el Embalse (zona 2), durante el mes de agosto, se encontró que **Tilapia > Sedimento > Agua** y en octubre que **Sedimento > Tilapia > Agua**. En la subcuenca (zona 3) en ambas épocas la distribución fue **Guanchiche > Vieja Azul > Sedimento > Agua**; lo que evidencia que la mayor acumulación del metal pesado se encuentra en los peces.

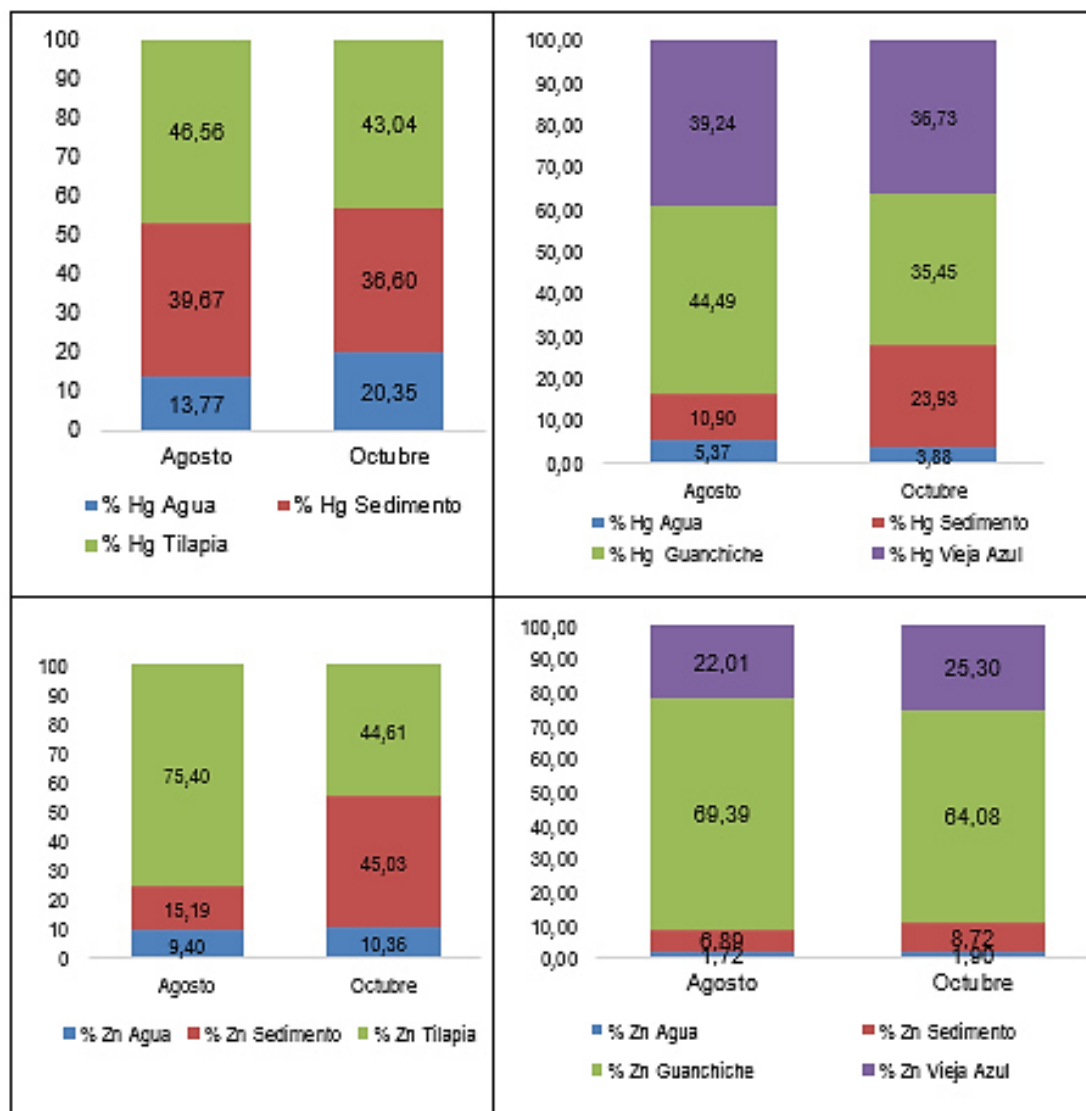


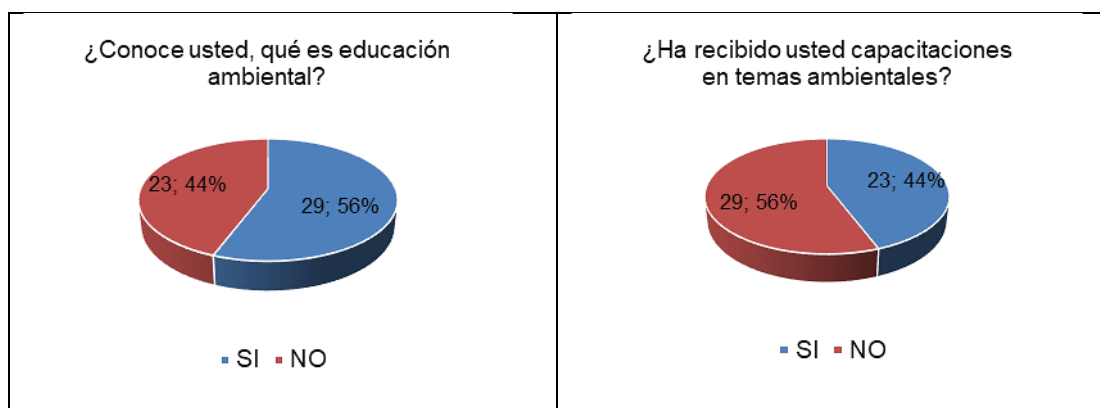
Figura 24. Distribución de las concentraciones de mercurio y zinc en agua, sedimento y peces en las zonas 2 y 3.

4.1.3. Evaluación del nivel de conocimiento y comportamiento ambiental de los miembros de la Asociación Agropecuaria de la Comunidad Balsa en Medio, mediante la aplicación de estrategias de educación ambiental tendiente a la disminución del uso de agroquímicos.

4.1.3.1. Determinación de las estrategias ambientales desarrolladas en el plan de capacitación

La encuesta se efectuó el 29 de octubre de 2018, en la comunidad Balsa en Medio, a 52 personas (33 hombres y 19 mujeres), que corresponden a la totalidad de los miembros de la Asociación Agropecuaria de la Comunidad Balsa en Medio (AGROBEM) (Acuerdo Ministerial MAG - N°. 010 – 12 – 01 – 2016, sitio Balsa en Medio, cantón Pichincha, provincia de Manabí, Ecuador), para determinar la estrategia ambiental como variable, para lo cual se formularon ocho preguntas objetivas (Ver Anexo 10), produciendo los siguientes resultados:

Con respecto a la primera pregunta, el 56% de los encuestados/as respondieron que, si conocen lo qué es educación ambiental, y un 44% que no conoce. En la segunda interrogante, el 63% ha recibido capacitaciones en temas ambientales, y el 37% no lo ha hecho. Esto debido a que han recibido charlas por parte de instituciones públicas, en lo referente a temas del área agropecuaria y ambiental.



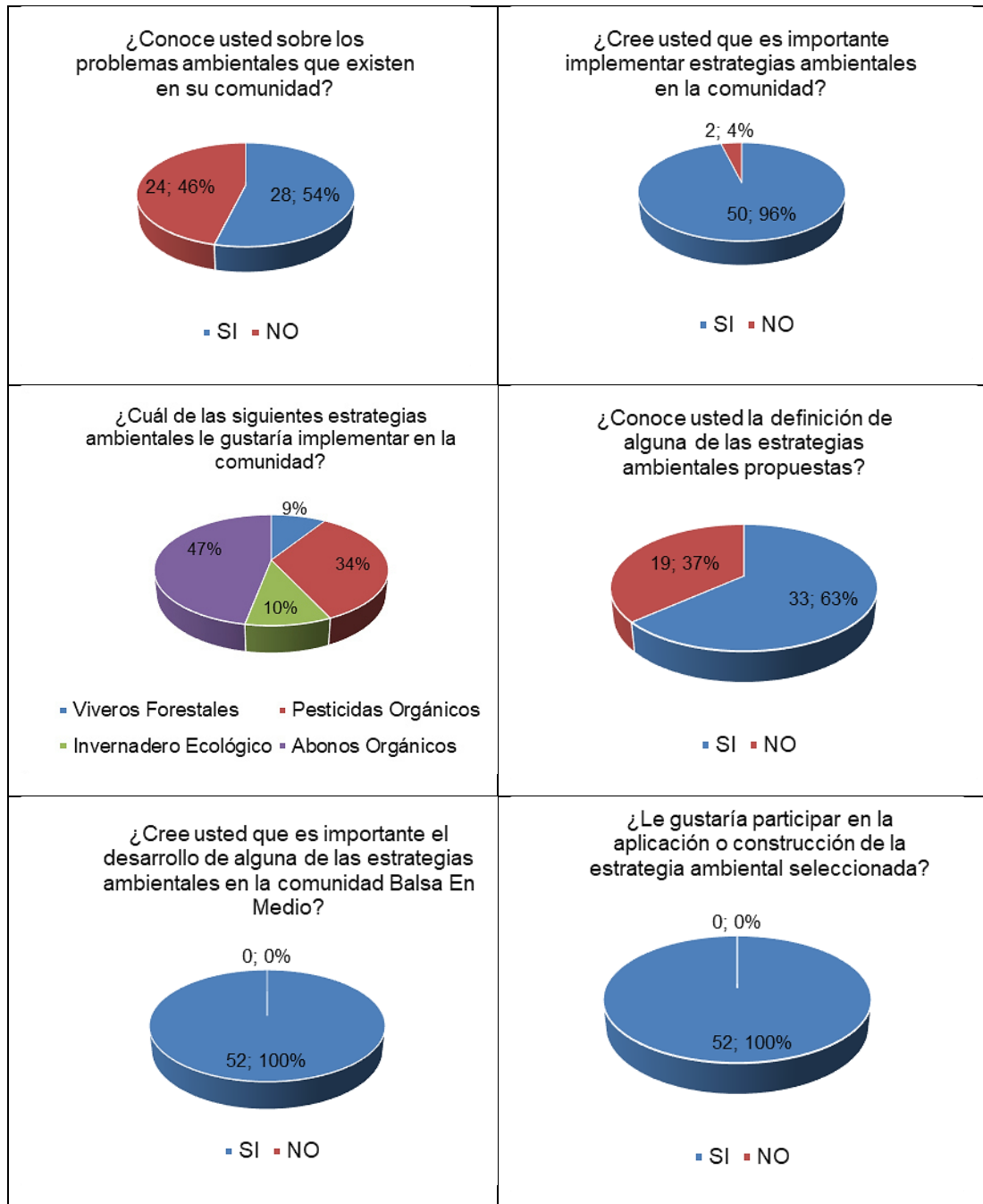


Figura 25. **Resultados de la encuesta para determinar estrategias ambientales**

Los datos en la tercera pregunta reflejan que, el 54% si conocen los problemas ambientales existentes en su comunidad, mientras que el 46% indica que no conocen. De ahí que, en el cuarto ítem, el 96% cree que es importante implementar estrategias ambientales, y el 4% considera que no es necesario. De acuerdo a lo manifestado verbalmente por los/as participantes, es fundamental, fomentar la aplicación de técnicas agrícolas, amigables con el medio ambiente y que mejoren la calidad de los suelos.

Según los resultados de la quinta interrogante, el 47% de los/as participantes indican que les gustaría utilizar abonos orgánicos en sus cultivos, el 34% pesticidas orgánicos, el 9% desarrollar viveros forestales y 10% implementar invernaderos ecológicos. Además, en el sexto ítem, el 63% de los/as encuestados/as conocen la definición de alguna de estas estrategias y el 37% no conocen. Esta información permitió elaborar el plan de capacitación, con talleres referentes a la producción de abonos y pesticidas orgánicos, ya que estas opciones obtuvieron los porcentajes más altos.

Finalmente, el 100% de los encuestados/as señalaron en las preguntas 7 y 8, que es trascendental desarrollar una de las estrategias ambientales propuestas, y que tienen interés en participar en su aplicación. Existió predisposición de parte de los miembros de AGROBEM por mejorar sus conocimientos y comportamientos ambientales.

“La educación ambiental fomenta el compromiso de contribuir al cambio social, cultural y económico, mediante el desarrollo de valores, actitudes y habilidades que permitan a los individuos formar criterios propios, asumir su responsabilidad y desempeñar un papel constructivo” (Martínez, 2010, p. 11). Así mismo Álvarez y Vega (2009) indican que la sociedad requiere alcanzar un nivel adecuado de conocimiento y comportamiento ambiental que fomente una nueva cultura intelectual, de consumo y tecnología. Ya que según Gonzáles (2001), en la actualidad, el uso indiscriminado de los recursos naturales es devastador, y la contaminación existente en las grandes ciudades hace necesario alcanzar un verdadero desarrollo sustentable.

4.1.3.2. Valoración del conocimiento ambiental y comportamiento ambiental Inicial de los participantes.

Se aplicó el cuestionario (Anexo 11) para evaluar el conocimiento ambiental (Antes) y la encuesta (Anexo 12) para evaluar el comportamiento ambiental (Antes). Esta actividad se la realizó el 26 de noviembre de 2018, a la totalidad de los miembros de AGROBEM. Se obtuvo como resultado lo siguiente:

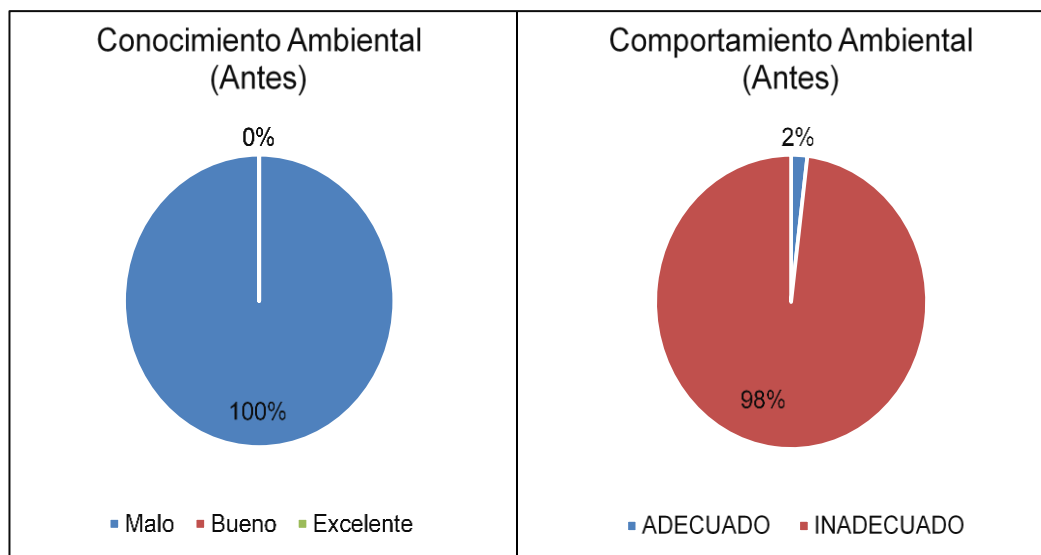


Figura 26. Valoración del conocimiento ambiental y comportamiento ambiental inicial (Antes)

El 100% de los/as encuestados presentaron conocimiento ambiental malo; sólo 2% tuvieron comportamiento ambiental adecuado. Este hallazgo sirvió de base para crear el plan de intervención, con el propósito de que los/as participantes conozcan la problemática suficientemente, y apliquen estrategias de acción sustentables. “Para que se realicen conductas ambientalmente responsables es necesario que los individuos estén informados sobre la problemática ambiental, motivados hacia ella, y sean capaces de generar cambios cualitativos, convencidos de la efectividad de su acción” (Álvarez y Vega, 2009, p. 8). Por lo tanto, “la conducta humana comprende la unificación del conocimiento ambiental, los valores, la sensibilidad y las actitudes positivas; que generan habilidades y procedimientos personales que manifiestan la pertenencia del ser humano al ambiente” (Hernández y Jiménez, 2010). Una de las estrategias educativas aplicadas a los sujetos en estudio, consiste en involucrar “a las personas en la solución de problemas reales y concretos, lo que promueve el desarrollo de actuaciones sostenibles” (Álvarez y Vega, 2010).

4.1.3.3. Plan de capacitación aplicado a las personas de la comunidad Balsa en Medio

OBJETIVO				Incrementar el nivel de conocimiento y comportamiento ambiental en los miembros de la asociación AGROBEM, con el propósito de promover la disminución en el uso de agroquímicos	ALCANCE	Talleres Teórico-Prácticos sobre abonos y pesticidas orgánicos		
N° DE TALLER	OBJETIVO	TEMA	TEMAS ESPECÍFICOS	TÉCNICAS	RECURSOS DIDÁCTICOS	RESPONSABLE	TIEMPO	MEDIOS DE VERIFICACIÓN
ETAPA 1. TEÓRICA								
1	Explicar las bases teóricas sobre la aplicación de abonos orgánicos en la agricultura	Abonos orgánicos	¿Qué es la agricultura ecológica? Beneficios de la agricultura ecológica ¿Que es compost? Tipos de compost Beneficios del uso de compost Técnicas de elaboración de compost. Aplicación	Clase expositiva, preguntas intercaladas, videos, ilustraciones descriptivas y expresivas, analogías	Computador, Proyector, pizarrón, diapositivas	Facilitador/a	3 horas	Certificación emitida por AGROBEM Registro fotográfico
2	Describir las bases teóricas sobre la aplicación de bioles en cultivos	Bioles	Definición de bioles Beneficios del uso del biol Técnicas de elaboración del biol Aplicación	Clase expositiva, preguntas intercaladas, videos, ilustraciones descriptivas y expresivas, analogías	Computador, Proyector, pizarrón, diapositivas	Facilitador/a	3 horas	Certificación emitida por AGROBEM Registro fotográfico
3	Señalar los principios teóricos sobre la aplicación de bioinsecticidas en sistemas agrícolas	Bioinsecticidas	¿Qué es un plaguicida sintético? Definición de bioinsecticidas Beneficios del uso de bioinsecticidas Técnicas de elaboración del bioinsecticidas. Aplicación	Clase expositiva, preguntas intercaladas, videos, ilustraciones descriptivas y expresivas, analogías	Computador, Proyector, pizarrón, diapositivas	Facilitador/a	3 horas	Certificación emitida por AGROBEM Registro fotográfico
4	Exponer los aspectos teóricos sobre el uso de microorganismos	Microorganismos eficientes	¿Qué son microorganismos eficientes? Beneficios del uso de	Clase expositiva, preguntas intercaladas, videos,	Computador, Proyector, pizarrón, diapositivas	Facilitador/a	3 horas	Certificación emitida por AGROBEM

	eficientes en suelos agrícolas.		microorganismos eficientes Principales microorganismos eficientes Pasos para la elaboración de biopreparados con microorganismos eficientes Aplicación	ilustraciones descriptivas y expresivas, analogías				Registro fotográfico
ETAPA 2. PRÁCTICA								
5	Elaborar abonos y pesticidas orgánicos utilizando residuos agropecuarios de la zona	Abonos y pesticidas orgánicos	Preparación de compost. Preparación de bioles. Preparación de bioinsecticidas. Preparación de biopreparados con microorganismos eficientes	Práctica en campo	Machete, pala, rastrillo, azadón, residuos agropecuarios (estiércol, cáscaras de cacao, tallos de plátano, leguminosas, melaza, agua, entre otros)	Facilitador/a	2 meses	Certificación emitida por AGROBEM Registro fotográfico
ETAPA 3. EVALUATIVA.								
6	Evaluar el nivel de conocimiento y comportamiento ambiental en base a los talleres desarrollados	Evaluación Final	Evaluación del conocimiento ambiental Evaluación del comportamiento ambiental	Aplicación de cuestionario para evaluar el conocimiento ambiental Aplicación de una encuesta para evaluar el comportamiento ambiental	Instrumentos de evaluación impresos	Facilitador/a	15 días	Cuestionarios y encuestas realizadas

4.1.3.4. Valoración del conocimiento ambiental y comportamiento ambiental final de los participantes.

Se aplicó el cuestionario (Anexo 11) para evaluar el conocimiento ambiental (Después) y la encuesta (Anexo 12) para evaluar el comportamiento ambiental (Después). Esta actividad se la realizó el 29 de abril de 2019, a todos los miembros de la Asociación Agropecuaria (AGROBEM). Se obtuvo como resultado lo siguiente:

El grupo de estudio estuvo conformado por un 63,46 % de hombres y un 36,64% de mujeres; el 69,23% de estrato socioeconómico bajo y el 30,77% medio; el 78,85% de los/as encuestados/as tuvieron nivel de instrucción básica y el 21,15% nivel de educación media; y con una edad distribuida de la siguiente manera: a) el 5,77% con menos de 24 años, b) el 11,54% con rango entre 25 y 34 años, c) el 34,62% entre 35 y 44 años, d) el 32,69% entre 45 y 54 años, e) el 11,54% entre 55 y 64 años, y f) el 3,85% con 65 años y más.

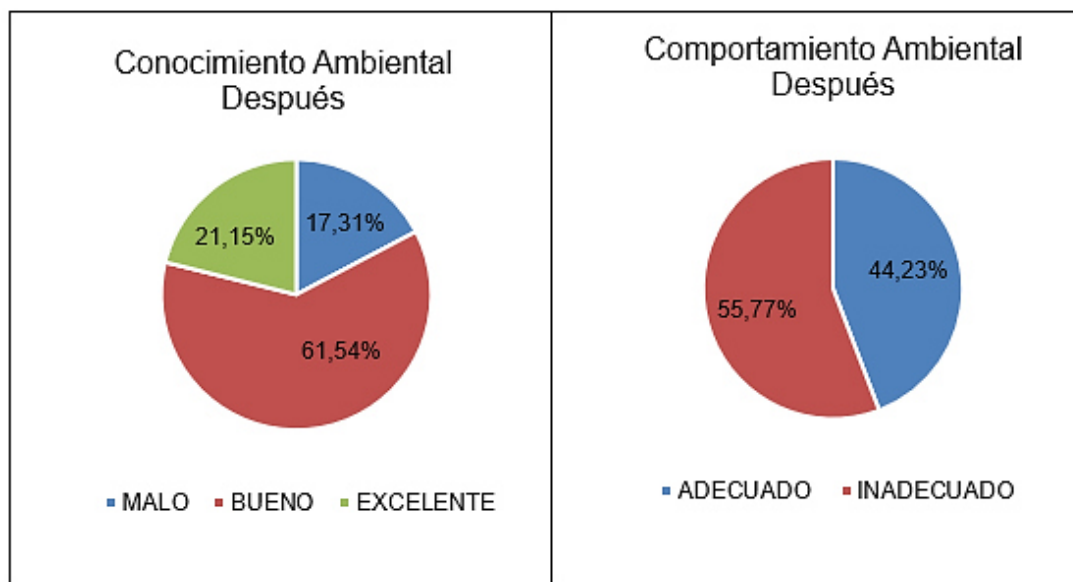


Figura 27. Valoración del conocimiento ambiental y comportamiento ambiental final (Después)

El 17,31% de los encuestados presentaron conocimiento ambiental excelente, el 61,54% bueno y el 21,15% malo. A su vez, el 44,23% de los miembros de AGROBEM tuvo un comportamiento ambiental adecuado y el 55,77%

inadecuado. Estos resultados revelan un incremento en las calificaciones finales de los/as participantes, tanto en el conocimiento ambiental como en el comportamiento ambiental, aunque este último no superó el 50% de encuestados con conductas adecuadas. Esto concuerda con lo manifestado por Hernández y Jiménez (2010), donde expresan que el conocimiento ambiental por sí sólo no es un buen predictor del comportamiento ambiental; “el conocimiento acerca del ambiente, y el grado de responsabilidad de la persona ante la conducta, no son suficientes para la ejecución de comportamientos proambientales” (Hwang, Kim y Jeng, 2000, p. 22). Así, por ejemplo, Rivera y Rodríguez (2009) determinaron que, pese a que los participantes recibieron una formación ambiental durante su estancia universitaria, no se expresó en sus niveles de comportamiento ambiental; sólo el 15,4% de los encuestados tuvieron comportamiento ambiental adecuado.

4.1.3.5. Análisis estadístico de los datos obtenidos

En el resumen del análisis de varianza (Cuadro 27) para el conocimiento ambiental (Después) y comportamiento ambiental (Después), el sexo, edad y estrato socioeconómico no son determinantes, ya que el ANOVA para cada una de las variables en estudio, no presenta diferencias significativas, a excepción de la variable nivel de instrucción que presenta diferencias significativas en relación al conocimiento ambiental, más no con la variable comportamiento ambiental, con una probabilidad del 95% de significancia.

Estos resultados tienen relación con el estudio de Herrera (2015) quien afirma que el comportamiento ambiental está determinado por tipologías sociodemográficas, como la edad y la zona de residencia, además del género, el grado de educación y los ingresos de los individuos. Así mismo, la influencia de estos factores sobre la conducta proambiental “no es concluyente, y ofrecen, incluso, resultados contradictorios” (Villadiego, Huffman, Guerrero, Cortecero y Rivero, 2015, p. 10).

Cuadro 27. Análisis de varianza de las variables en estudio.

		ANOVA	F	Sig.
Conocimiento Ambiental (Después)	Sexo		1,049	0,311
	Edad	Entre grupos	0,374	0,864
	Nivel de Instrucción		6,166	0,016
	Estrato Socioeconómico		2,991	0,090
Comportamiento Ambiental (Después)	Sexo		0,736	0,395
	Edad	Entre grupos	0,649	0,664
	Nivel de Instrucción		0,109	0,742
	Estrato Socioeconómico		0,122	0,729

Valores Significativos ($P < 0,05$)

La evidencia gráfica de la variación del nivel de conocimiento ambiental se muestra en la Figura 28:

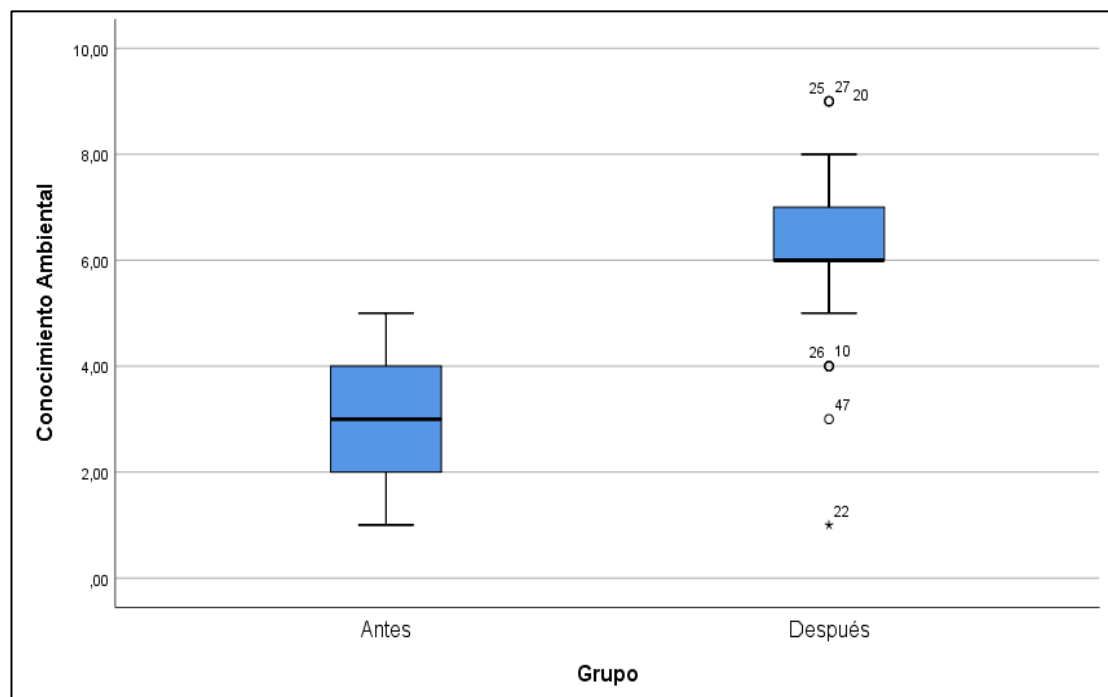


Figura 28. Nivel del conocimiento ambiental antes y después de las capacitaciones.

Es notable un aumento significativo del grado de conocimiento ambiental desde su nivel inicial (Antes) hasta la fecha de la prueba final (Después). El valor p obtenido para la prueba no paramétrica de Wilcoxon, con nivel de confianza 95%, es igual a 0.000, lo que indica que la diferencia observada es significativa.

La evidencia gráfica de la variación del nivel de comportamiento ambiental se muestra en la siguiente figura:

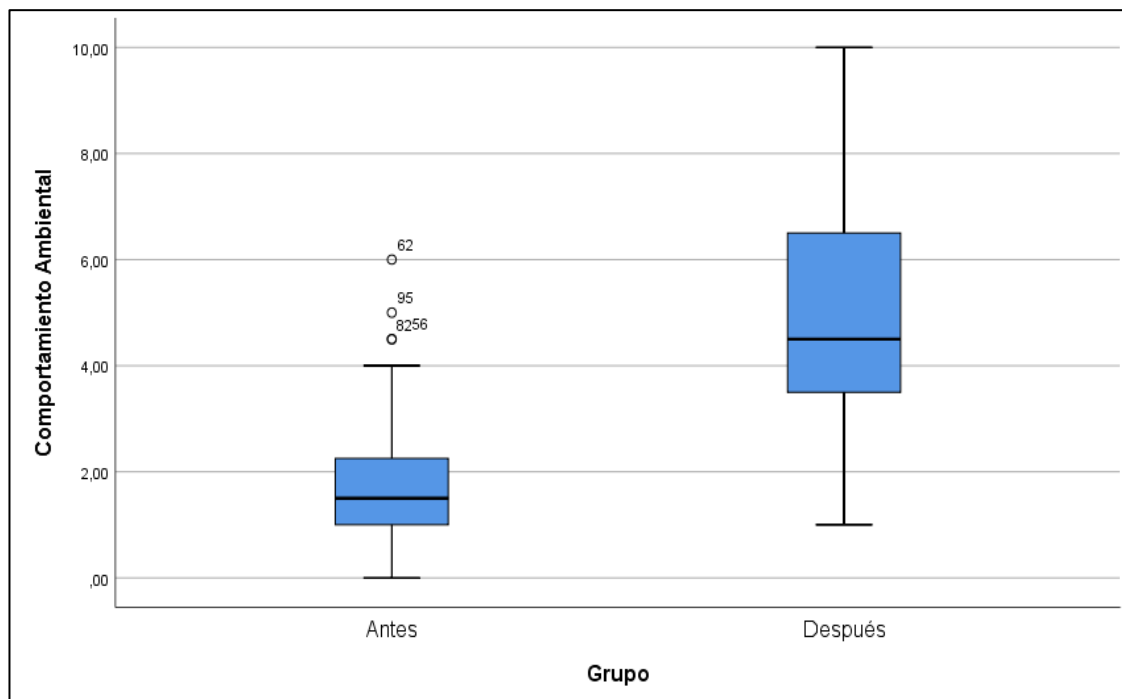


Figura 29. Nivel del comportamiento ambiental antes y después de las capacitaciones.

La Figura 29 ilustra el incremento del nivel de comportamiento ambiental, desde la etapa inicial (Antes) a la etapa final (Después). Se observa mayor dispersión en las calificaciones finales. El valor p obtenido para la prueba no paramétrica de Wilcoxon, con nivel de confianza 95%, es igual a 0.000, lo que indica que la diferencia observada es significativa.

Resultados similares se obtuvieron en las investigaciones realizadas por Álvarez y Vega (2010) quienes observaron que luego de aplicadas las intervenciones educativas, “en todos los casos, los sujetos del estudio mejoraron significativamente (en términos estadísticos) sus conocimientos, actitudes y comportamientos ambientales” (Villadiego, Huffman, Guerrero, Cortecero, y Rivero, 2015, p. 14).

4.1.4. Evaluación de la capacidad fitorremediadora de la *Sphagneticola trilobata* (Margarita rastrera), en la disminución del contenido de mercurio y zinc en suelos agrícolas.

4.1.4.1. Realización del ensayo de fitorremediación utilizando *Sphagneticola trilobata* (Margarita rastrera) en suelos contaminados con Hg y Zinc.

Los análisis de Hg en Margarita rastrera en suelo contaminado revelaron que el nivel de Hg en raíces fue de 12,57 mg/kg y de 0,08 mg/kg en la zona aérea (tallo/hojas), tal como se muestra en la Figura 30. Resultados que concuerdan con el estudio de Marrugo *et al.* (2015), en el cual los niveles de Hg en cada uno de los tratamientos fueron más altos en las raíces (584 mg/kg) de *Jatropha curcas* (piñón de tempate o jatrofa) que en la zona aérea (90 mg/kg). Del mismo modo, en el estudio efectuado por Smolinska y Szczodrowska (2016), el 90% (1,25 mg/kg) del total de Hg se acumuló en las raíces de *L. sativum* L. (ajo). También se ha observado una mayor acumulación de Hg en raíces de *Allium cepa* (Durango, Díaz, Marrugo, Cruz y Enamorado, 2016); y de *Marrubium vulgare* (marrubio) (Martinez, 2018).

De acuerdo a Mejía (2011) la absorción de Hg desde el suelo a las plantas es baja, debido a las adaptaciones específicas al estrés por metales que se basan en mecanismos de resistencia, que reducen la entrada del metal a la planta, constituyéndose en una barrera para la translocación desde las raíces a las partes aéreas. Además, se debe recalcar que la especiación es importante para expandir la velocidad de transporte del mercurio. Ya que según Ranieri *et al.* (2019) en la fitorremediación se parte del mercurio natural (Hg⁰) que después se transforma en mercurio iónico (Hg^{II}) constituyéndose en una forma más móvil en las plantas.

Por lo que Buelvas y Rodríguez (2017); Olivares *et al.* (2013) señalan que altos valores de Hg en el suelo, sólo producen aumentos leves del metal en las hojas y que se vincula a una diversidad de elementos como: el tipo y composición de suelos, la genética de la planta, el comportamiento del metal, el estado REDOX y la especiación química. Así mismo, López-Tejedor, Sierra,

Rodríguez y Millán (2010) indican que la transferencia del mercurio a la planta a través de las raíces obedece a la cantidad de mercurio fácilmente disponible (soluble + intercambiable) y es que Millán *et al.* (2007) afirman que, la determinación del Hg total no sería indicativo del grado real de exposición de la planta al metal.

De acuerdo a los datos obtenidos en la Figura 30, el nivel de Hg en el suelo contaminado disminuyó de 26,53 mg/kg a 10,82 mg/kg luego de un periodo de 60 días. Por tanto, se evidencia que la Margarita rastrea absorbe mercurio hasta reducir la concentración en un 59,22 %.

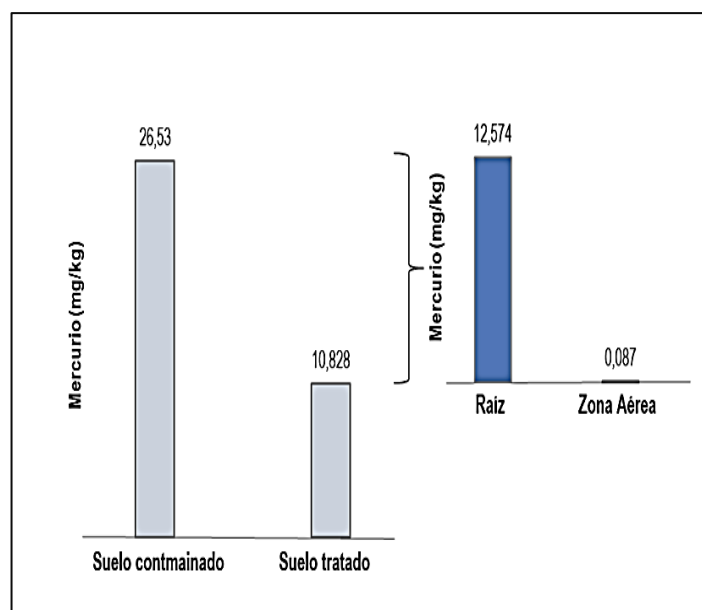


Figura 30. Concentraciones de Hg en suelo contaminado luego de 60 días de tratamiento con Margarita rastrea

De acuerdo a la Universidad de los Andes (2020), al aumentar el tiempo de exposición de ciertas plantas de la familia Asteraceae a Hg, el nivel de este metal en el suelo disminuye, ya que, según Teles, Rodrigues, Silva y Araújo, (2013); Kumar (2008), el tiempo de exposición de plantas fitorremediadoras de Hg, es directamente proporcional a la extracción del mismo.

Estos resultados de la Figura 30, se relacionan con los hallazgos de Ranieri *et al.* (2019) que obtuvieron una reducción de Hg de 15,5 mg/kg a 7,4 mg/kg en suelo tratado con *H. annuus* (girasol), lo que representa un 52.3 %; es

decir, los resultados aquí obtenidos son comparables con la literatura reportada.

Por otra parte, Rodríguez *et al.* (2005) alcanzaron una disminución de Hg de 29,17 mg/kg a 20,32 mg/kg en suelo, empleando *Triticum aestivum* (trigo); es decir, reducción del 30.33%.

Continuando con el análisis de resultados, en la Figura 31 se observa que los niveles de Zn en *Sphagneticola trilobata* fueron de 70,145 mg/kg en las raíces y de 24,392 mg/kg en la zona aérea (tallo/hojas). Estos datos son similares, a los hallados en un estudio realizado con *Physalis minima* (uvilla), donde el nivel de Zn fue de 74.79 mg/kg en la raíz, de 31.01 mg/kg en las hojas y de 28.46 mg/kg en el tallo (Subhashini y Swamy, 2013). Así mismo, Kassas, Sharaf, Mousa y Niazy (2003) encontraron concentraciones altas de Zn en las raíces (673.00 mg/kg) de *Helianthus annuus* (girasol) en relación a su zona aérea (129.00 mg/kg). Y es que, según Dissanayake, Tennakoon y Priyanta (2002) la capacidad de absorción de Zn por *Sphagneticola trilobata* puede atribuirse a la gran cantidad de parénquima en sus tejidos.

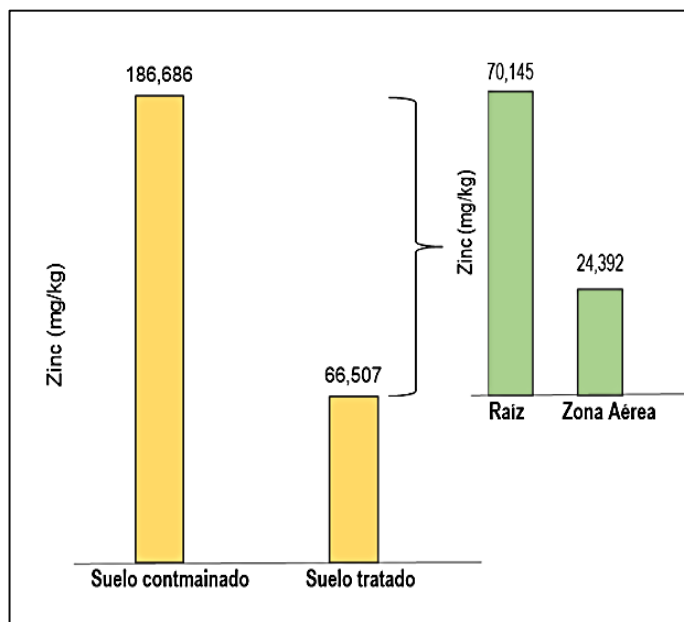


Figura 31. Concentraciones de Zn en suelo contaminado luego de 60 días de tratamiento con Margarita rastrea

En consecuencia, el nivel de Zn en el suelo contaminado disminuyó de 186,686 mg/kg a 66,507 mg/kg, es decir, se obtuvo una reducción de 49,36

%, valores que mantienen relación con el suelo control (Figura 31). De la misma manera, Kassas, Sharaf, Mousa y Niazy (2003) obtuvieron una reducción de 50 mg/kg a 20,46 mg/kg empleando *Helianthus annuus* (girasol); Rivell, De Maria, Puschenreiter y Gherbin (2012) de 300 mg/kg a 233 mg/kg utilizando *Urtica urens* (ortiga).

Los factores de translocación (FT) y bioconcentración (FBC) se estimaron según lo propuesto por Marrugo *et al.* (2015).

Cuadro 28. FBC y FT de *Sphagneticola trilobata* en suelo contaminado

Metal	<i>Sphagneticola trilobata</i> /Suelo Contaminado		
	FBC (Raíz)	FBC (Tallo/hojas)	FT
Hg (mg/Kg)	1,16	0,008	0,006
Zn (mg/Kg)	1,055	0,367	0,348

Los factores de bioconcentración y translocación de Hg y Zn en *Sphagneticola trilobata* se observan en el Cuadro 28, donde el FBC de Hg en las raíces es de 1,16 y en la zona aérea de 0,008, con un FT de 0,006, por lo que se la considera fitoestabilizadora. Ya que según, Rodríguez (2018) reciben esta denominación las plantas con factores de bioconcentración > 1 en las raíces y factores de translocación < 1. Además, estudios realizados por Pernia *et al.* (2019) demostraron que la *Sphagneticola trilobata* es acumuladora de Cd, con un FBC de 76.34 en raíces y un FT igual a 0.27.

Marrugo *et al.* (2015) afirman que el Hg es altamente transferible durante los primeros períodos de exposición. Además, Buelvas y Rodríguez (2017); Smolinska y Szczodrowska (2016) aseveran que la mayor translocación de Hg ocurre cuando las raíces exploran un mayor volumen de suelo, promoviendo una mejor absorción del metal. Por otra parte, Dissanayake, Tennakoon y Priyanta (2002) señalan que una baja translocación, indica una resistencia al contaminante por parte de la planta para evitar efectos tóxicos en la parte superior. Esto sugiere que a medida que el tiempo de exposición aumenta, el volumen del suelo en el contenedor se convierte en un factor limitante.

El FBC de Zn en la raíz de la *Sphagneticola trilobata* fue de 1,055, mientras que en la zona aérea fue de 0,367, por lo que se obtuvo un FT de 0,348, lo que permite clasificar a esta planta como fitoestabilizadora. Estos resultados se relacionan con los de Arunakumara, Walpola y Yoon (2015) quienes utilizaron *Helianthus annuus* (girasol) en suelos contaminados con Zn, obteniendo un FBC de 0.973 en raíces y un FT de 0.464; y con los de Noverita y Tjong (2017) quienes determinaron un FBC de 0.78 en raíces y un FT de 0.04 en *Avicennia sp* (mangle negro), por lo que ambas especies fueron catalogadas como fitoestabilizadoras.

“Este proceso depende de la matriz del suelo y sus propiedades físicas, químicas y biológicas” (Tripti y Vimal, 2019, p. 8).

4.1.4.2. Aplicación *Sphagneticola trilobata* (Margarita rastrera) en la ribera del río de la comunidad Balsa en Medio.

Después de realizar el ensayo in situ de fitorremediación con *Sphagneticola trilobata*, la concentración de Hg en suelo se redujo de 24,88 mg/kg a 14,059 mg/kg, se detectó niveles de Hg <0,00002 mg/l en agua y de 0,087 mg/kg en sedimento (Figura 32). Estos resultados coinciden con los hallazgos de Rusnam (2016), que aplicando fitorremediación con *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua) redujo el valor del Hg de 0,1 mg/l a 0,002 mg/l. De manera similar, Jaramillo y Flores (2012) lograron un descenso de 1,2 mg/l a 0,0110 mg/l de Hg en agua mediante fitorremediación con *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua). Por su parte, Muñoz (2017) redujo la concentración de Hg en sedimento de 6,49 mg/kg a 4 ,01 mg/kg empleando fitorremediación con *Arachis pintoi* (maní forrajero).

También se obtuvo una disminución del contenido de Zn en suelo de 101,237 mg/kg a 58,146 mg/kg y se detectó un nivel de Zn de 0,1593 mg/l en agua y de 1,053 mg/kg en sedimento (Figura 32). Estos resultados coinciden con lo encontrado por Basseyy, Ajayi y Ugbaja (2018) en fitorremediación con *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua) en el cual, el Zn mostró menor reducción en agua que los demás metales estudiados (Zn>Cu>Ni>Pb>Co). Por otra parte, Aisien, Faleye y Aisien (2010) lograron una disminución de Zn

en agua de 5 mg /l a 3.09 mg /l, aplicando fitorremediación con *Eichhornia crassipes* (Jacinto de agua). A su vez, Peña y Beltrán (2014) aplicando fitorremediación con *Helianthus annuus L.* redujeron el nivel de Zn en sedimento de 426,1 mg/kg a 405,7 mg/kg. De manera semejante, Gayatri, Sailesh y Srinivas (2019) disminuyeron el nivel de Zn en sedimento de 135.16 mg/kg a 121.01 mg/kg, mediante fitorremediación con *Brassica juncea* (mostaza).

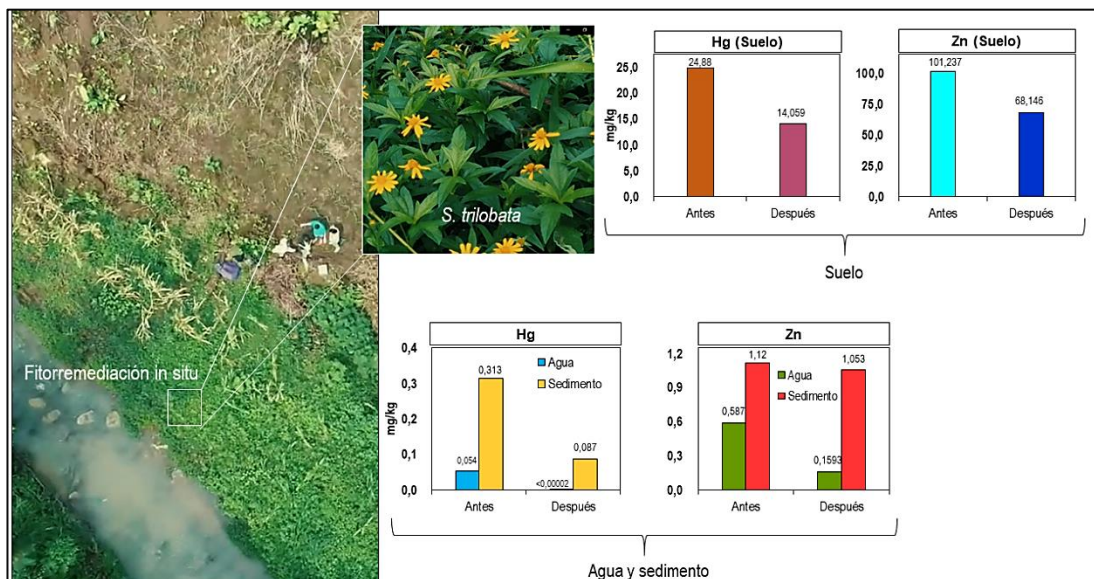


Figura 32. Concentración de Hg y Zn en: suelo, agua y sedimento en la ribera del río Carrizal.

De acuerdo a los datos de la Figura 33, el nivel de Hg para las tres especies ictícolas fue de $<0,075$ mg/Kg y para Zn estuvo en el siguiente orden: *Hoplias microlepis* (0,679 mg/Kg) > *Oreochromis niloticus* (0,202 mg/Kg) > *Aequidens rivulatus* (0,159 mg/Kg), y no aumentó la concentración en relación ensayo.

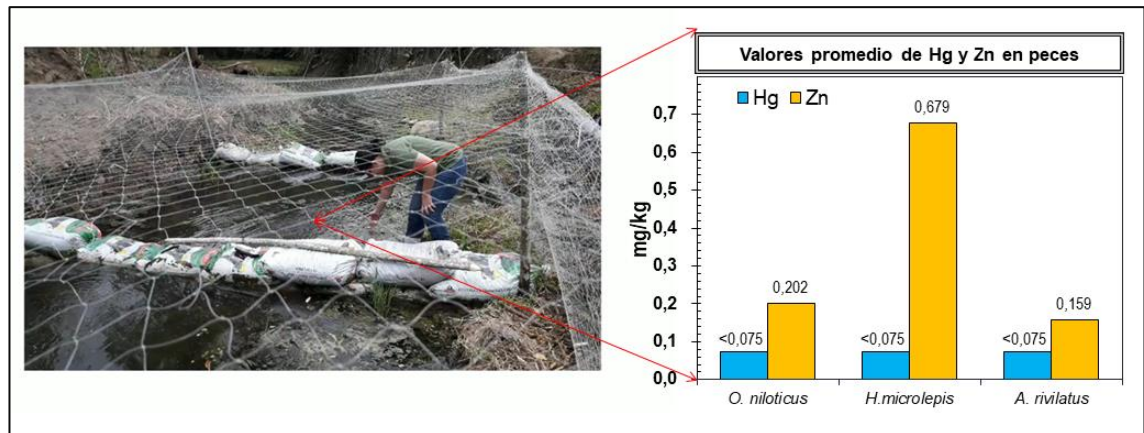


Figura 33. Concentración promedio de Hg y Zn en peces comunidad Balsa en Medio.

4.2. Contrastación de hipótesis

4.2.1. Verificación de normalidad

Para el objetivo 1 se aplicó la prueba de Shapiro-Wilks para verificar la normalidad de los datos.

Para las variables fisicoquímicas (temperatura, dureza, turbidez, sólidos totales, sólidos suspendidos, alcalinidad, pH, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, potencial Redox, sulfatos) del agua del río Carrizal:

Variable	n	Media	D.E.	W*
Agua_pH	40	7,846	0,49	0,9
A_Alcalinidad	40	264,3	88,1	0,9
A_O2Disuelto	40	8,268	2,27	1
A_Conductividad	40	327,75	130	0,8
A_Redox	40	131,456	48,7	0,9
A_Sulfatos	40	108,675	103	0,9
A_Temperatura	40	27,155	1,94	1
A_Turbidez	40	6,9	4,37	0,9
A_DurezaTransf	40	9,383	5,72	0,9
A_SolTotalesTransf	40	11,788	3,51	0,9
A_SolSuspendidosTransf	40	4,874	1,81	0,9

El valor p encontrado indica que las variables en estudio presentan normalidad ($p < 0.05$). En tal sentido, se optó por pruebas paramétricas.

Para mercurio y zinc:

	Variable	n	Media	D.E.	W*	p (Unilateral D)
Agua	Mercurio	40	1,05	0,03	0,9	0,089
	Zinc	40	1,057	0,16	0,9	0,114
Sedimento	Mercurio	39	1,111	0,03	0,9	0,812
	Zinc	40	1,072	0,06	0,8	0,785

Al conjunto de datos del objetivo 2 se aplicaron las siguientes pruebas:

- *Oreochromis niloticus* (muestra = 30)

Pruebas de normalidad			
Shapiro-Wilk			
	Estadístico	gl	Sig.
Mercurio	,976	30	,713
Zinc	,846	30	,001

El valor p encontrado indica que los datos de la variable mercurio presentan normalidad ($p > 0.05$) por lo que se realizaron pruebas paramétricas. Mientras que los datos de zinc no presentan normalidad ($p < 0.05$), motivo por el cual se aplicaron pruebas no paramétricas.

- *Hoplias microlepis* (muestra = 54)

Pruebas de normalidad			
Kolmogorov-Smirnov ^a			
	Estadístico	gl	Sig.
Mercurio	,186	54	,000
Zinc	,203	54	,000

a. Corrección de significación de Lilliefors

El conjunto de datos para mercurio y zinc en *Hoplias microlepis* no presenta normalidad ($p < 0.05$), por lo que se aplicaron pruebas no paramétricas.

- *Aequidens rivulatus* (muestra = 54)

Pruebas de normalidad			
Kolmogorov-Smirnov ^a			
	Estadístico	gl	Sig.
Mercurio	,361	54	,000
Zinc	,190	54	,000

a. Corrección de significación de Lilliefors

Para los datos de mercurio y zinc en *Aequidens rivulatus* se optó por pruebas no paramétricas, pues el valor p encontrado indica que las variables en estudio no presentan normalidad ($p < 0.05$).

En el objetivo 3 se aplicó la prueba de Kolmogorov Smirnof para verificar la normalidad de los datos (muestra = 52, mayor que 50).

Pruebas de normalidad			
Kolmogorov-Smirnov ^a			
	Estadístico	Gl	Sig.
Calificación Conocimiento Después	,221	52	,000
Calificación Comportamiento Después	,125	52	,042
Calificación Conocimiento Antes	,196	52	,000
Calificación Comportamiento Antes	,214	52	,000

a. Corrección de significación de Lilliefors

El valor p encontrado indica que las variables en estudio no presentan normalidad ($p < 0.05$). En tal sentido, se optó por pruebas no paramétricas.

4.2.2. Verificación de hipótesis

En el objetivo 1 se planteó las hipótesis:

- ✓ H_0 : no existe relación del contenido de mercurio y zinc en el agua y sedimentos del río Carrizal, con las variables fisicoquímicas.
- ✓ H_1 : existe relación del contenido de mercurio y zinc en el agua y sedimentos del río Carrizal, con las variables fisicoquímicas.

Homogeneidad:

Variable	Grupo(1)	Grupo(2)	N(1)	N(2)	Var(1)	Var(2)	f	p
pH	{1,00}	{2,00}	20	20	0,28	0,22	1,31	0,5571
Alcalinidad	{1,00}	{2,00}	20	20	8129,92	7789	1,04	0,9266
Oxígeno disuelto	{1,00}	{2,00}	20	20	5,48	3,33	1,65	0,2844
Conductividad eléctrica	{1,00}	{2,00}	20	20	18226,05	16384	1,11	0,8188
Potencial Redox	{1,00}	{2,00}	20	20	3220,28	1474	2,18	0,0968
Sulfatos	{1,00}	{2,00}	20	20	10615,84	11120	0,95	0,9205
Temperatura	{1,00}	{2,00}	20	20	4,83	2,76	1,75	0,2324
Turbidez	{1,00}	{2,00}	20	20	19,46	19,63	0,99	0,9852
Dureza	{1,00}	{2,00}	20	20	33,95	33,15	1,02	0,9592
Sólidos totales	{1,00}	{2,00}	20	20	13,14	12,09	1,09	0,8577
Sólidos Suspendidos	{1,00}	{2,00}	20	20	3,37	3,36	1,00	0,9915

H₁ se cumple cuando se observan las pruebas de homogeneidad de la varianza y normalidad de los datos de las variables mercurio y zinc contenidas en el agua y sedimentos; lo que permitió la realización del análisis de varianza y con esto la determinación de la significancia de los factores en estudio. Además, conllevó a la realización de la asociación de los metales en agua y sedimento.

En el objetivo 2 se plantearon las siguientes hipótesis:

- ✓ H₀: no existe diferencias estadísticamente significativas en las concentraciones de mercurio y zinc en tejido branquial, hepático y muscular de los peces, durante los meses de estudio.
- ✓ H₁: existe diferencias estadísticamente significativas en las concentraciones de mercurio y zinc en tejido branquial, hepático y muscular de los peces, durante los meses de estudio.

Para *Oreochromis niloticus*:

Para los datos del mercurio se aplicó la prueba paramétrica T con un 95% de confianza.

Prueba para una muestra						
	t	Gl	Sig. (bilateral)	Diferencia de medias	95% de intervalo de confianza de la diferencia	
					Inferior	Superior
Mercurio	42,167	29	,000	,270800	,25767	,28393

Dado que el valor p encontrado fue de 0,000, se acepta H₁.

En el caso del zinc se aplicó la prueba no paramétrica de Wilcoxon:

Estadísticos de prueba ^a	
Tejidos – Zinc	
Z	-4,782 ^b
Sig. asintótica(bilateral)	,000

a. Prueba de rangos con signo de Wilcoxon

b. Se basa en rangos negativos.

Puesto que el valor p obtenido para esta prueba, igual a 0.000 e indica que la diferencia observada es significativa, se acepta H₁.

Para *Aequidens rivulatus*:

Estadísticos de prueba ^a		
	Tejido - Zinc	Tejido - Mercurio
Z	-6,393 ^b	-3,810 ^b
Sig. asintótica(bilateral)	,000	,000

a. Prueba de rangos con signo de Wilcoxon

b. Se basa en rangos negativos.

Al realizar la prueba no paramétrica de Wilcoxon en los parámetros mercurio y zinc, con nivel de confianza 95%, se obtuvo un valor p de 0.000 lo que indica que la diferencia observada es significativa y, por lo tanto, se acepta H₁.

Para *Hoplias microlepis*:

La prueba no paramétrica escogida fue la de Wilcoxon, con nivel de confianza 95%.

Estadísticos de prueba^a		
	Tejido - Mercurio	Tejido - Zinc
Z	-4,447 ^b	-5,214 ^b
Sig. asintótica(bilateral)	,000	,000

a. Prueba de rangos con signo de Wilcoxon

b. Se basa en rangos negativos.

El valor p obtenido para esta prueba para los parámetros mercurio y zinc, es igual a 0.000, indica que la diferencia observada es significativa y, por lo tanto, se acepta H_1 .

En el objetivo 3 se planteó como hipótesis:

Para el conocimiento ambiental:

- ✓ H_0 : el nivel de conocimiento ambiental de los participantes es igual antes y después de la intervención.
- ✓ H_1 : el nivel de conocimiento ambiental de los participantes es menor antes que después de la intervención

La prueba no paramétrica escogida fue la de Wilcoxon, con nivel de confianza 95%.

Estadísticos de prueba^a			
	Calificación	Conocimiento	Antes - Conocimiento Después
Z		-6,351 ^b	
Sig. asintótica(bilateral)		,000	

a. Prueba de rangos con signo de Wilcoxon

b. Se basa en rangos positivos.

El valor p obtenido para esta prueba, igual a 0.000, indica que la diferencia observada es significativa.

Para el comportamiento ambiental:

- ✓ H_0 : el nivel de comportamiento ambiental de los participantes es igual antes y después de la intervención
- ✓ H_1 : el nivel de comportamiento ambiental de los participantes es menor antes que después de la intervención

Estadísticos de prueba^a	
	Calificación Comportamiento Antes - Calificación Comportamiento Después
Z	-6,310 ^b
Sig. asintótica(bilateral)	,000

a. Prueba de rangos con signo de Wilcoxon

b. Se basa en rangos positivos.

El valor p para esta prueba, igual a 0.000, permite rechazar H_0 . Esto implica que el incremento observado es significativo.

Para el objetivo 4 se planteó como hipótesis:

- ✓ H_0 : la *Sphagneticola trilobata* (Margarita rastrera) no disminuye el contenido de mercurio y zinc en suelos agrícolas.
- ✓ H_1 : la *Sphagneticola trilobata* (Margarita rastrera) disminuye el contenido de mercurio y zinc en suelos agrícolas.

La *Sphagneticola trilobata* disminuyó el contenido de mercurio en un 43.49% y el de zinc en un 42.56% en suelos agrícolas; por lo tanto, se acepta H_1 .

4.3. Presentación de resultados

4.3.1. Análisis de la relación del contenido de mercurio y zinc en el agua y sedimentos del Rio Carrizal, con las variables fisicoquímicas.

4.3.1.1. Establecimiento de los puntos de muestreo.

En primera instancia se realizó el reconocimiento de la subcuenca con lo que se obtuvo información útil para la elaboración de mapas temáticos que describieron la geología, hidrografía, y climatología del lugar, además de fuentes de contaminación puntual y difusa (centros poblados y zonas urbanas).

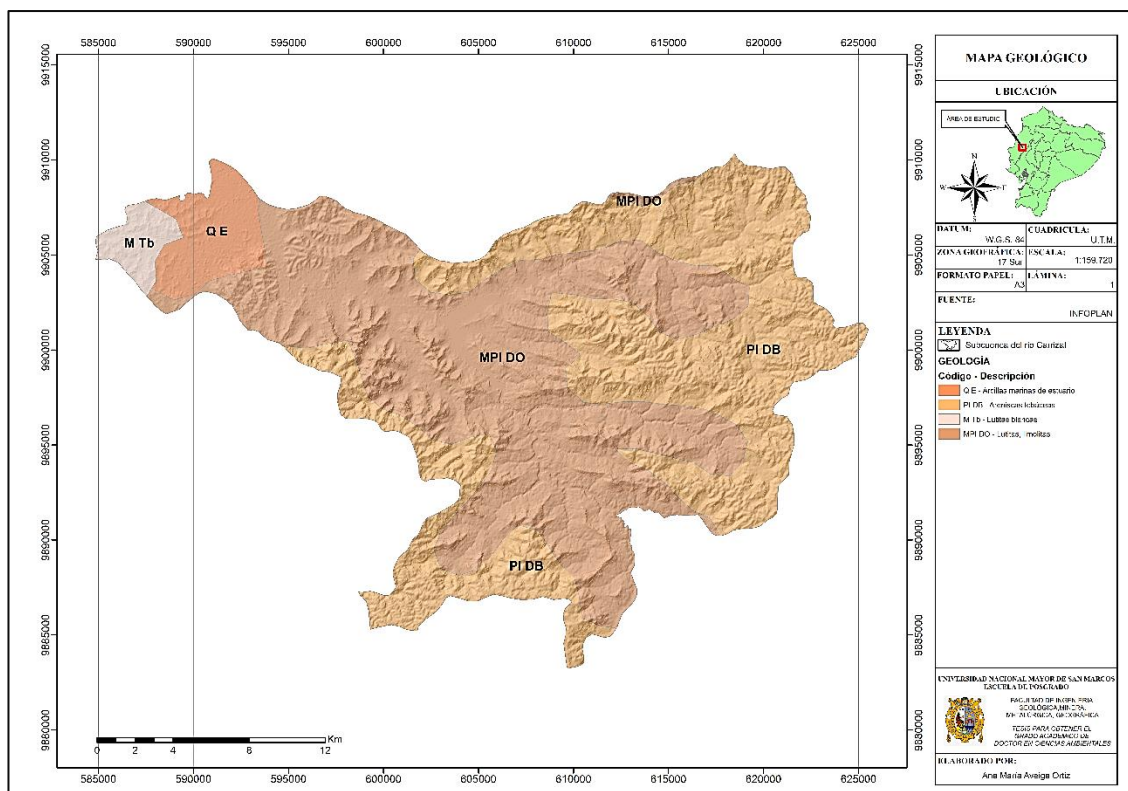


Figura 34. Mapa geológico de la subcuenca Carrizal. Fuente. Elaboración propia.

Análisis: En la Figura 34 se puede observar la litología de la subcuenca del río Carrizal, donde el 50% de su Área está compuesta de lutitas y limolitas, que data del periodo mioceno y plioceno, el 42% del área que ocupa la subcuenca está compuesta por areniscas tobáceas procedentes del periodo plioceno, el 5% está compuesto de arcillas marinas de estuario que datan del periodo cuaternario, mientras que el 2% restante son lutitas blancas del mioceno.

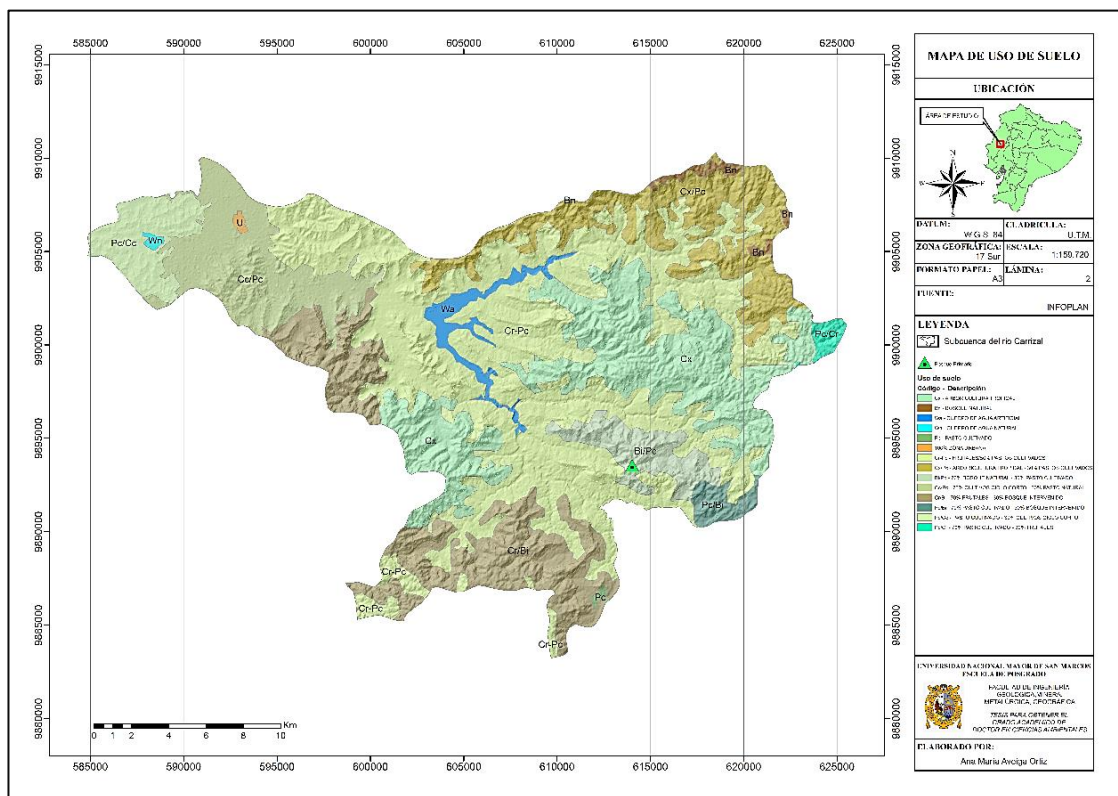


Figura 35. Mapa de uso de suelo de la subcuenca Carrizal. Fuente. Elaboración propia.

Análisis: El uso de suelo de la subcuenca del río Carrizal es utilizado en su mayoría para agricultura, sobre todo en cultivo de pastos, bosques frutales, cultivos de ciclo cortos, aunque también existen extensiones de bosques naturales, zonas urbanas y cuerpos de aguas natural y artificial.

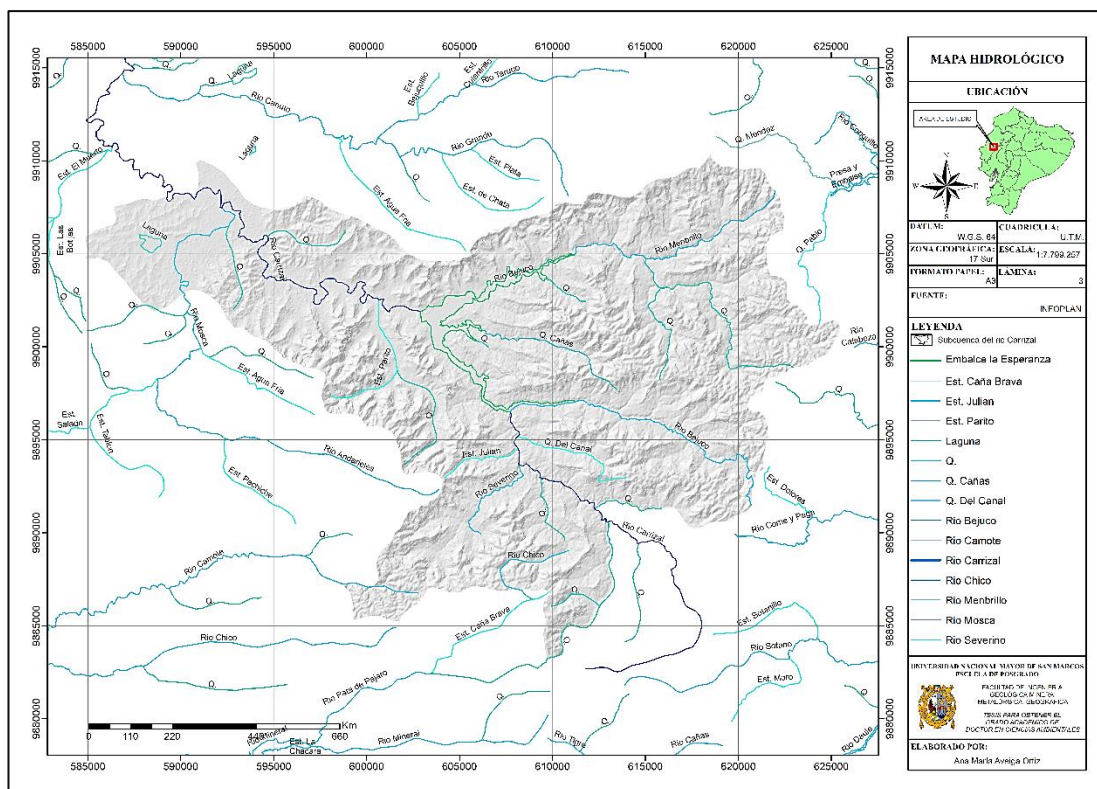


Figura 35. Mapa hidrológico de la subcuenca Carrizal. Fuente. Elaboración propia.

Análisis: En la Figura 36 se puede observar el río Carrizal considerado como el cauce principal de la subcuenca con una extensión aproximada de 80 km, en el convergen diferentes ríos, quebradas y esteros de la zona, entre los principales están el río Bejuco, el río Cañas, el río Menbrillo, río Severino.

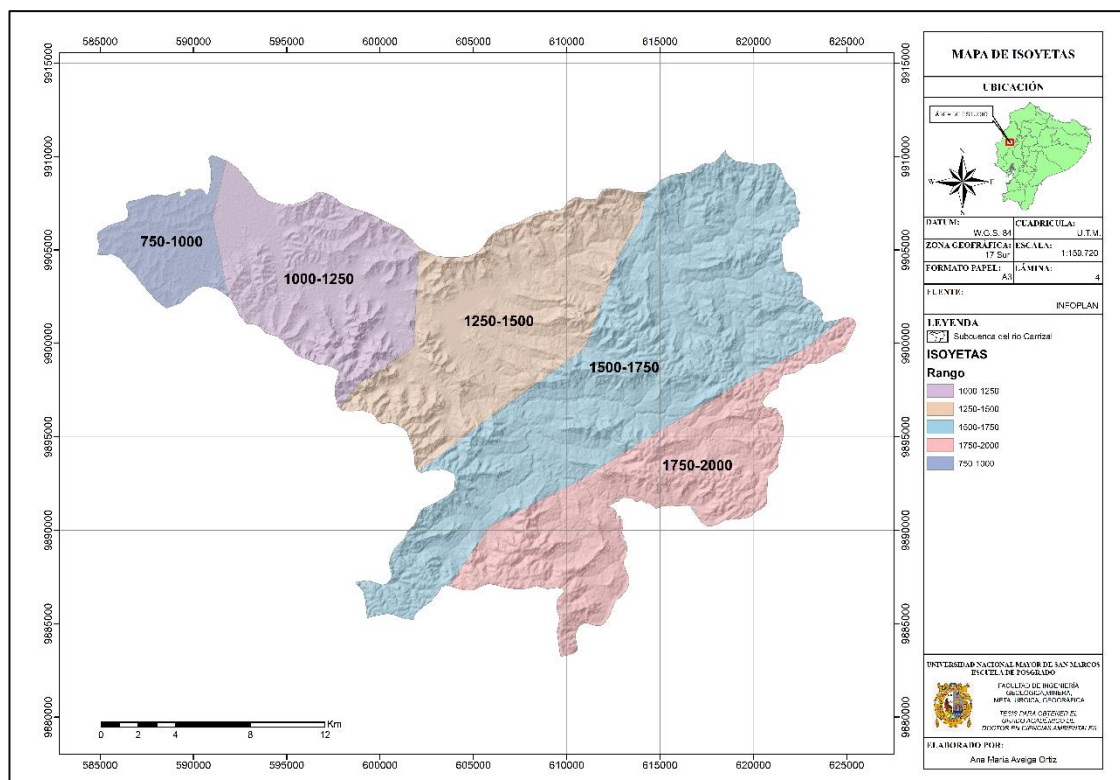


Figura 36. Mapa de isoyetas de la subcuenca Carrizal. Fuente. Elaboración propia.

Analisis: En la Figura 37 se observa el rango de las isoyetas o precipitaciones medias en la subcuenca del río Carrizal, en la zona alta de la subcuenca el rango de precipitación comprende de los 1500 a los 1700 mm/cm³, en la zona media de 1250 a 1500 mm/cm³, mientras que en la zona baja el registro de precipitaciones va desde los 750 a 1250 mm/cm³

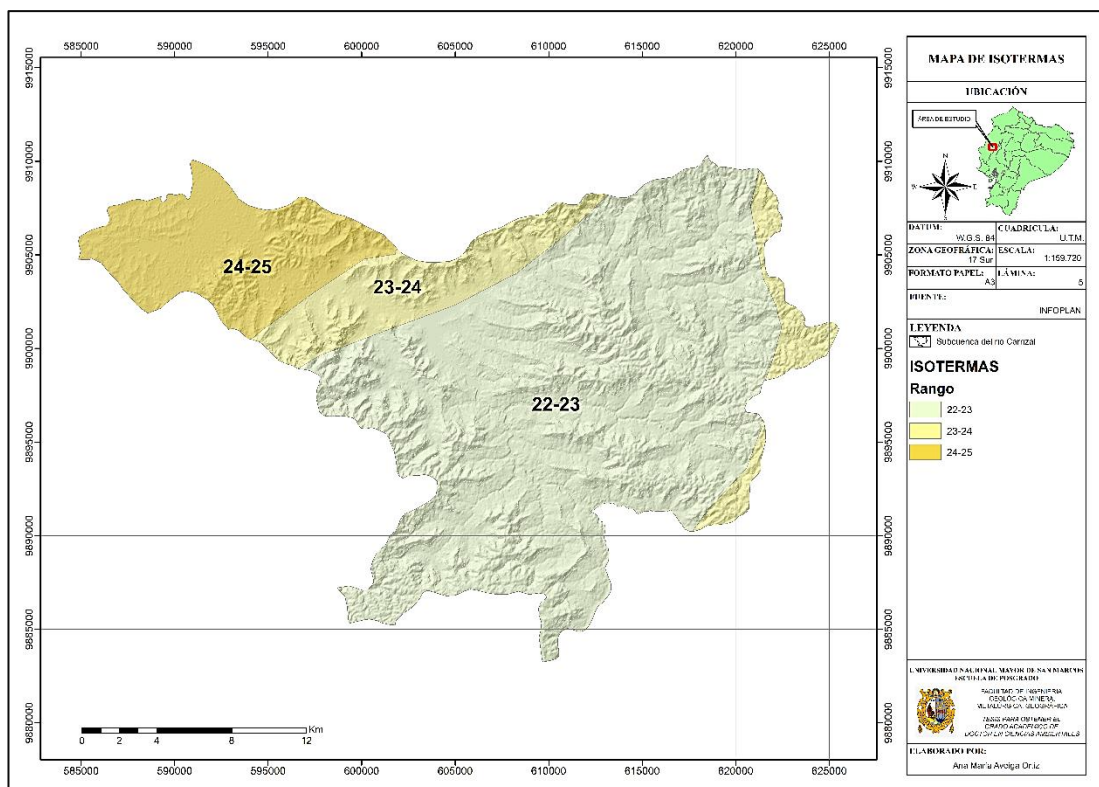


Figura 37. **Mapa de isothermas de la subcuenca Carrizal.** Fuente. Elaboración propia.

Análisis: En la Figura 38 se observa el rango de las isothermas o temperaturas medias en la subcuenca del río carrizal, en la zona alta de la subcuenca el rango de temperatura comprende de los 22 a 23°C, y en la zona baja de de 24 a 25°C.

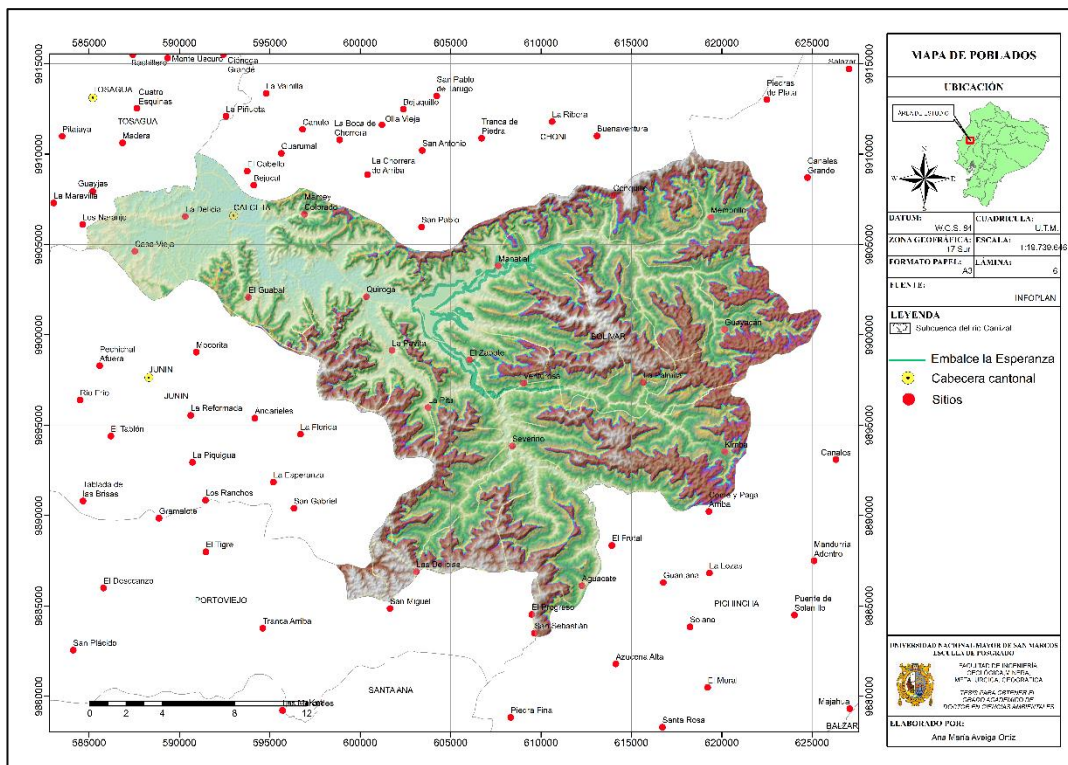


Figura 38. Mapa de poblados de la subcuenca Carrizal. Fuente. Elaboración propia.

Análisis: En la Figura 39 se observan todos los poblados existentes dentro de la subcuenca como fuera de ella en el que se registraron las zonas donde hay más actividad antropogénica y si se desarrollan las mismas cerca a algún cuerpo de agua.

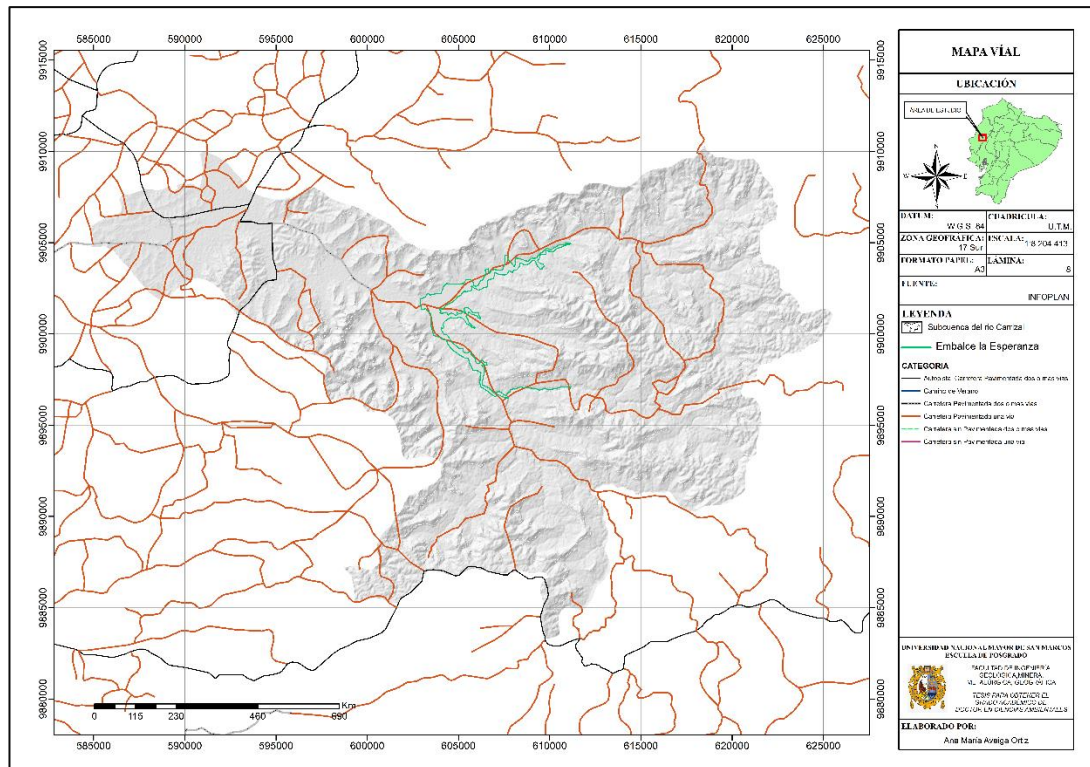


Figura 39 . Mapa de red vial de la subcuenca Carrizal. Fuente. Elaboración propia.

Análisis: En la Figura 40 se observa la red vial que cruza la subcuenca del río Carrizal, en la que se distinguen la red principal, las interestatales y mayormente los caminos de verano.

Respecto al análisis de las entrevistas aplicadas, en la zona de influencia directa del río Carrizal (microcuenca, embalse y subcuenca), se estableció que los principales cultivos que se siembran son: maíz, maní, arroz, cacao, frejol de palo, yuca, café, plátano entre los meses de agosto a marzo, sumados a estos están el pimiento, sandía, haba, zapallo y el pasto en las comunidades de Julián, Tigre, Río Chico, Balsa en Medio, San Bartolo, La Karina, Carrizal y Bejuco.

Los residuos de cosecha se destinan para alimento del ganado, abono o se queman. Entre los plaguicidas que más se utilizan están: la urea, gramoxone, glifosato y malation. Respecto a la disposición final de los recipientes, éstos tienen dos vías: se entierran en el suelo y se queman. El lavado de las bombas utilizadas en la fumigación se realiza mayormente en el lugar de cultivo y muy pocos lo lavan en esteros o quebradas de la zona. Los residuos sólidos

domésticos se queman en su mayor parte o son dispuestos a través del recolector de basura en los horarios establecidos.

La descarga de las aguas residuales se realiza directamente en el suelo, pozas sépticas y otras por tuberías que llegan directamente al embalse o río. Las actividades productivas que vierten aguas residuales al río, corresponden a la actividad pecuaria y a la ubicación de letrinas provenientes de los asentamientos humanos ubicados en las riberas de los cuerpos hídricos.

En el embalse los medios de transporte que más se utilizan son: canoas, lanchas y la gabarra, y en menor proporción los automóviles; los combustibles que usan estas embarcaciones son gasolina y aceite de motor, en el caso de las canoas. Entre las especies de peces más comunes se encuentran: la Dica, Lisa, Tilapia, Vieja, Guanchiche, Barbudo, Dama, Vante, siendo capturada con más frecuencia la Tilapia y la Vieja y la época del año en la que se más se pescan es de agosto a octubre.

Respecto al análisis de la microcuenca se encontró que hay un desconocimiento sobre las actividades productivas que vierten descargas a los cuerpos de agua, así como las especies de peces existentes especialmente en las comunidades de Tigre, Julián y Río Chico.

Partiendo de la información anterior, se determinaron los siguientes puntos de muestreo y se registraron en el Sistema de Posicionamiento Satelital (GPS) en coordenadas UTM y en el sistema WGS84 (Ver Figura 41 y Cuadro 29).

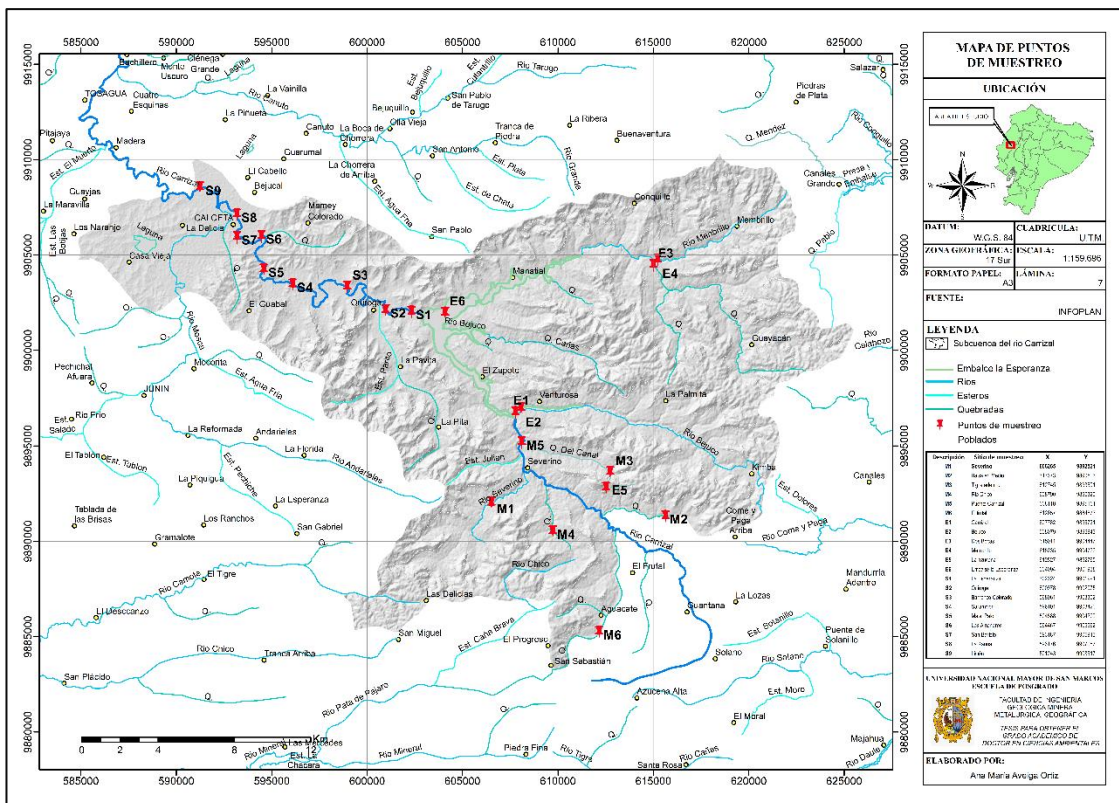


Figura 40. Mapa de muestreo de la subcuenca Carrizal. Fuente. Elaboración propia.

Análisis: En la Figura 41 se puede observar los puntos de muestreo distribuidos por el cauce del río carrizal desde el sitio El Frutal hasta el sitio El Limón, área que comprende la subcuenca del río Carrizal.

Cuadro 29. Cuadro explicativo de los puntos de muestreo en la Microcuenca, Embalse La Esperanza y Subcuenca del Río Carrizal

Zona	Puntos de muestreo	Coordenadas		Descripción de la estación	Impactos
		X	Y		
Microcuenca del Río Carrizal	M0	612527	9892765	La Azucena	Contaminación del suelo por actividades agropecuarias
	M1	606265	9892521	Severino	Contaminación del suelo por actividades agropecuarias
	M2	617373	9890506	Balsa en Medio	Contaminación del suelo por actividades agropecuarias
	M3	612745	9893591	Tigre adentro	Contaminación del agua por actividades agropecuarias
	M4	608790	9890320	Río Chico	Contaminación del agua y suelo por actividades agropecuarias
	M5	608110	9895161	Puente Carrizal	Contaminación del agua y suelo por actividades agropecuarias
	M6	612657	9884873	El frutal	Contaminación del agua y suelo por actividades agropecuarias
Embalse La Esperanza	E1	607765	9896943	Carrizal	Contaminación del agua por actividades agropecuarias
	E2	608079	9896943	Bejuco	Contaminación del agua por circulación de vehículos acuáticos y actividades agropecuarias
	E3	615011	9904447	Dos Bocas	Contaminación del agua por circulación de vehículos acuáticos y actividades agropecuarias
				Membrillo	Contaminación del agua por circulación de vehículos acuáticos y actividades agropecuarias
	E4	615235	9904722		
E5	604094	9901938	Embalse La Esperanza	Contaminación del agua por circulación de vehículos acuáticos y actividades agropecuarias	
Subcuenca del Río Carrizal	S1	602324	9901991	La Esperanza	Contaminación del suelo por actividades agropecuarias
	S2	600978	9902075	Quiroga	Contaminación del suelo, presión sobre los RRNN por actividades agropecuarias
	S3	598961	9903302	Barranco Colorado	Contaminación del suelo, presión sobre los RRNN por actividades agropecuarias
	S4	596101	9903420	Sarampión	Contaminación del suelo, presión sobre los RRNN por actividades agropecuarias
	S5	594588	9904209	Mata Palo	Contaminación del suelo, presión sobre los RRNN por actividades agropecuarias
	S6	594467	9905962	Los Almendros	Contaminación del suelo, presión sobre los RRNN por actividades agropecuarias
	S7	593187	9905913	San Bartolo	Contaminación del suelo y del agua por actividades turísticas
	S8	593176	9907087	La Karina	Contaminación del agua por establecimientos humanos
	S9	591243	9908517	Limón	Contaminación del agua por establecimientos humanos, actividades agropecuarias y presencia de una bananera

SST (mg/l)	M0	8	10	—	Máximo incremento de 10% de la condición natural	—	—	—	≤ 100	—	—
	M1	4	5								
	M2	12	14								
	M3	17	18								
	M4	7	6								
	M5	8	8								
	M6	5	4								
Turbidez(UNT)	M0	4	5	100	—	—	5	—	—	—	—
	M1	1	1								
	M2	2	2								
	M3	1	1								
	M4	1	1								
	M5	6	6								
	M6	1	1								
SO ₄ ⁻² (mg/l)	M0	212	200	500	—	250	250	1000	—	—	—
	M1	25	26								
	M2	24	25								
	M3	16	15								
	M4	26	26								
	M5	10	10								
	M6	119	120								
Hg (mg/l)	M0	ND	ND	0,006	0,0002	0,001	0,001	0,001	0,0001	0,000026	0,001
	M1	0.032	0.105								
	M2	0.112	0.139								
	M3	0.056	0.115								
	M4	0.012	0.147								
	M5	0.025	0.148								
	M6	0.048	0.091								
Zn (mg/l)	M0	ND	ND	—	0,03	2,0	3	2	0,12	0,007	0,5
	M1	0.058	0.070								
	M2	0.057	0.089								
	M3	0.011	0.148								
	M4	0.016	ND								
	M5	0.031	0.178								
	M6	0.051	0.238								

TULSMA T1(Texto Unificado de la Legislación Secundaria, libro VI anexo 1 del Ministerio del Ambiente-Ecuador para criterios de calidad de fuentes de agua para consumo humano y uso doméstico)

TULSMA T2(Texto Unificado de la Legislación Secundaria, libro VI anexo 1 del Ministerio del Ambiente-Ecuador para criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces)

TULSMA T3(Texto Unificado de la Legislación Secundaria, libro VI anexo 1 del Ministerio del Ambiente-Ecuador para criterios de calidad de aguas para riego agrícola)

ECA C1SA1 (Estándares de Calidad Ambiental para Agua del Ministerio del Ambiente-Perú, Anexo, Categoría 1: Poblacional y recreacional. Subcategoría A1: Aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable, Aguas que pueden ser potabilizadas con desinfección)

ECA C3D1 (Estándares de Calidad Ambiental para Agua del Ministerio del Ambiente-Perú, Anexo, Categoría 3: Riego de vegetales y bebida de animales. Subcategoría D1: Agua para riego no restringido)

ECA C4E2 (Estándares de Calidad Ambiental para Agua del Ministerio del Ambiente-Perú, Anexo, Categoría 4: Conservación del ambiente acuático. Subcategoría E2: Ríos. Costa y sierra)

CAR (Normativa Internacional Directrices Canadienses de Calidad del Agua para la Protección de la Vida Acuática)

EUR (Límite máximo permisible para aguas continentales de acuerdo a la directiva 75/440/EEC de la Unión Europea)

De las siete áreas, en el Puente Carrizal (punto M5) la temperatura y turbidez superan los estándares de calidad para agua, del Ministerio del Ambiente-Perú, en los meses de agosto y octubre.

Los valores de sólidos suspendidos totales, en la localidad de Balsa en Medio (punto M2) y en la comunidad Tigre adentro (M3), al ser comparados con los resultados obtenidos en la Azucena (punto control M0), superan los criterios de calidad establecidos para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces del Texto Unificado de la Legislación Secundaria, libro VI anexo 1 del Ministerio del Ambiente-Ecuador (TULSMA).

Al comparar los resultados obtenidos de los metales analizados (Hg y Zn), los valores de Hg detectados en las comunidades Severino, Balsa en Medio, Tigre Adentro, Río Chico, Puente Carrizal y El frutal (M1, M2, M3, M4, M5, M6 respectivamente), superaron los límites establecidos en las normas de calidad ambiental durante meses de agosto y octubre.

La concentración de Zinc en los puntos M1, M2, M6 (agosto y octubre), y en los puntos M3 y M5 (octubre), excede los criterios de calidad establecidos para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces del TULSMA. Los tenores encontrados en M3, M5 y M6 (octubre), sobrepasaron los estándares de calidad ambiental en agua, para la conservación del ambiente acuático, en ríos de la costa y sierra, del Ministerio del Ambiente-Perú. Todos los puntos superaron el límite máximo permisible de la norma canadiense, con excepción de M4 en el mes de octubre.

El parámetro temperatura en Dos Bocas, Membrillo y Embalse La Esperanza (puntos E3, E4, E5 respectivamente), y turbidez en todos los puntos analizados, superan los estándares de calidad para agua, del Ministerio del Ambiente-Perú.

Los valores de sólidos suspendidos totales, en los puntos Bejuco, Membrillo y Embalse La Esperanza (E2, E4, E5), al ser comparados con los resultados obtenidos en la Azucena (punto control M0), superan los criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces del Texto Unificado de la Legislación Secundaria, libro VI anexo 1 del Ministerio del Ambiente-Ecuador (TULSMA).

Al comparar los resultados obtenidos de los metales analizados (Hg y Zn), los valores de Hg detectados en los puntos estudiados superaron los límites establecidos en las normas de calidad ambiental durante meses de agosto y octubre.

La concentración de Zinc en los puntos E4 (agosto y octubre), y E3, E5 (octubre), excede los criterios de calidad para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces del TULSMA. Todos los puntos superaron el límite máximo permisible de la norma canadiense en las dos épocas.

SST (mg/l)	S1	31	31	—	Máximo incremento de 10% de la condición natural	—	—	—	≤ 100	—	—
	S2	65	65								
	S3	43	43								
	S4	33	33								
	S5	43	43								
	S6	17	17								
	S7	41	41								
	S8	25	25								
	S9	32	32								
Turbidez (UNT)	S1	5	6	100	—	—	5	—	—	—	—
	S2	8	8								
	S3	9	9								
	S4	9	9								
	S5	9	9								
	S6	6	7								
	S7	5	6								
	S8	9	10								
	S9	6	5								
SO ₄ ⁻² (mg/l)	S1	263	270	500	—	250	250	1000	—	—	—
	S2	100	90								
	S3	260	270								
	S4	239	240								
	S5	102	109								
	S6	254	260								
	S7	255	260								
	S8	236	240								
	S9	121	130								
Hg (mg/l)	S1	0.147	0.113	0,006	0,0002	0.001	0.001	0.001	0.0001	0.000026	0.001
	S2	0.204	0.121								
	S3	0.362	0.060								
	S4	0.034	0.079								
	S5	0.145	0.110								
	S6	0.113	0.040								
	S7	0.052	0.123								
	S8	0.108	0.089								
	S9	0.023	0.141								
Zn (mg/l)	S1	2.392	0.020	—	0,03	2.0	3	2	0.12	0.007	0.5
	S2	0.037	0.057								
	S3	0.018	0.024								
	S4	0.049	0.033								
	S5	0.009	0.005								
	S6	1.526	0.006								
	S7	0.043	0.022								
	S8	ND	0.030								
	S9	ND	ND								

El parámetro temperatura en La Karina y El Limón (puntos S8, S9 respectivamente), y turbidez en los puntos La Esperanza y San Bartolo (S1, S7) en octubre, Quiroga, Barranco Colorado, Sarampión, Mata Palo, Los Almendros y La Karina (S2, S3, S4, S5, S6, S8) en agosto y octubre, y el punto S9 solo en agosto, superan los estándares de calidad para agua, del Ministerio del Ambiente-Perú.

Los valores de sólidos suspendidos totales, al ser comparados con los resultados obtenidos en la Azucena (punto control M0), excede los criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces del Texto Unificado de la Legislación Secundaria, libro VI anexo 1 del Ministerio del Ambiente-Ecuador (TULSMA).

Los tenores de sulfatos en los puntos S1, S3, S6, S7 sobrepasan los criterios de calidad de aguas para riego agrícola del TULSMA y los estándares para Aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable, del Ministerio del Ambiente-Perú.

Al comparar los resultados obtenidos de los metales analizados (Hg y Zn), los valores de Hg detectados en los puntos estudiados superaron los LMP de las normas de calidad ambiental durante meses de agosto y octubre.

La concentración de Zinc en el punto S1 (agosto), excede todas las normas, con excepción de los estándares para Aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable, del Ministerio del Ambiente-Perú. En punto S6 no sobrepasó los criterios de calidad de aguas para riego agrícola del TULSMA, y para Aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable y para riego no restringido del Ministerio del Ambiente-Perú. Los puntos S2, S3, S4, S7 en las dos épocas y S1 (octubre) superaron el límite máximo permisible de la norma canadiense.

Cuadro 33. Valoración de la concentración de Alcalinidad Total, Sólidos Totales y Potencial REDOX en los puntos de muestreo de la Microcuenca, Embalse y Subcuenca, según valores referenciales utilizados en otras investigaciones.

Zona	Parámetro	P u n t o	Resultados		Valores referenciales utilizados	Fuente
			Agosto	Octubre		
Microcuenca	Potencial Redox (mV)	M0	80	60	400-500 Oligotrófico / Mesotrófico ≈250 Eutrófico <100 Hipertrófico	(Søndergaard, 2009)
		M1	114	200		
		M2	150	174		
		M3	86	100		
		M4	142	140		
		M5	113	153		
		M6	84	62		
	Sólidos Totales (mg/l)	M0	360	380	Hasta 1000 mg/l	(Pérez y Quishpi, 2016)
		M1	150	155		
		M2	340	330		
		M3	130	140		
		M4	150	160		
		M5	210	200		
		M6	380	370		
	Alcalinidad (mg/l)	M0	61	68	Baja < 75 Media 75-150 Alta > 150	(Quintuña y Samaniego, 2016)
		M1	224	225		
		M2	366	370		
		M3	366	370		
M4		224	230			
M5		366	350			
M6		224	225			
Embalse	Potencial Redox (mV)	E1	102	152	400-500 Oligotrófico / Mesotrófico ≈250 Eutrófico <100 Hipertrófico	(Søndergaard, 2009)
		E2	130	150		
		E3	92	133		
		E4	116	151		
		E5	131	131		
	Sólidos Totales (mg/l)	E1	140	135	Hasta 1000 mg/l	(Pérez y Quishpi, 2016)
		E2	100	105		
		E3	190	200		
		E4	180	180		
		E5	120	130		
	Alcalinidad (mg/l)	E1	366	370	Baja < 75 Media 75-150 Alta > 150	(Quintuña y Samaniego, 2016)
		E2	366	370		
		E3	366	370		
		E4	366	370		
		E5	366	370		

Subcuenca	Potencial Redox (mV)	S1	157	144	400-500 Oligotrófico/ Mesotrófico ≈250 Eutrófico <100 Hipertrófico	(Søndergaard, 2009)
		S2	178	133		
		S3	170	134		
		S4	164	144		
		S5	166	158		
		S6	170	171		
		S7	160	141		
		S8	155	149		
		S9	130	149		
	Sólidos Totales (mg/l)	S1	30	28	Hasta 1000 mg/l	(Pérez y Quishpi, 2016)
		S2	180	190		
		S3	140	150		
		S4	50	60		
		S5	100	110		
		S6	90	100		
		S7	100	100		
		S8	20	25		
		S9	160	170		
	Alcalinidad (mg/l)	S1	122	125	Baja < 75 Media 75-150 Alta > 150	(Quintuña y Samaniego, 2016)
		S2	183	190		
		S3	183	190		
		S4	183	190		
		S5	183	190		
		S6	183	190		
		S7	183	190		
		S8	183	190		
		S9	244	250		

4.3.1.3. Comparación de los resultados obtenidos de la concentración de Hg y Zn en el sedimento del río Carrizal con la normativa ambiental vigente.

Cuadro 34. Valoración de la concentración de Hg y Zn del sedimento de los puntos de muestreo de la Microcuenca, según las normas de calidad ambiental.

Parámetro	Punto	Resultados		Norma	
		Agosto	Octubre	CAN	
				ISQG	PEL
Hg (mg/Kg)	M0	ND	ND	0.17	0.486
	M1	0.163	0.194		
	M2	0.211	0.225		
	M3	0.237	0.264		
	M4	0.218	0.234		
	M5	0.202	0.190		
	M6	0.252	0.263		
Zn (mg/Kg)	M0	ND	ND	123	315
	M1	0.198	0.203		
	M2	0.435	0.456		
	M3	0.132	0.152		
	M4	0.302	0.313		
	M5	0.126	0.361		
	M6	0.106	0.125		

CAN (Directrices Canadienses de Calidad de Sedimentos para la Protección de la Vida Acuática)
 ISQG (International Standard for Quality Guidelines)
 PEL (Probable Effect Level)

Los resultados obtenidos revelan que la concentración de Hg exceden el ISQG en todos los puntos, con excepción de la Azucena (punto control M0), aunque no supera el PEL, lo que puede ocasionar efectos biológicos ocasionales sobre la vida acuática. Los valores de Zn no sobrepasan los límites establecidos.

Cuadro 35. Valoración de la concentración de Hg y Zn del sedimento de los puntos de muestreo del Embalse, según las normas de calidad ambiental.

Parámetro	P u n t o	Resultados		Norma	
				CAN	
		Agosto	Octubre	ISQG	PEL
Hg (mg/Kg)	E1	0.243	0.232	0.17	0.486
	E2	0.232	0.227		
	E3	0.256	0.203		
	E4	0.234	0.206		
	E5	0.245	0.229		
Zn (mg/Kg)	E1	0.036	0.074	123	315
	E2	0.103	0.143		
	E3	0.031	0.112		
	E4	0.054	0.577		
	E5	0.041	0.285		

Los resultados obtenidos revelan que la concentración de Hg exceden el ISQG en todos los puntos, aunque no supera el PEL, lo que puede ocasionar efectos biológicos ocasionales sobre la vida acuática. Los valores de Zn no sobrepasan los LMP.

Cuadro 36. Valoración de la concentración de Hg y Zn del sedimento de los puntos de muestreo de la Subcuenca, según las normas de calidad ambiental.

Parámetro	P u n t o	Resultados		Norma	
				CAN	
		Agosto	Octubre	ISQG	PEL
Hg (mg/Kg)	E1	0.243	0.232	0.17	0.486
	E2	0.232	0.227		
	E3	0.256	0.203		
	E4	0.234	0.206		
	E5	0.245	0.229		
Zn (mg/Kg)	E1	0.036	0.074	123	315
	E2	0.103	0.143		
	E3	0.031	0.112		
	E4	0.054	0.577		
	E5	0.041	0.285		

Los resultados obtenidos revelan que la concentración de Hg en el punto La Esperanza (S1) no supera los criterios de calidad, pero el resto de los puntos, exceden el ISQG (en ambas épocas), aunque solo se supera el PEL en

Sarampión (S4) en octubre, lo que puede ocasionar efectos bilógicos frecuentes sobre la vida acuática, en esta zona. Los valores de Zn no sobrepasan los LMP.

4.3.2. Análisis de la bioacumulación de mercurio y zinc en tejido branquial, hepático y muscular de dos especies nativas de peces (*Hoplias microlepis* y *Aequidens rivulatus*) y una introducida (*Oreochromis niloticus*).

Cuadro 37. Valoración de la concentración de Hg y Zn en músculo, hígado y branquias de *Oreochromis niloticus* en los puntos de muestreo del Embalse, según las normas de calidad ambiental.

Parámetro	Tejido	Punto	Resultados		Normas			
			Agosto	Octubre	México por la NOM-027-SSA1-1993	EFSA	Codex Alimentarius de la FAO/OMS	EUR
Hg (mg/Kg)	Músculo	E1	0.230	0.218	1	0.5	0.5	0.5
		E2	0.279	0.257				
		E3	0.314	0.298				
		E4	0.297	0.265				
		E5	0.267	0.248				
	Hígado	E1	0.286	0.232				
		E2	0.276	0.253				
		E3	0.283	0.264				
		E4	0.289	0.236				
		E5	0.237	0.215				
	Branquias	E1	0.343	0.312				
		E2	0.242	0.213				
		E3	0.271	0.253				
		E4	0.309	0.287				
		E5	0.336	0.314				
Zn (mg/Kg)	Músculo	E1	0.394	0.385	—	—	—	50
		E2	0.157	0.098				
		E3	0.384	0.354				
		E4	ND	ND				
		E5	0.183	0.158				
	Hígado	E1	0.087	0.038				
		E2	0.352	0.324				
		E3	0.088	0.053				
		E4	0.128	0.085				
		E5	0.322	0.306				
	Branquias	E1	0.404	0.387				
		E2	0.313	0.302				
		E3	0.376	0.346				
		E4	0.392	0.373				
		E5	0.370	0.325				

EFSA (Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria)

La concentración de metales pesados (Hg, Zn) en *Oreochromis niloticus* (Tilapia) en músculo, hígado y branquias, no sobrepasa los LMP, en todos los puntos de muestreo y en las dos épocas.

4.3.2.1. Comparación de los resultados obtenidos de la concentración de Hg y Zn en músculo, hígado y branquias de *Hoplias microlepis*, *Aequidens rivulatus* y *Oreochromis niloticus* del río Carrizal con la normativa ambiental vigente.

Cuadro 38. Valoración de la concentración de Hg y Zn en músculo, hígado y branquias de *Hoplias microlepis* en los puntos de muestreo de la Subcuenca, según las normas de calidad ambiental.

Parámetro	Tejido	Punto	Resultados		Normas			
			Agosto	Octubre	México por la NOM-027-SSA1-1993	EFSA	Codex Alimentarius de la FAO/OMS	EUR
Hg (mg/Kg)	Músculo	S1	0.331	0.312	1	0.5	0.5	0.5
		S2	1.430	1.243				
		S3	3.015	2.174				
		S4	0.539	0.105				
		S5	1.760	1.036				
		S6	1.915	1.967				
		S7	1.405	1.898				
		S8	3.379	3.829				
		S9	0.758	0.543				
	Hígado	S1	0.964	0.745				
		S2	0.482	0.234				
		S3	0.517	0.368				
		S4	0.445	0.124				
		S5	0.403	0.241				
		S6	0.869	0.298				
		S7	0.639	0.487				
		S8	0.482	0.351				
		S9	0.453	0.325				
	Branquias	S1	0.593	0.387				
		S2	0.396	0.176				
		S3	0.423	0.395				
		S4	0.474	0.453				
		S5	1.803	1.644				
		S6	1.158	1.123				
		S7	1.433	1.283				
		S8	1.288	1.078				
		S9	2.174	1.095				

Zn (mg/Kg)	Músculo	S1	0.025	0.012	—	—	—	50
		S2	0.816	0.543				
		S3	0.689	1.074				
		S4	0.521	1.605				
		S5	1.163	2.136				
		S6	0.532	0.667				
		S7	1.586	1.198				
		S8	1.483	1.729				
		S9	0.971	0.654				
	Hígado	S1	1.718	1.482				
		S2	1.636	1.245				
		S3	1.851	1.632				
		S4	1.872	1.349				
		S5	1.552	1.283				
		S6	1.919	1.583				
		S7	0.219	0.201				
		S8	0.271	0.234				
		S9	0.147	0.123				
	Branquias	S1	0.433	0.215				
		S2	0.100	0.084				
		S3	0.160	0.123				
		S4	0.179	0.142				
		S5	0.168	0.134				
		S6	0.183	0.156				
		S7	1.572	0.142				
		S8	1.776	0.153				
		S9	1.498	0.126				

La concentración de Hg en el músculo del *Hoplias microlepis* (Guanchiche) sobrepasa los LMP de las normas de calidad ambiental, en los puntos de muestreo S2, S3, S5, S6, S7 y S8 en las dos épocas. En hígado los valores se exceden en el punto S1 (agosto y octubre) y en S5 y S6 (agosto). Y en branquias, los contenidos que superan las normas, se detectaron en los puntos S1 (octubre), S5, S6, S7, S8, S9 (agosto)

La concentración de Zn en músculo, hígado y branquias del *Hoplias microlepis* (Guanchiche), no sobrepasa los LMP, en todos los puntos de muestreo y en las dos épocas.

Cuadro 39. Valoración de la concentración de Hg y Zn en músculo, hígado y branquias de *Aequidens rivulatus* en los puntos de muestreo de la Subcuenca, según las normas de calidad ambiental.

Parámetro	Tejido	P u n t o	Resultados		Normas			
			Agosto	Octubre	México por la NOM-027- SSA1-1993	EFSA	Codex Alimentarius de la FAO/OMS	EUR
Hg (mg/Kg)	Músculo	S1	0.706	0,696	1	0.5	0.5	0.5
		S2	1.718	1,672				
		S3	2.259	2,214				
		S4	3.589	3,374				
		S5	3.065	2,898				
		S6	1.206	1,122				
		S7	4.036	3,760				
		S8	1.326	1,073				
		S9	0.401	0,525				
	Hígado	S1	0.471	0,422				
		S2	0.436	0,353				
		S3	0.461	0,474				
		S4	0.434	0,414				
		S5	0.529	0,498				
		S6	0.452	0,463				
		S7	0.472	0,488				
		S8	0.453	0,439				
		S9	0.460	0,533				
	Branquias	S1	0.469	0,445				
		S2	0.442	0,453				
		S3	0.433	0,413				
		S4	0.419	0,402				
		S5	0.431	0,341				
		S6	0.388	0,288				
		S7	0.464	0,437				
		S8	0.107	0,210				
		S9	0.439	0,375				
Zn (mg/Kg)	Músculo	S1	0.462	0,505	—	—	—	50
		S2	0.140	0,225				
		S3	0.633	0,702				
		S4	0.223	0,249				
		S5	0.156	0,203				
		S6	0.377	0,385				
		S7	0.194	0,203				
		S8	0.125	0,244				
		S9	0.135	0,263				
	Hígado	S1	0.153	0,207				
		S2	0.096	0,085				
		S3	0.300	0,229				
		S4	0.219	0,214				
		S5	0.103	0,144				
		S6	0.171	0,166				
		S7	0.335	0,235				
		S8	0.268	0,164				
		S9	0.121	0,118				
	Branquias	S1	0.170	0,109				
		S2	0.586	0,553				
		S3	0.405	0,374				
		S4	0.405	0,376				
		S5	0.471	0,467				
		S6	0.202	0,182				
		S7	0.488	0,439				
		S8	0.824	0,729				
		S9	0.182	0,124				

La concentración de Hg en el músculo del *Aequidens rivulatus* (Vieja) sobrepasa los LMP de las normas de calidad ambiental, en todos los puntos de muestreo en ambas épocas. En hígado los valores se exceden en el punto S5 (agosto) y S9 (octubre). Y en branquias, no se superan las normas.

La concentración de Zn en músculo, hígado y branquias del *Aequidens rivulatus* (Vieja), no sobrepasa los LMP, en todos los puntos de muestreo y en las dos épocas.

4.3.3. Evaluación del nivel de conocimiento y comportamiento ambiental de los miembros de la Asociación Agropecuaria de la Comunidad Balsa en Medio, mediante la aplicación de estrategias de educación ambiental tendiente a la disminución del uso de agroquímicos.

Cuadro 40. Valoración del conocimiento y comportamiento ambiental antes de la aplicación del plan de capacitación.

No. PARTICIPANTE	CALIFICACIÓN SOBRE CONOCIMIENTO	NIVEL DE CONOCIMIENTO	CALIFICACIÓN SOBRE COMPORTAMIENTO	GRADO DE COMPORTAMIENTO
1	2	MALO	3	INADECUADO
2	4	MALO	3,5	INADECUADO
3	3	MALO	3	INADECUADO
4	3	MALO	4,5	INADECUADO
5	2	MALO	0,5	INADECUADO
6	4	MALO	4	INADECUADO
7	4	MALO	1	INADECUADO
8	1	MALO	2	INADECUADO
9	2	MALO	1	INADECUADO
10	1	MALO	6	ADECUADO
11	3	MALO	1,5	INADECUADO
12	2	MALO	2	INADECUADO
13	1	MALO	1	INADECUADO
14	3	MALO	1,5	INADECUADO
15	4	MALO	1	INADECUADO
16	3	MALO	2	INADECUADO
17	2	MALO	2	INADECUADO
18	3	MALO	1	INADECUADO
19	5	MALO	1	INADECUADO
20	5	MALO	0,5	INADECUADO
21	4	MALO	0	INADECUADO

22	1	MALO	1	INADECUADO
23	3	MALO	1,5	INADECUADO
24	3	MALO	1,5	INADECUADO
25	4	MALO	1,5	INADECUADO
26	1	MALO	2	INADECUADO
27	4	MALO	0,5	INADECUADO
28	4	MALO	0	INADECUADO
29	3	MALO	0,5	INADECUADO
30	4	MALO	4,5	INADECUADO
31	3	MALO	2	INADECUADO
32	4	MALO	1,5	INADECUADO
33	4	MALO	2	INADECUADO
34	2	MALO	3	INADECUADO
35	4	MALO	4	INADECUADO
36	4	MALO	2	INADECUADO
37	3	MALO	1,5	INADECUADO
38	2	MALO	1	INADECUADO
39	4	MALO	2	INADECUADO
40	3	MALO	1	INADECUADO
41	3	MALO	1	INADECUADO
42	2	MALO	1	INADECUADO
43	2	MALO	5	INADECUADO
44	3	MALO	1	INADECUADO
45	3	MALO	2	INADECUADO
46	4	MALO	0,5	INADECUADO
47	1	MALO	3	INADECUADO
48	2	MALO	2	INADECUADO
49	3	MALO	1	INADECUADO
50	2	MALO	4	INADECUADO
51	1	MALO	2,5	INADECUADO
52	3	MALO	3	INADECUADO

El 100% de los/as encuestados presentaron conocimiento ambiental malo; sólo 2% tuvieron comportamiento ambiental adecuado.

Cuadro 41. Valoración del conocimiento y comportamiento ambiental después de la aplicación el plan de capacitación.

No. PARTICIPANTE	CALIFICACIÓN SOBRE CONOCIMIENTO	NIVEL DE CONOCIMIENTO	CALIFICACIÓN SOBRE COMPORTAMIENTO	GRADO DE COMPORTAMIENTO
1	5	MALO	7	ADECUADO
2	8	EXCELENTE	7,5	ADECUADO
3	8	EXCELENTE	7	ADECUADO
4	6	BUENO	8	ADECUADO

5	6	BUENO	1	INADECUADO
6	7	BUENO	7,5	ADECUADO
7	8	EXCELENTE	3,5	INADECUADO
8	6	BUENO	4,5	INADECUADO
9	6	BUENO	4	INADECUADO
10	4	MALO	10	ADECUADO
11	6	BUENO	3,5	INADECUADO
12	6	BUENO	7	ADECUADO
13	4	MALO	3,5	INADECUADO
14	6	BUENO	5	ADECUADO
15	7	BUENO	3,5	INADECUADO
16	6	BUENO	6	ADECUADO
17	5	MALO	5	ADECUADO
18	6	BUENO	3,5	INADECUADO
19	8	EXCELENTE	3,5	INADECUADO
20	9	EXCELENTE	3,5	INADECUADO
21	8	EXCELENTE	2,5	INADECUADO
22	1	MALO	4	INADECUADO
23	6	BUENO	4,5	INADECUADO
24	6	BUENO	4,5	INADECUADO
25	9	EXCELENTE	4,5	INADECUADO
26	4	MALO	6,5	ADECUADO
27	9	EXCELENTE	2	INADECUADO
28	8	EXCELENTE	1	INADECUADO
29	6	BUENO	2	INADECUADO
30	7	BUENO	7	ADECUADO
31	6	BUENO	5	ADECUADO
32	7	BUENO	4,5	INADECUADO
33	7	BUENO	5	ADECUADO
34	5	MALO	5	ADECUADO
35	7	BUENO	7	ADECUADO
36	7	BUENO	5,5	ADECUADO
37	7	BUENO	4,5	INADECUADO
38	5	MALO	2,5	INADECUADO
39	8	EXCELENTE	4,5	INADECUADO
40	7	BUENO	3,5	INADECUADO
41	7	BUENO	3	INADECUADO
42	6	BUENO	3	INADECUADO
43	6	BUENO	8	ADECUADO
44	7	BUENO	3	INADECUADO
45	7	BUENO	4	INADECUADO
46	8	EXCELENTE	3,5	INADECUADO
47	3	MALO	6	ADECUADO
48	6	BUENO	6,5	ADECUADO
49	7	BUENO	4	INADECUADO

50	6	BUENO	7	ADECUADO
51	6	BUENO	6,5	ADECUADO
52	7	BUENO	7	ADECUADO

El 17,31% de los/as encuestados/as presentaron conocimiento ambiental excelente, el 61,54% bueno y el 21,15% malo. A su vez, el 44,23% de los miembros de AGROBEM tuvo un comportamiento ambiental adecuado y el 55,77% inadecuado.

4.3.4. Evaluación de la capacidad fitorremediadora de la *Sphagneticola trilobata* (Margarita rastrea), en la disminución del contenido de mercurio y zinc en suelos agrícolas.

4.3.4.1. Realización del ensayo de fitorremediación utilizando *Sphagneticola trilobata* (Margarita rastrea) en suelos contaminados con Hg y Zinc.

Cuadro 42. Concentración inicial de Hg y Zn en zona aérea y raíces de plántulas de *Sphagneticola trilobata*

Metal	<i>Sphagneticola trilobata</i>	
	Raíz	Zona Aérea (Tallo/hojas)
Hg (mg/Kg)	<0,001	<0,001
Zn (mg/Kg)	2,79	2,32

La concentración inicial de Hg fue de <0,001 mg/kg en raíz y zona aérea; en Zn de 2,79 mg/kg en raíz y de 2,32 mg/kg en zona aérea.

Cuadro 43. Concentración final de Hg y Zn en zona aérea y raíces de *Sphagneticola trilobata*, en suelo contaminado y suelo de control. Método ICP-OES

Metal	<i>Sphagneticola trilobata</i> /Suelo Contaminado				<i>Sphagneticola trilobata</i> /Suelo Control			
	Suelo Inicial	Suelo Final	Raíz	Zona Aérea (Tallo/hojas)	Suelo Inicial	Suelo Final	Raíz	Zona Aérea (Tallo/hojas)
Hg (mg/Kg)	26,53	10,828	12,574	0,087	<0,26	0,000	ND	ND
Zn (mg/Kg)	186,686	66,507	70,145	24,392	90,3	28,670	44,335	15,145

Después del ensayo, la concentración de Hg en el suelo contaminado disminuyó de 26,53 mg/kg a 10,82 mg/kg y el contenido de Zn se redujo de

186,686 mg/kg a 66,507 mg/kg; además se detectó que el nivel de Hg en raíces fue de 12,57 mg/kg y de 0,08 mg/kg en la zona aérea (tallo/hojas) y para Zn de 70,145 mg/kg en las raíces y de 24,392 mg/kg en la zona aérea (tallo/hojas).

4.3.4.2. Aplicación Margarita rastrera en la ribera del río de la comunidad Balsa en Medio.

Cuadro 44. Proceso de fitorremediación de suelo con *S. trilobata* en la comunidad Balsa en Medio. Concentraciones de Hg y Zn en agua, sedimento y suelo.

Fitorremediación in situ	Concentración de Hg		Concentración de Zn	
	Antes	Después	Antes	Después
Agua (mg/l)	0,054	<0,00002	0,587	0,1593
Sedimento (mg/kg)	0,313	0,087	1,12	1,053
Suelo (mg/kg)	24,88	14,059	101,237	68,146

La concentración de Hg en suelo disminuyó de 24,88 mg/kg a 14,059 mg/kg, y en Zn de 101,237 mg/kg a 68,146 mg/kg; en sedimento el nivel de Hg se redujo de 0,313 mg/kg a 0,087 mg/kg y en Zn de 1,12 mg/kg a 1,053 mg/kg y en agua el contenido de Hg bajó de 0,054 mg/l a <0,00002 mg/l, y en Zn de 0,587 mg/l a 0,1593 mg/l.

Cuadro 45. Proceso de fitorremediación de suelo con *S. trilobata* en la comunidad Balsa en Medio. Concentración promedio de Hg y Zn en peces

Metal	Peces (mg/kg)		
	Tilapia (<i>Oreochromis niloticus</i>)	Guanchiche (<i>Hoplias microlepis</i>)	Vieja (<i>Aequidens rivulatus</i>)
Hg (mg/kg)	<0,075	<0,075	<0,075
Zn (mg/kg)	0,202	0,679	0,159

La concentración promedio de Hg en las especies evaluadas fue <0,075 mg/kg; el contenido de Zn en *Oreochromis niloticus* fue de 0,202 mg/kg, en *Hoplias microlepis* de 0,679 mg/kg y en *Aequidens rivulatus* de 0,159 mg/kg, valores que no sobrepasan los LMP de las normas de calidad ambiental.

CAPÍTULO V: IMPACTOS (OPCIONAL)

5.1. Propuesta para la solución del problema

Como solución a la problemática, se propone ejecutar un programa de educación ambiental para la elaboración de abonos orgánicos y pesticidas ecológicos en beneficio para los habitantes de la comunidad Balsa en Medio como alternativa de sostenibilidad, con la finalidad de promover una agricultura ecológica y sostenible, tendiente a la disminución del uso de agroquímicos y de la presencia de mercurio y zinc en suelos agrícolas.

El tiempo estimado para la ejecución del proyecto será de 2 años y tiene como objetivo implementar un programa de capacitación para la elaboración de abonos orgánicos y pesticidas ecológicos en beneficio para los habitantes de la comunidad Balsa en Medio como alternativa de sostenibilidad, donde se pretende: a) Diseñar el plan de capacitación dirigido a niños, jóvenes y adultos; b) Elaborar abonos orgánicos para la conservación de suelos con vocación agrícola; c) Construir huertos familiares para producción orgánica en cultivos de ciclo corto; d) Elaborar plaguicidas orgánicos para el control de enfermedades en cultivos de ciclo corto; y, e) Realizar el control y seguimiento a la implementación del proyecto para garantizar su eficacia.

Las actividades que realizarán serán las siguientes:

1. Diseño del plan de capacitación dirigido a niños, jóvenes y adultos de la comunidad Balsa En Medio.

- ✓ Capacitación a niños de la escuela fiscal Fé Elorita Muñoz de la comunidad Balsa En Medio en los siguientes temas: el entorno que nos rodea; el aire; el agua; el suelo; las plantas; los animales; contaminación ambiental e impactos ambientales, manejo de residuos sólidos comunes; conservación y biodiversidad; ecoturismo y ambiente.
- ✓ Capacitar a jóvenes de la comunidad Balsa En Medio en los siguientes temas: medio ambiente; conservación y biodiversidad; biodiversidad en

el Ecuador; ecoturismo y medio ambiente; agricultura sustentable; contaminación e impactos ambientales.

- ✓ Capacitar a los miembros de la Asociación Agropecuaria (AGROBEM) de la comunidad Balsa En Medio en los siguientes temas: medio ambiente; conservación y biodiversidad; ecoturismo y medio ambiente; agricultura sustentable; seguridad alimentaria; contaminación e impactos ambientales.

2. Elaboración de abonos orgánicos para la conservación de suelos con vocación agrícola de la comunidad Balsa en Medio.

- ✓ Capacitación teórico-práctico en la elaboración de compost.
- ✓ Capacitación teórico-práctico en la obtención de humus.
- ✓ Capacitación teórico-práctico en la elaboración de biol.
- ✓ Capacitación teórico-práctico en la elaboración de bokashi.
- ✓ Capacitación teórico-práctico en la captura de microorganismos eficientes.

3. Manejo de huertos familiares para producción orgánica en cultivos de ciclo corto.

- ✓ Establecimiento de cultivos en huerto familiares.
- ✓ Distribución de los cultivos en el huerto.
- ✓ Fertilización orgánica.
- ✓ Control biológico de malezas, plagas y enfermedades.

4. Biopreparados para el manejo sostenible de plagas y enfermedades en la agricultura.

- ✓ Principales plagas y enfermedades que afectan a la agricultura.
- ✓ Manejo sostenible de plagas y enfermedades.
- ✓ Ventajas y desventajas del uso de biopreparados.
- ✓ Clasificación de los biopreparados por su forma de acción y formas de preparación.
- ✓ Aplicación y dilución de los biopreparados.

5. Control y seguimiento a la implementación del proyecto para garantizar su eficacia.

- ✓ Establecer el grado de participación local de la comunidad.
- ✓ Determinar el grado de conocimiento adquirido por los participantes de la comunidad.

- ✓ Identificar potenciales mercados dedicados a la adquisición de productos orgánicos.

Para el desarrollo del proyecto se dispone de la plantilla docente de la Carrera de Ingeniería Ambiental de la ESPAM MFL, así como de los estudiantes, comprometidos a dar solución a la problemática socioambiental del entorno; y, por parte de los beneficiarios, el interés en participar en proyectos de esta índole.

El proyecto se encuentra aprobado por la Secretaría de Técnica Planifica Ecuador, por lo que cuenta con la asignación presupuestaria para su ejecución.

5.2. Costos de implementación de la propuesta.

Objetivo específico/ Actividad	Cant.	Detalle	PRIMER AÑO												SEGUNDO AÑO		Subtotal			
			SEMESTRE 1						SEMESTRE 2						SEMESTRE 1	SEMESTRE 2				
			1	2	3	4	6	1	2	3	4	5	6	1	2					
Diseño del plan de capacitación dirigido a niños, jóvenes y adultos de la comunidad Balsa En Medio.	1	Capacitación teórica, dirigido a niños de la escuela Fé Elorita Muñoz de la comunidad Balsa en Medio, temas: el entorno que nos rodea; el aire; el agua; el suelo; las plantas; los animales; contaminación ambiental e impactos ambientales, manejo de residuos sólidos comunes; conservación y biodiversidad; ecoturismo y ambiente.	150	150															300	
	2	Capacitación teórica a jóvenes de la comunidad Balsa en Medio, temas: medio ambiente; conservación y biodiversidad; biodiversidad en el Ecuador; ecoturismo y medio ambiente; agricultura sustentable; contaminación e impactos ambientales.			150	150														300
	3	Capacitación teórica, dirigido a miembros de la Asociación Agropecuaria (AGROBEM) de la comunidad Balsa en Medio, temas: medio ambiente; conservación y biodiversidad; ecoturismo y medio ambiente; agricultura sustentable; seguridad alimentaria; contaminación e impactos ambientales.					100													200
SubTotal																		800		
Elaboración de abonos orgánicos para la conservación de suelos con vocación agrícola de la comunidad Balsa en Medio.	4	Capacitación teórico-práctico, dirigido a niños de la escuela Fé Elorita Muñoz, en la elaboración de compost, obtención de humus, elaboración de biol, elaboración de bokashi y captura de microorganismos eficientes.	250	250															500	
	5	Capacitación teórico-práctico, dirigido a jóvenes de la comunidad Balsa en Medio, en la elaboración de compost, obtención de humus, elaboración de biol, elaboración de bokashi y captura de microorganismos eficientes.			250	250														500
	6	Capacitación teórico-práctico, dirigido a miembros de la Asociación Agropecuaria (AGROBEM) de la comunidad Balsa en Medio, en la elaboración de compost, obtención de humus, elaboración de biol, elaboración de bokashi y captura de microorganismos eficientes.					250	250												500
SubTotal																		1500		
Construcción de huertos familiares para producción orgánica en cultivos de ciclo corto.	7	Construcción de 1 huerto familiar en la escuela Fé Elorita Muñoz de la comunidad Balsa En Medio.							1150										1150	
	8	Construcción de 1 huerto familiar en predios de los miembros de la Asociación Agropecuaria (AGROBEM).								1150									1150	
SubTotal																		2300		
Elaboración de plaguicidas orgánicos para el control de enfermedades en cultivos de ciclo corto.	9	Capacitación teórico-práctico, dirigido a jóvenes de la comunidad Balsa en Medio en los siguientes temas: Principales plagas y enfermedades que afectan a la agricultura; manejo sostenible de plagas y enfermedades; ventajas y desventajas del uso de biopreparados; clasificación de los biopreparados por su forma de acción y formas de preparación, y aplicación y dilución de los biopreparados.								250	250								500	
	10	Capacitación teórico-práctico, dirigido a miembros de la Asociación Agropecuaria (AGROBEM) de la comunidad Balsa en Medio en los siguientes temas: Principales plagas y enfermedades que afectan a la agricultura; manejo sostenible de plagas y enfermedades; ventajas y desventajas del uso de biopreparados; clasificación por su forma de acción y formas de preparación, aplicación y dilución de los biopreparados.										250	250						500	
SubTotal																		1000		
Control y seguimiento a la implementación del proyecto para garantizar su eficacia.	11	Determinar el grado de participación local, y del grado de conocimiento adquirido de los estudiantes de la escuela Fé Elorita Muñoz.												200					200	
	12	Determinar el grado de participación local, y del grado de conocimiento adquirido de los jóvenes de la comunidad Balsa En medio.													100				100	
	13	Determinar el grado de participación local, y del grado de conocimiento adquirido a los miembros de la Asociación Agropecuaria (AGROBEM).														100			100	
	14	Identificar potenciales mercados dedicados a la adquisición de productos orgánicos.													500	500			1000	
SubTotal																		1400		
TOTAL																		7000		

5.3. Beneficios que aporta la propuesta

Este proyecto tiene como metas concientizar a los miembros de la Asociación Agropecuaria (AGROBEM) de la comunidad Balsa En Medio en la implementación de buenas prácticas agrícolas y contribuir con el uso sostenible de los suelos con vocación agrícola en esta comunidad.

Los miembros de la comunidad tendrán un elevado conocimiento de temas ambientales, cambio de la forma tradicional en la producción agrícola, en la sustitución de insumos químicos por el uso de productos orgánicos para la fertilización y control de plagas, con el propósito de conservar los bienes ambientales, garantizando la sostenibilidad y un impacto social positivo, puesto que es una alternativa socialmente justa, económicamente viable, y ambientalmente sostenible.

El proyecto se hará sostenible mediante el uso de insumos amigables con el ambiente en los huertos familiares a ser implementados; así como también por el consumo de productos sanos; además de ello, podrán fortalecer su economía a través del emprendimiento, basado en la comercialización de su producción.

CONCLUSIONES

1. Se ha determinado que existe correlación entre las variables fisicoquímicas del agua y los diversos puntos geográficos monitoreados; cambios que son influenciados probablemente por actividades antropogénicas, dado que en la Zona 1 (microcuenca del río Carrizal) prevalecen las actividades agrícolas, la deforestación y el transporte de sedimentos, en la Zona 2 (embalse La Esperanza) destacan actividades como la pesca artesanal; y, en la Zona 3 (subcuenca) se detectó la acumulación de las sustancias químicas de las zonas anteriores, sumándose el aporte de descargas domésticas.
2. Los tenores de oxígeno disuelto, alcalinidad, sólidos totales, sulfatos en agua y de zinc en los sedimentos fueron estadísticamente superiores para el mes de octubre comparados con los valores del mes de agosto, lo cual estuvo asociado a las variaciones en el caudal de las fuentes hídricas y a los procesos de arrastre y sedimentación derivados de las precipitaciones.
3. Referente a los valores de sólidos suspendidos, turbidez, dureza, potencial REDOX, alcalinidad, y sulfatos presentaron un aumento desde la cuenca alta hasta la cuenca baja del río Carrizal; aunque las diferencias temporales únicamente tuvieron efecto sobre las concentraciones de alcalinidad, oxígeno disuelto, sólidos totales y sulfatos.
4. Los niveles de Hg y Zn incrementaron conforme desciende la cuenca del río Carrizal, en referencia al punto control (La Azucena); siendo los tenores de Hg y Zn hallados en sedimentos notablemente superiores a los encontrados en el agua.
5. Los valores de Hg en agua y sedimentos del río Carrizal excedieron los LMP en normativas de índole nacional e internacional; no obstante, los niveles de Zn únicamente son presentan riesgo para la fauna acuática.
6. Los niveles más elevados de mercurio se encontraron en la subcuenca durante el mes de agosto en agua (0,132 mg/l) y en octubre en sedimentos (0,598 mg/Kg); mientras que los tenores más altos de zinc se obtuvieron en la microcuenca en el mes de octubre tanto en agua (0,121 mg/l) y como en sedimentos (0,268 mg/Kg).

7. Los parámetros de conductividad eléctrica, pH, sólidos totales, sólidos suspendidos, sulfatos, potencial REDOX y alcalinidad presentaron relación con los valores de Hg y Zn en agua y sedimentos.
8. Para individuos de *Oreochromis niloticus* (tilapia), se encontró que la concentración de Hg es estadísticamente superior en el mes de agosto, independientemente del tipo de tejido y que los tenores de zinc en las branquias resultaron estadísticamente superiores a los contenidos en el hígado y músculo.
9. Para la especie *Hoplias microlepis* (Guanchinche), se observó que los mayores depósitos de mercurio son detectados en el músculo, y sus niveles son estadísticamente superiores a los observados en los tejidos de las branquias y del hígado. En el caso del zinc la mayor acumulación se produjo en el hígado y los músculos, presentando similitud estadística, siendo superior al contenido de las branquias.
10. En el músculo de la especie *Aequidens rivulatus* (Vieja Azul) se detectó el nivel más elevado de mercurio, siendo estadísticamente superiores a los observados en el hígado y branquias; mientras que se encontraron los niveles más altos de Zn y con similitud estadística en músculo y branquias.
11. En el cuestionario aplicado a los miembros de la Asociación Agropecuaria de la Comunidad Balsa en Medio (AGROBEM), después de desarrollada la estrategia de educación ambiental, se observó que el 17,31% de los participantes presentaron conocimiento ambiental excelente, el 61,54% bueno y el 21,15% malo, obteniéndose un incremento notable desde su nivel inicial, presentando diferencias significativas con la variable nivel de instrucción, pero no existiendo con las variables sexo, edad y estrato socioeconómico.
12. En la encuesta aplicada a los miembros de la Asociación Agropecuaria de la Comunidad Balsa en Medio (AGROBEM), después de desarrollada la estrategia de educación ambiental, se observó que el 44,23% de los participantes presentó un comportamiento ambiental adecuado y el 55,77% inadecuado, obteniéndose un incremento notable desde su nivel inicial, no existiendo diferencias significativas con las variables sexo, edad, estrato socioeconómico y nivel de instrucción.

13. Los resultados reflejan que el plan de capacitación tendiente a la disminución del uso de agroquímicos, aplicado a los miembros de la Asociación Agropecuaria de la Comunidad Balsa en Medio (AGROBEM), despertó en los participantes un significativo interés, permitió el entendimiento de la reducción de contaminación ambiental y de los problemas ambientales de la zona, y promovió el desarrollo de actuaciones sostenibles como la utilización de abonos orgánicos.
14. La *Sphagneticola trilobata* disminuye el contenido de mercurio en un 43.49% y el de zinc en un 42.56% en suelos agrícolas; y de acuerdo a los factores de bioconcentración y translocación se la considera fitoestabilizadora.

RECOMENDACIONES

1. Realizar monitoreos periódicos de los parámetros estudiados, con la finalidad de evaluar sus tendencias temporales y espaciales, y el grado de contaminación del Río Carrizal.
2. Desarrollar proyectos de vinculación con la sociedad sobre elaboración de abonos orgánicos y pesticidas ecológicos, en las comunidades estudiadas.
3. Desarrollar proyectos de vinculación con la sociedad, sobre implementación de escuelas de campo de buenas prácticas de educación ambiental para acciones climáticas afirmativas, en las comunidades estudiadas.
4. Ejecutar proyectos de investigación para la identificación de especies de plantas nativas con propiedades fitorremediadoras, en la subcuenca del río carrizal.
5. Sugerir a las autoridades competentes efectúen actividades de impedimento progresivo de la importación de agroquímicos que están prohibidos o severamente restringidos internacionalmente.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdel-Moati, M., y El-Sammak, A. (1996). Man-made impact on the geocgemistry of the Nile Delta lakes. 'A study of metals concentrations in sediments'. *J Water Air Soil Pollut*, 413-429.
- Acosta, V., y Ladeiras, C. (2004). Metales pesados en la almeja *Tivela macroides* Born, 1778 (*Bivalvia Venedidae*) en localidades costeras con diferentes grados de contaminación en Venezuela. *Ciencias Marinas*, 30(2), 323-333.
- Adhikari, S., Ghosh, L., y Ayyappan, S. (2006). Combined effects of water pH and alkalinity on the accumulation of lead, cadmium and chromium to *Labeo rohita* (Hamilton). *International Journal of Environmental Science & Technology*, 3(3), 289–296.
- Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos. (2016). What are Biopesticides? EPA: Washington. Recuperado de <https://www.epa.gov/ingredients-used-pesticide-products/what-are-biopesticides>
- Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos. (2019). *Reglamento nacional primario de agua potable*. Recuperado de <https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/national-primary-drinking-water-regulations>
- Agencia de Noticias del Ecuador y Latinoamericana. (1 de octubre de 2013). *Contaminación en el río Guayas*. Recuperado de <http://www.andes.info.ec/es/sociedad-reportajes/quimicos-pesticidas-coliformes-metales-pesados-contaminan-afluentes-rio-guayas>
- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (1999). *Reseña toxicológica del mercurio y compuestos del*. Atlanta.
- Agencia para sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades. (01 de Agosto de 2005). *Reseña Toxicológica del Zinc*. Atlanta.
- AGRIPAC. (14 de septiembre de 2019). *AGRIPAC - Sembramos confianza ¿Cómo preparar el suelo?* Recuperado de: <http://www.agripac.com.ec/es/preparar-suelo-la-siembra/>
- Aguirre, W., Shervette, V., Calle, S., y Navarrete, R. (2013). *Morphological and Genetic Divergence of Hoplias microlepis (Characiformes, Erythrinidae) in Rivers and Artificial Impoundments of Western Ecuador*. Quito.

- Ahammad, S., Sumithra, S., y Senthilkumar, P. (2018). Mercury uptake and translocation by indigenous plants. *Rasayan Journal of Chemistry*, 11(1), 1-12.
- Aisien, F., Faleye, O., y Aisien, E. (2010). Phytoremediation of Heavy Metals in Aqueous Solutions. *Leonardo Journal of Sciences*, 17, 37-46.
- Ali, H., Khan, E., y Sajad, M. (2013). Phytoremediation of heavy metals— Concepts and applications. *Chemosphere*, 91, 869–881.
- Aliko, V., Morina, V., y Sula, E. (2018). What can Multi-Biomarker Approach Tell Us about the impact of Pollution on Freshwater Biota Health? *Journal of International Application and Science*, 125-131.
- Altahona, E., y Movilla, K. (2016). *Análisis de las concentraciones de mercurio en peces importados en la ciudad de Barranquilla y riesgo potencial para la salud humana* (Tesis Doctoral). Universidad de la Costa Barranquilla, Colombia.
- Álvarez, L., y Cool, M. (2015). *Aplicación de tres insecticidas orgánicos en el cultivo de maíz (Zea mays) para el control del gusano cogollero (spodoptera frugiperda)* (Tesis de pregrado). Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí. Ecuador.
- Álvarez, P., y Vega, P. (2009). Actitudes ambientales y conductas sostenibles. Implicaciones para la educación ambiental. *Revista de Psicodidáctica*, 245-260.
- Álvarez, P., y Vega, P. (2010). Transversalidad de la transversalidad. Análisis de una estrategia didáctica aplicada a la educación para la sostenibilidad. *Revista Portuguesa de Educação*, 239-262.
- Amiard, J., Geffard, A., Amiard, C., y Crouzet, C. (2007). Relationship between the lability of sediment-bound metals (Cd, Cu, Zn) and their bioaccumulation in benthic invertebrates. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 72(12), 511-52.
- Andrade, H., Gutiérrez, S., y Andrade, H. (2013). *Estado del medio ambiente marino y costero del Pacífico Sudeste - 2013*. Chile: Comisión Permanente del Pacífico Sur (CPPS).
- Arcos, V., y Castro, R. (2005). Metales pesados en agua, sedimentos y organismos. *Revista de Ciencias Naturales y Ambientales*, 103-120.
- Arias, F. (2012). *El Proyecto de Investigación*. Caracas: Episteme.
- Arunakumara, K., Walpola, B., y Yoon, M. (2015). Bioaugmentation-assisted phytoextraction of Co, Pb and Zn: an assessment with a phosphate-

solubilizing bacterium isolated from metal-contaminated mines of Boryeong Area in South Korea. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment*, 19(2), 143-152.

Arúz, D., García, A., Rodríguez, F., y Zarate, M. (2013). Nivel de contaminación y distribución espacial de metales pesados en sedimentos superficiales de Bahía Damas, Isla Coiba. *I + D Tecnológico-RIDTEC*, 9(2), 14-23.

Asamblea Constituyente. (2008). *Constitución de la República del Ecuador*. Ciudad Alfaró-Ecuador.

Ashraf, S., Ali, Q., Zahir, Z., Ashraf, S., y Asghar, H. (2019). Phytoremediation: Environmentally sustainable way for reclamation of heavy metal polluted soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 174, 714–727.

Autoridad Nacional del Agua de Perú. (2014). *Informe técnico de la Evaluación de la Calidad del Agua y de los Sedimentos en la Cuenca del río Santa*. Lima: N 002-2014-ANA DGCHR-GOCRH.

Autoridad Nacional del Agua de Perú. (2016). *Informe técnico de la Evaluación de la Calidad del Agua y de los Sedimentos en la Cuenca del río Santa*. Lima: N 003-2016-ANA DGCHR-GOCRH.

Badii, M., Garza, R., Garza, V., y Landeros, J. (Febrero de 2005). *Los Indicadores Biológicos en la Evaluación de la Contaminación por Agroquímicos en Ecosistemas Acuáticos y Asociados*. Recuperado de <http://www2.uacj.mx/IIT/CULCYT/Enero-Febrero2005/5ArtPrin.pdf>

Bahadur, S., Ahmad, M., Zafar, M., Gul, S., Ayaz, A., Ashfaq, S., Rubab, S., Shuaib, M., Ahmad, S. (2019). Taxonomic study of one generic and two new species record to the flora of Pakistan using multiple microscopic techniques. *Microscopy Research Technique*, 1-9.

Banquett-Cano, C., Juris-Torregosa, G., Olaya-Nieto, C., Segura-Guevara, F., Brú-Cordero, S., y Tordecilla-Petro, G. (2005). Hábitos alimenticios del Moncholo *Hoplias malabaricus* Bloch (Pisces: Erythrinidae) en la Ciénega Grande de Lórica, Sistema río Sinú, Colombia. *Dahlia - Revista Asociada Colombiana Ictiología*, 79-88.

Baque, R., Simba, L., González, B., Suatunce, P., Díaz, E., y Cadme, L. (2016). Calidad del agua destinada al consumo humano en un cantón de Ecuador. *Revista Ciencia UNEMI*, 109-117.

Barazarte, R., Neaman, A., Vallejo, F., y García, P. (2014). El conocimiento ambiental y el comportamiento proambiental de los estudiantes de la

- Enseñanza media, en la Región de Valparaíso (Chile). *Revista de Educación*, 66-92.
- Barros, O., Doria, C., y Marrugo, J. (2016). Metales pesados (Pb, Cd, Ni, Zn, Hg) en tejidos de *Lutjanus synagris* y *Lutjanus vivanus* de la Costa de La Guajira, Norte de Colombia. *Veterinaria y Zootecnia*, 10(2), 45-52.
- Bassey, E., Ajayi, I., y Ugbaja, A. (2018). Pb, Zn, Cu, Ni and Co Contents of water and sediments, in relation to phytoremediation and translocation by water hyacinth (*Eichhornia crassipes* Mart. Solms.) at some creeks of the Great Kwa river, Southeastern Nigeria. *International Journal of Environment and Pollution Research*, 6(2), 16-37.
- Becerril, J., Barrutia, O., García, J., Hernández, A., Olano, J., y Garbisu, C. (2007). Especies nativas de suelos contaminados por metales: aspectos ecofisiológicos y su uso en fitorremediación. *Ecosistemas*, 16(2), 21-36.
- Beltrán, M., y Gómez, A. (2015). Metales pesados (Cd, Cr, Zn y Hg): su impacto en el ambiente y posibles estrategias biotecnológicas para su remediación. *Revista 3+*, 2(2), 82-112.
- Bernal, M., Clemente, R., Vásquez, S., y Walker, D. (2007). Aplicación de la fitorremediación a los suelos contaminados por metales pesados en Aznalcóllar. *Ecosistemas*, 16(2), 15-20.
- Bertolotti, F., y Moccetti, N. (2018). Concentración de plomo, mercurio y cadmio en músculo de peces y muestras de agua procedentes del Río Santa, Ancash - Perú. *Salud tecnol. vet.*, 1(1), 35-41.
- Bhatti, S., Tabinda, A., Yasin, F., Yasar, A., Butt, H., y Wajahat, R. (2018). Spatio-temporal variations in physico-chemical parameters and potentially harmful elements (PHE's) of Uchalli Wetlands Complex (Ramsar site), Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-18.
- Borja, A. (2011). Los impactos ambientales de la acuicultura y la sostenibilidad de esta actividad. *Boletín. Instituto Español de Oceanografía*, 41-49.
- Boudou, A., Maury, R., Coquery, M., Durrieu, G., y Cossa, D. (2005). Synergic effect of gold mining and damming on mercury contamination in fish. *Environmental Science & Technology*, 39(8), 2448-2454.
- Bourgeois, C., y Le, R. (2000). *Poteinas Animales Technique et Documentation*. Paris: El Manuel Moderno.

- Boy, A. (2015). *Determinación de metales pesados en agua, peces, almejas e Hydrilla verticillata del Lago Izabal* (Tesis de pregrado). Universidad de San Carlos de Guatemala.
- Boyd, C. (1982). Water quality management for pond fish culture. *Elsevier*, 318.
- Brisbois, B. (2016). Bananas, pesticides and health in southwestern Ecuador: A scalar narrative approach to targeting public health responses. *Social Science & Medicine* 150, 184-191.
- Bruton, M., y Allanson, B. (1974). The growth of *Tilapia mossambica* Peters (Pisces: Cichlidae) in Lake Sibaya, South Africa. *Journal of Fish Biology*, 701-715.
- Brutti, L., Beltrán, M., y García, I. (2018). *Biorremediación de los Recursos Naturales*. Hurlingham. Buenos Aires: INTA.
- Buevas, A., y Rodríguez, G. (2017). *Capacidad de la Acacia Mangium como Planta Fitorremediadora de Suelos Contaminados con Mercurio*. (Tesis de pregrado). Universidad de Córdoba, Montería-Colombia.
- Bugallo, A. (2011). *La filosofía ambiental en Arne Naess; sus propuestas del Movimiento Ecología Profunda y las influencias de Baruch Spinoza y William James*. Argentina: Intercambio Cultural Alemán-Latinoamericano.
- Bugallo, A. (2017). Vínculos entre filosofía ambiental, ciencia y teología; aportes a un diálogo enriquecedor. *Quaerentibus: Tecnología y Ciencia*, 225-240.
- Burrough, R. (1994). Accuracy and error GIS. The AGI Sourcebook for *Geographic Information Systems*, 5(11), 87-91.
- Campos, R., Alonso, A., Avalos, D., Asiain, A., y Reta, J. (2013). Caracterización fisicoquímica de un efluente salobre de tilapia en acuaponía. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, (5), 939-950.
- Canadian Council of Ministers of the Environment. (2015). *Canadian Environmental Quality Guidelines*. Canadá.
- Canli, M., y Atli, G. (2003). The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environ Pollut*, 129-136.
- Cantanhêde, S., Silva, G., Pereira, N., Silva, J., Tchaicka, L., Neta, R., Souza, J., y Santos, D. (2016). Evaluation of environmental quality of two estuaries in Ilha do Maranhao, Brazil, using histological and genotoxic

- biomarkers in *Centropomus undecimalis* (Pisces, Centropomidae). *Environ Sci Pollut Res*, 21058-21069.
- Carbajal, Á., y González, M. (2012). *Propiedades y funciones biológicas de agua*. Madrid: Academia Española de Gastronomía.
- Cardona, J., Caro, A., González, J., y Franco, S. (2014). Construcción y evaluación de una escala sobre conocimientos en primeros auxilios en estudiantes de educación media Medellín-Bello. *CES MEDICINA*, 35-48.
- Carpenter, S., Bhawsar, A., y Bhat, M. (2018). Comparative study of physicochemical characteristics of ground water and surface water in Bhopal city, India. *International Journal of Current Research in Life Sciences*, 923-926.
- Carrillo, M., y Urgilés, P. (2016). *Determinación del índice de calidad de agua icansf de los ríos Mazar y Pindilig* (Tesis de pregrado). Universidad de Cuenca. Cuenca-Ecuador.
- Casares, M. (2012). *Biodisponibilidad y toxicidad de metales pesados en aguas naturales con características fisicoquímicas extremas. Bases para su monitoreo y remediación* (Tesis doctoral). Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires-Argentina.
- Castro-González, M., y Méndez-Armenta, M. (2008). Heavy metals: implications associated to fish consumption. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 263-271.
- Cedeño, E., y Reyna, C. (2019). *Cultivos Acuapónicos como Estrategia de Educación Ambiental para el Fortalecimiento de Capacidades de Estudiantes en la Zona Rural Bejuco-Hacha* (Tesis de pregrado). Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López. Calceta-Ecuador.
- Centro del Agua del Trópico Húmedo para América Latina y el Caribe. (2015). Protocolo de muestreo, transporte y conservación de muestras de agua con fines múltiples. *Dirección de Investigación Aplicada y Desarrollo*, 15-30.
- Chandabadani, C., y Kanchan, R. (2015). Grain Size Distribution and Its Relation to the Geochemical Parameters in the Chemical and Petrochemical Complex of Vadodara District of Gujarat, India. *Environmental Geology*, 4(7), 7-16.
- Chiriboga, H., Gómez, G., y Andersen, J. (2015). *Manual de abono orgánico sólido (compost) y líquido (biol)*. Bioinsumo para mejorar las

propiedades fisicoquímicas de los suelos. Paraguay: Gráfica Latina S.A.

- Chuan, M., Shu, G., y Liu, J. (1996). Solubility of Heavy Metals in a contaminated Soil: Effects of Redox Potential and pH. *Water, Air, and Soil Pollution*, 543–556.
- Chuvienco, E. (2010). Teledetección Ambiental. Valencia, España: Editorial Ariel.
- Coello, S., Vinueza, D., Echeverría, M., Cisneros, F., Astudillo, F., Herrera, J., Cervantes, E., Andrade, G., Pérez, J., Soccola, J., Bravo, S., Real, B., Cárdenas, M., Triviño, M., y Vera, J. (2009). *Diagnóstico Ambiental de las Cuencas de los Ríos Chone y Portoviejo*. Informe preparado para el Ministerio del Ambiente. Ecobiotec del Ecuador.
- Cogua, P., Campo, N., y Duque, G. (2012). *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 267-285.
- Cole, D., Sherwood, S., Paredes, M., Sanin, L., Crissman, C., Espinosa, P., y Muñoz, F. (2007). Reducing Pesticide Exposure and Associated Neurotoxic Burden in an Ecuadorian Small Farm Population. *International Journal of Occupational and Environmental Health*, 13(3), 281-289.
- Confederación Hidrográfica de la Cuenca Del Ebro. (2015). *Plan Hidrológico del Ebro 2010-2015*. Barcelona.
- Confederación Hidrográfica del Ebro. (2016). *Normativa demarcación hidrográfica del Ebro*. Madrid.
- Confederación Hidrográfica del Júcar. (2001). *Normativa demarcación hidrográfica del Júcar*. Júcar.
- Contreras, J., Mendoza, C., y Gómez, A. (2004). Determinación de metales pesados en agua y sedimentos del río Haina, República Dominicana. *Ciencia y Sociedad*, 38-71.
- Correa, M., Bolaños, M., Rebolledo, E., y Rubio, D. (2015). Análisis del Contenido de Metales en Aguas, Sedimentos y Peces en la Cuenca del Río Santiago, Provincia de Esmeraldas, Ecuador. *Revista Científica Interdisciplinaria Investigación y Saberes*, 32-42.
- Côrtes, P., Guerner, A., Texeira, M., y Vieira, J. (2016). Environmental behavior: a comparative study between brazilian and portuguese students. *Ambiente & Sociedade n São Paulo*, 19(3), 113-134.

- Cousillas, A. (1 de diciembre de 2007). *Informe Toxicológico. Anteproyecto Avanzado Muelle Multipropósito "C"*. Recuperado de https://cedoc.infed.edu.ar/upload/Informe_Toxicologico_agua_adriana_cousillas.pdf
- Cubillos, L. (5 de Julio de 2018). *La Epistemología de las Ciencias Ambientales Reflexiones desde la "Impertinencia" Social*. Augusto Angel Maya: Pensamiento Ambiental Latinoamericano. Recuperado de https://augustoangelmaya.org/images/documentos/Epistemologia_Ciencias_Ambientales.pdf
- Cucalón, R., y Bajaña, L. (2015). *Filogeografía molecular del guanchiche *Hoplias spp.* (Characiformes: Erythrinidae) de la costa ecuatoriana* (Tesis de pregrado). Escuela Superior Politécnica del Litoral. Guayaquil-Ecuador.
- Delgado, J. (2012). *Estudio de la contaminación por metales pesados en la Cuenca baja del río Guadiana* (Tesis Doctoral). Universidad de Huelva. Huelva.
- Deyi, A., Padmavathy, D., Aanand, S., y Aruljothi, K. (2017). Review on water quality parameters in freshwater cage fish culture. *International Journal of Applied Research*, 114-120.
- Diaz, L., de Bertoldi, M., y Bidlingmaier, W. (2011). *Compost Science & Technology*. United Kingdom: Elsevier. p 26.
- Ding, T., Du, S., Zhang, Y., Wang, H., Zhang, Y., Cao, Y., Zhang, J., y He, L. (2020). Hardness-dependent water quality criteria for cadmium and an ecological risk assessment of the Shaying River Basin, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 198, 1-9.
- Directiva 76/464CEE de España. (2000). *Normativas Comunitarias Sobre Protección de las Aguas*. Barcelona.
- Dissanayake, U., Tennakoon, K., y Priyanta, N. (2002). Potential of two invasive plant species, *Lantana camara L.* and *Wedelia trilobata L.*, for selective heavy metal uptake. *Ceylon Journal of Science (Biological Sciences)*, 29, 1-11.
- Dmuchowski, W., Gozdowski, D., Bragoszewska, P., Baczewska, A., y Suwara, I. (2014). Phytoremediation of zinc contaminated soils using silver birch (*Betula pendula Roth*). *Ecological Engineering*, 71, 32–35.
- Domenech, X., y Peral, J. (2006). *Química Ambiental de Sistemas terrestres*. Barcelona: Reverté S.A.

- Duran, L., Infante, P., y López, P. (2011). *Peces y sedimentos: dos matrices para la vigilancia de la contaminación*. Confederación Hidrográfica del Ebro, 30-50.
- Durán, P. (2010). *Transferencia de metales de suelo a planta en áreas mineras: Ejemplos de los Andes peruanos y de la Cordillera Prelitoral Catalana* (Tesis Doctoral). Cataluña-España.
- Durango, J., Díaz, L., Marrugo, J., Cruz, Á., y Enamorado, G. (2016). Evaluación de la capacidad fitoestabilizadora de mercurio por parte de la cebolla (*Allium Cepa L*), en cultivos hidropónicos. *Revista Alimentos Hoy*, 24(39), 23-39.
- Elkady, A., Sweet, S., Wade, T., y Klein, A. (2015). Distribution and assessment of heavy metals in the aquatic environment of Lake Manzala, Egypt. *Ecol. Indicators*, 445-457.
- Elliot, M., Edward, G., y Taylor, C. (1988). The role of fish studies in estuarine pollution assessment. *J. Fish. Biol.*, 54-62.
- Espinosa, L., Parra, J., y Villamil, C. (2011). Determinación del contenido de metales pesados en las fracciones geoquímicas del sedimento superficial asociado a los manglares de la ciénega grande de Santa Marta, Colombia. *Investigación Marinas y Costeras*, 7-23.
- Espinoza, D., y Falero, S. (2015). Niveles de Mercurio, cadmio, plomo y arsénico en peces del río Tumbes y riesgos para salud humana por su consumo. *Instituto de Investigación RIGEO*, 18(36), 35-41.
- Ferriss, B., y Essington, T. (2014). Does trophic structure dictate mercury concentrations in top predators? A comparative analysis of pelagic food webs in the Pacific Ocean. *Ecol. Model*, 18-29.
- Flores, R. (2014). Co-Produced Water Management and Environmental Impacts. *Coal and Coalbed Gas*, 437-508.
- Fontaine, G., Narváez, I., y Cisnero, P. (2008). *GEO Ecuador 2008. Informe sobre el estado del medio ambiente*. Quito: Coediciones.
- Francois, J., Reyes, J., y Pérez, A. (2003). Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. *Investigaciones geográficas*, 12(51), 53-57.
- Galvis, G., Mojica, J., Duque, C. C., Sánchez, P., Arce, M., y Arbeláez, F. (2006). *Peces del Medio Amazonas: Región de Leticia*. Conservación.
- Gaona, X. (2004). *El mercurio como contaminante global. Desarrollo de metodologías para su determinación en suelos contaminados y*

estrategias para la reducción de su liberación al medio ambiente (Tesis Doctoral). Universidad Autónoma de Barcelona. Barcelona-España.

- Garcés, L., Angulo, A., y Alvarado, S. (2017). Elaboración artesanal y caracterización de bioles a base de estiércol bovino y gallinaza en diferentes tiempos de fermentación. *Revista Observatorio de la Economía Latinoamericana*, 1-12.
- García, D. (1993). Principios y técnicas de gestión de la pesca en aguas continentales. *International Journal*, 247.
- García, P., y Cruz, M. (2012). Los efectos del zinc en la salud. *Revista de Especialidades Médico-Quirúrgicas*, 7(3), 199-205.
- Gayatri, N., Sailesh, A., y Srinivas, N. (2019). Phytoremediation Potential of Brassica juncea for removal of selected heavy metals in urban soil amended with cow dung. *Journal of Materials and Environmental Sciences*, 10(5), 463-469.
- Ghisi, N., Oliveira, E., Mendonça, T., Vanzetto, R., Aliciane, R., Godinho, J., Bettim, F., Silva, H., y Prioli, A. (2016). Integrated biomarker response in catfish *Hypostornus ancistroides* by multivariate analysis in the Pirapó river, southern Brazil. *Chemosphere*, 69-79.
- Gil, J., Vizcaino, C., y Montaña, N. (2018). Evaluación de la calidad del agua superficial utilizando el índice de calidad del agua (ICA). Caso de estudio: Cuenca del Río Guarapiche, Monagas, Venezuela. *Anales Científicos*, 79(1), 111 - 119.
- Gnana, K., Andrade, H., Pradhan, L., Pradhan, A., Sones, S., Rao, P., y Sudhakar, C. (2007). Effectiveness of an educational program to promote pesticide safety among pesticide handlers of South India. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, DOI 10.1007/s00420-007-0263-3.
- Gobierno de Nueva Zelanda. (2016). A guide to effective micro-organisms. New Zealand. Recuperado de <https://www.envismadrasuniv.org/pdf/EMGuide.pdf>
- Gómez, E., Obando, M., Tovar, M., Caldas, M., y Hurtado, H. (2011). Estudio histológico del tracto digestivo del Neón Cardenal *Paracheirodon axelrodi*. *International Journal of Morphology*, 29(3), 782-786.
- González, E. (2001) ¿Cómo Sacar del Coma a la Educación Ambiental? La Alfabetización: Un posible Recurso Pedagógico-Político. *Ciencias Ambientales*, 15-23.

- González, M. (2017). *Características morfométricas, merísticas, de la canal y de la carne de especies de pez nativas de agua dulce de Ecuador* (Tesis de postgrado). Universidad d Cordoba. Córdoba-España.
- Goodchild, M., Gouquing, S., y Shiren, Y. (1992). Development and test of an error model for categorica data. *International Journal of Geographical Information Systems*, 6(2), 87-104.
- Gracia, H., Marrugo, N., y Alvis, R. (2010). Contaminación por mercurio en humanos y peces en el municipio de Ayapel, Córdoba, Colombia. *Revista Facultad Nacional de Salud Pública*, 28(2), 57-149.
- Graza, F., y Quispe, R. (2015). *Determinación de Pb, Cd, As en Aguas del Río Santa en el Pasivo Minero Ambiental de Recuay, Ticapampa; Recuay – Ancash*. Lima.
- Guanes, R., Mendoza, R., González, M., Ramírez, N., Jiménez, F., y Musálem, K. (2015). Concentración de metales en agua y sedimentos de la cuenca alta del río Grijalva, frontera México-Guatemala. *Revista Tecnología y Ciencias del Agua*, 61-74.
- Hall, D., Bodaly, R., Fudge, R., Rudd, J., y Rosenberg, D. (1997). Food as the dominant pathway of methylmercury uptake by fish. *Water Air Soil Pollut*, 13-24.
- He, F., Gao, J., Pierce, E., y Strong, P. (2015). In situ remediation technologies for mercury-contaminated soil. *Environmental Science and Pollution Research*. doi 10.1007/s11356-015-4316-y.
- Heiß, L., Bouchaou, L., Tadoumant, S., y Reichert, B. (2020). Index-based groundwater vulnerability and water quality assessment in the arid region of Tata city (Morocco). *Groundwater for Sustainable Development*, doi: <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100344>.
- Hernández, L., y Jiménez, G. (2010). Actitudes y comportamiento ambiental del personal del área de conservación Marina isla del coco, *Costa Rica*. *Biocenosis*, 3-13.
- Hernández, R., Fernández, Carlos, y Baptista, M. (2014). *Metodología de la Investigación*. México: McGraw-Hill.
- Herrera, J., Rodríguez, J., Coto, J., Salgado, V., y Borbón, H. (2013). Evaluación de metales pesados en los sedimentos superficiales del río Pirro. *Tecnología en Marcha*, 28-36.
- Herrera, M. (2015). *Diseño de la planta de tratamiento de agua potable para el sistema de riego Cayambe-Olmedo* (Tesis de Pregrado). Universidad Internacional SEK. Quito-Ecuador.

- Herrera, R. (2015). *Relación que existe en las Actitudes y Prácticas ambientales Predominantes entre los Profesores de Tercer Ciclo del Colegio Externado de San José, San Salvador, El Salvador*. (Tesis de Maestría). Universidad Rafael Landívar. Guatemala.
- Herrero, T. (2014). *Impacto de los drenajes ácidos en los ecosistemas acuáticos producidos por la minería del carbón en El Bierzo: bioacumulación de metales pesados y evolución de las comunidades biológicas*. Universidad de León, 402.
- Houri, K., Fegrouche, R., Mansouri, D., Allami, H., y Fadli, M. (2018). Distribution of degree of contamination by heavy metals og the gills muscle, liver and gonads of *Lepomis gibbosus Linnaeus*, 1758 (Centrarchide Fish. Percifome, Actinopterygiis). *International Journal of Fauna and Biological Studies*, 163-169.
- Hung-Yu, L., y Zueng-Sang, C. (2010). In-situ selection of suitable plants for the phytoremediation of multi-metals–contaminated sites in Central Taiwan. *International Journal of Phytoremediation*, 11(3), 235-250.
- Hwang, Y., Kim, S., y Jeng, J. (2000). Examining the Causal Relationship Among Selected Antecedents of Responsible Environmental Behavior. *Environmental Education*, 19-25.
- Hylander, L., Pinto, F., Guimaraes, J., Meili, M., Oliveira, L., y Castro, E. (2000). Fish mercury concentration in the Alto Pantanal, Brazil: influence of season and water parameters. *Sci. Total Environ*, 9-20.
- Instituto de Investigaciones de la Amazonia Peruana. (2011). *Gestión integrada de recursos hídricos*. Recuperado de <http://www.iiap.org.pe/cdpublicaciones2011/documentos/pdf/aquerec/ pu/2.pdf>
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2010). *Guía para el monitoreo de vertimientos, aguas superficiales y subterráneas*. Bogotá: 3.
- Instituto Geológico y Minero de España. (2011). *Cartografía geoquímica de suelos y sedimentos*. Barcelona.
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2014). *Importancia del Control de Calidad en Campo*. Ciudad de México.
- Instituto Nacional de Salud. (2015). *Evaluación de riesgos en Inocuidad de alimentos*. Ministerio de Salud y Protección Social. Bogotá. Recuperado de

<https://www.ins.gov.co/Direcciones/Vigilancia/Publicaciones%20ERIA%20y%20Plaguicidas/ER%20MERCURIO%20EN%20PECES.pdf>

- Jaramillo, M., y Flores, E. (2012). *Fitorremediación mediante el uso de dos especies vegetales Lemna minor (lenteja de agua), y Eichornia crassipes (Jacinto de agua) en aguas residuales producto de la actividad minera* (Tesis de Pregrado). Universidad Politécnica Salesiana. Cuenca-Ecuador.
- Jiménez, A. (2005). *Interacción del Mercurio con los Componentes de las Aguas Residuales* (Tesis de Pregrado). Universidad Nacional de Colombia. Manizales-Colombia.
- Jiménez, A., Monroe, M., Zamora, N., y Benayas, J. (2017). Trends in environmental education for biodiversity conservation in Costa Rica. *Environment, Development and Sustainability*, 19(1), 221–238.
- Jimenez, D. (2012). *Cuantificación de Metales Pesados (Cadmio, Cromo, Niquel y Plomo) en Agua Superficial, Sedimentos y Organismos (Crassostrea columbiensis) Ostion de Mangle en el puente Portete del Estero Salado (Guayaquil)*. Guayaquil-Ecuador.
- Jiménez, P., Aguirre, W., Laaz, E., Navarrete, R., Nugra, F., Rebolledo, E., Zárate, E., Torres, A., y Valdiviezo, J. (2015). *Guía de peces para aguas continentales en la vertiente occidental del Ecuador*. Esmeraldas: Imprenta Mariscal Cía. Ltda.
- Jumbo, D. (2015). *Metales pesados en sedimentos riberos de cuencas hidrográficas impactadas por la minería en la región sur del Ecuador* (Tesis de Pregrado). Universidad Nacional de Loja. Loja-Ecuador.
- Jiunian, G., Wang, J., Pan, H., Yang, C., Qu, J., Lu, N., y Yuan, X. (2018). Heavy metals in Yinma River sediment in a major Phaeozems zone, Northeast China: Distribution, chemical fraction, contamination assessment and source apportionment. *Scientific Reports*, DOI:10.1038/s41598-018-30197-z.
- Kandziora, M., Nadgórska, A., Barczyk, G., y Ciepala, R. (2017). Bioaccumulation of heavy metals and ecophysiological responses to heavy metal stress in selected populations of *Vaccinium myrtillus* L. and *Vaccinium vitis-idaea* L. *Ecotoxicology*, 26, 966–980.
- Karimi, R., Chen, C., y Folt, C. (2016). Comparing nearshore benthic and pelagic prey as mercury sources to lake fish: the importance of prey quality and mercury content. *Sci. Total Environ*, 211-221.

- Kassas, H., Sharaf, M., Mousa, I., y Niazy, M. (2003). Phytoremediation of zinc and copper contaminated soils using different hyper accumulating plants. *Journal of Environmental Sciences*, 7(3), 1-23.
- Khana, G., y Singh, A. (2016). Patterns of Pesticide Use and Associated Factors Among the Commercial Farmers of Chitwan, Nepal. *Environmental Health Insights*, 10(1), 1-7.
- Kioupi, V., y Voulvoulis, N. (2019). Education for Sustainable Development: A Systemic Framework for Connecting the SDGs to Educational Outcomes. *Sustainability*, 1-18.
- Klausen, C. (2017). *Phytoextraction of Cadmium, Zinc and Lead. A case study of Salix Schwerinii and Salix Viminalis and approaches of improving the method using arbuscular mycorrhizal fungi*. Aalborg Universitet. Copenhagen-Dinamarca. Recuperado de https://projekter.aau.dk/projekter/files/260078259/Master_Projekt_Phyt_oextraction_of_Heavy_Metals.pdf
- Koli, P., Bhardwaj, N., y Mahawer, S. (2019). Agrochemicals: Harmful and Beneficial Effects of Climate Changing Scenarios. *Climate Change and Agricultural Ecosystems*, DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816483-9.00004-9>.
- Krainer, A., y Guerra, M. (2019). Ética y filosofía ambiental. *Revista Latinoamericana de Estudios Socioambientales*, 9-10.
- Kumar, R. (2008). Heavy Metal Pollution in Aquatic Ecosystems and its Phytoremediation using Wetland Plants: An ecosustainable approach. *International Journal of Phytoremediation*, 10(2), 133-160.
- Laino, R., Bello, R., González, M., Ramírez, N., Jiménez, F., y Musálem, K. (2015). Concentración de metales en agua y sedimentos de la cuenca alta del río Grijalva, frontera México-Guatemala. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 61-74.
- Lalaguna, D., Infante, P., y Pinilla, O. (2001). Peces y sedimentos: dos matrices para la vigilancia de la contaminación por sustancias peligrosas en la cuenca del río Ebro. *limnetica*, 20(2), 321-328.
- Lamp'I, J. (2017). *The Complete Guide to Home Composting*. Seattle, United States: Joe Gardener®.
- Lawrence, A., y Hemingway, K. (2003). Effects of Pollution on Fish: Molecular Effects and Population Responses. *Blackwell Science*, 388-390.

- Lebel, J., Mergler, D., y Lucotte, M. (1996). Evidence of Early Nervous Systems Dysfunction in Amazonian Populations Exposed to Low-Levels of Methylmercury. *Neurotoxicology*, 12(17), 157-168.
- Leff, E. (2006). *Aventuras de la Epistemología Ambiental: de la articulación de ciencias al diálogo de saberes*. México: Siglo XXI Editores.
- León, A. (2015). Aprender haciendo: Uso de una estrategia didáctica en un curso avanzado de la carrera de Farmacia de la Universidad de Costa Rica. *Educación*, 105-113.
- León, V. (2017). *Capacidad fitorremediadora de especies altoandinas para suelos contaminados por metales pesados procedentes de la compañía minera Lincuna Sac, en condiciones de invernadero, 2015-2016*. (Tesis de Pregrado). Universidad Nacional Santiago Antúñez de Mayolo. Ancash-Perú.
- Leung, H., Leung, A., Wang, H., Ma, K., Liang, Y., y Ho, K. (2014). Assessment of heavy metals/metalloid (As, Pb, Cd, Ni, Zn, Cr, Cu, Mn) concentrations in edible fish species tissue in the Pearl River Delta (PRD). *Mar Pollut Bull*, 78(5), 235–245.
- Li, P., Zhang, J., Xie, H., Liu, C., Liang, S., Ren, Y., y Wang, W. (2015). Heavy metal bioaccumulation and health hazard assessment for three fish species from Nansi Lake, China. *Bull Environ Contam Toxic*, 431-436.
- Lindberg, S., Wallschlager, D., Prestbo, E., Bloom, N., Price, J., y Reinhart, D. (2001). Methylated mercury species in municipal waste landfill gas sampled in Florida, USA. *Atmospheric Environ*, 10(35), 4011-4015.
- Litter, M., Farías, S., y Armienta, M. (2009). *Metodologías analíticas para la determinación y especiación de arsénico*. Buenos Aires: CYTED.
- López, B., y Cruz, L. (2011). *Elaboración de un Probiótico a Base de Microorganismos Nativos y Evaluación de su Efecto Benéfico al Proceso Digestivo de la Tilapia Roja (Oreochromis Spp.) en Etapa de Engorde en la Zona de Santo Domingo*. (Tesis de Pregrado): Escuela Politécnica del Ejercito, Santo Domingo, Ecuador.
- López, C. (2016). *Desarrollo de un método analítico para la determinación de mercurio atmosférico*.
- Lopez-Tejedor, I., Sierra, M., Rodríguez, J., y Millán, R. (2010). *Estudio de la Absorción y Distribución del Mercurio en Nerium Oleander L. en la Ribera del Río Valdeazogues (Estación de Chillón - Almadén)*. Madrid: CIEMAT.

- López-Tejedor, I., Sierra, M., Rodríguez, J., y Millán, R. (2010). *Estudio de la Absorción y Distribución del Mercurio en Nerium Oleander L. en la Ribera del Río Valdeazogues (Estación de Chillón - Almadén)*. Madrid, España: (Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas, Ciudad Universitaria) Ciemat.
- Lozada, J. (2007). Determinación de la concentración de metales en *Cyprinus carpio*, Linnaeus 1785 (carpa común) de la Laguna de Metztlán, Hidalgo, México. 17-35.
- Luna, M. (2014). *Contaminación por Elementos Traza y Radiactivos en Peces de las Represas Luis L. León y San Marcos* (Tesis Doctoral). Centro de Investigaciones de Materiales Avanzados S.C. Chihuahua, México.
- Luna, M., y Mesa, J. (2016). Microorganismos eficientes y sus beneficios para los agricultores. *Revista Científica Agroecosistemas*, 31-40.
- Luneta, R., Congalton, R., Fnstermaker, L., Jensen, J., McGw, K., y Tinney, L. (1991). Remote sensing and geographic information systems data integration: error sources and research issues. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 57(6), 677-687.
- Ma, T., Sun, S., Fu, G., Hall, J., Ni, Y., He, L., Yi, J., Zhao, N., Du, Y., Pei, T., Cheng, W., Song, C., Fang, C., y Zhou, C. (2020). Pollution exacerbates China's water scarcity and its regional inequality. *Nature Communications*, <https://doi.org/10.1038/s41467-020-14532-5>.
- Macías, J. (2016). *Estado y estructura poblacional de la Tilapia negra Oreochromis niloticus (Linnaeus, 1758) (Perciformes: Cichlidae) en la represa La Esperanza, Quiroga-Manabí* (Tesis de Maestría). Universidad de Guayaquil. Guayaquil-Ecuador.
- Magos, L., y Clarkson, T. (2006). Overview of the clinical toxicity of mercury. *Ann Clin Biochem*, 43(2), 257-268.
- Malik, D., y Maurya, P. (2014). Heavy metal concentration in water, sediment, and tissues of fish species (*Heteropneustis fossilis* and *Puntius ticto*) from Kali River, India. *Toxic Environ Chem*, 1195-1206.
- Mancera, N., y Álvarez, R. (2006). Estado del conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces dulceacuícolas de Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 11(1), 3-23.
- Márquez, A., Senior, A., Fermín, I., Martínez, G., Castañeda, J., y Gonzáles, Á. (2008). Cuantificación de las concentraciones de metales pesados en tejidos de peces y crustáceos de la Laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela. *Revista ciencia Maracaibo*, 18(1), 12-23.

- Marrugo, J., Durango, J., Pinedo, J., Olivero, J., y Díez, S. (2015). Phytoremediation of mercury-contaminated soils by *Jatropha curcas*. *Chemosphere*, 127, 58–63.
- Martínez, L. (2018). *Evaluación del estado de conservación de suelos contaminados por la relavera el Madrigal-Arequipa y propuesta de fitorremediación* (Tesis Doctoral). Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa. Arequipa-Perú.
- Martínez, R. (2010). La importancia de la educación ambiental ante la problemática actual. *Revista Electrónica Educare*, 14(1), 42-58.
- Mas, J., Velásquez, J., Palacio, G., Boceo, A., Peralta, A., y Prado, J. (2001). Assessing forest resources in México: Wall-towall land use/cover mapping. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 68(10), 966-968.
- Maya, P., y Hansen, A. (1995). Competencia de iones mayores en la migración química de cadmio y plomo en sedimentos del lago de Chapala, México. *Ingeniería Hidráulica en México*, 35-42.
- Medina, K., y Montalvo, Y. (2014). *Determinación del factor de bioconcentración y traslocación de metales pesados en el *Juncus arcticus willd.* y *Cortaderia rudiusscula stapf*, de áreas contaminadas con el pasivo ambiental minero alianza - ancash 2013* (Tesis de Pregrado). Universidad Nacional Santiago Antúnez De Mayolo. Ancash-Perú.
- Mejía, C. (2011). *Metales Pesados en Suelos y Plantas: Contaminación y Fitotoxicidad* (Tesis Doctoral). Universidad Nacional José Faustino Sánchez Carrión. Huacho-Perú.
- Mejía-Zamudio, F., Valenzuela-García, J., Aguayo-Salinas, S., y Meza-Figueroa, D. (2009). Adsorción de arsénico en zeolita natural pretratada con óxidos de magnesio. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 217-227.
- Metian, M., Warnau, M., Chouvelon, T., Pedraza, F., Rodríguez y Baena, A., y Bustamante, P. (2013). Trace element bioaccumulation in reef fish from New Caledonia: influence of trophic groups and risk assessment for consumers. *Mar. Environ. Res*, 87–88.
- Millán, R., Carpena, R., Schmid, T., Sierra, M., Moreno, E., Peñalosa, J., Gamarra, R., y Eteban, E. (2007). Rehabilitación de suelos contaminados con mercurio: estrategias aplicables en el área de Almadén. *Ecosistemas*, 16(2), 56-66.

- Ministerio de Agricultura Autoridad Nacional del Agua Perú. (2011). *Protocolo de Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos*. Lima.
- Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca. (2016). La política agropecuaria ecuatoriana. Hacia el desarrollo territorial rural sostenible 2015-2025. MAGAP: Quito-Ecuador. Recuperado de <http://www.competencias.gob.ec/wp-content/uploads/2017/05/01PPP2016-POLITICA01.pdf>
- Ministerio de Agricultura y Pesca Alimentación y Medio Ambiente. (2016). *Red de Control de Sustancias Peligrosas, Agua, Sedimento y Biota*. Barcelona.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino de España. (2010). *Red de Control de Sustancias Peligrosas. Agua, sedimentos y Biota*. Barcelona.
- Ministerio del Ambiente-Perú. (7 de junio de 2017). *Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establecen Disposiciones Complementarias*. Lima, Perú.
- Ministerio del Ambiente de Perú. (2014). *Guía para el muestreo de suelo*. Lima.
- Ministerio del Ambiente Ecuador. (2015). *Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes: recurso agua*. Quito.
- Miranda, L. (2013). Cultura ambiental: Un estudio desde las dimensiones de valor, creencias, actitudes y comportamientos ambientales. *Producción + Limpia*, 94-105.
- Mireille, L., y Harmelin, V. (1981). Description d'un petit chalut à perche pour récolter la faune vagile des herbiers de posidonies. *Rapport et procès verbaux de la Commission internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, 199-200.
- Miri, M., Akbari, E., Amrane, A., Jafari, S., Eslami, H., Hoseinzadeh, E., Zarrabi, M., Salimi, J., Sayyad, M., y Taghavi, M. (2017). Health risk assessment of heavy metal intake due to fish consumption in the Sistan region, Iran. *Environ. Monit. Assess*, 1-10.
- Moalla, S., Awadallah, M., Rashed, N., y Soltan, E. (1998). Distribution and chemical fractionation of some heavy metals in bottom sediments of Lake Nasser. *Hidrobiologia*. 31-40.
- Molina, C., Ibañez, C., y Gibon, F. (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.
- Montoya, J. (2010). *Plan de Educación Ambiental para el Desarrollo Sostenible de los Colegios de la Institución La Salle* (Tesis Doctoral). Universidad de Valencia. España.
- Moreno, F., Mendez, E., Quilcat, V., y Huaranga, F. (2010). Contaminación por metales pesados en la Cuenca del Río Moche, 1980 – 2010, La Libertad – Perú. *Scientia Agropecuaria*, 235 - 247.
- Moriarty, D., Darlington, J., Dunn, I., Moriarty, C., y Tevlin, M. (1973). Feeding and grazing in Lake George, Uganda. *Proc. R. Soc. B.*, 299-319.
- Muñiz, L. (2017). *Manejo de herbicidas sintéticos y extractos vegetales para controlar malezas en cultivos básicos: maíz, frijol y sorgo*. Nuevo León: Universidad Autónoma de Nueva León, México.
- Muñoz, G. (2017). *Evaluación in vitro de la capacidad de maní forrajero (Arachis pintoi W.C.) y guarumo (Cecropia peltata) en la biorremediación de suelos contaminados con mercurio* (Tesis de Pregrado). Escuela Superior Politécnica de Chimborazo. Francisco de Orellana-Ecuador.
- Murgueito, E., Cumbal, L., Aguirre, V., y Chávez, C. (2015). Desarrollo de una tecnología para la recuperación de las aguas de la laguna Papallacta contaminadas con arsénico y metales pesados usando materiales sorbentes emergentes. doi:10.13140/RG.2.1.4859
- Murray, K. (1996). Statistical comparisons of heavy metal concentrations in River sediments. *Environmental Geology*.
- Nava, C., y Méndez, M. (2011). Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio, plomo, arsénico y talio). *Neurociencias*, 140-147.
- Nevarez, M. (2014). *Cuantificación de elementos traza tóxicos en peces de presas del Estado de Chihuahua y evaluación de riesgos a la salud* (Tesis Doctoral). Centro de Investigación en Materiales Avanzados, Departamento de Estudios de Posgrado, Chihuahua, México.
- Nievas, H., Caruso, M., Pizzio, F., Ferri, F., y Pérez, S. (2013). Monitoreo ambiental de aguas superficiales y subterráneas, consideración de áreas sensibles, distrito uranífero Pichiñán Este, departamento Paso de Indios, provincia del Chubut. *Asociación Geológica Argentina*, 70(3), 327-334.

- Nikolic, M., y Stevovic, S. (2015). Family Asteraceae as a sustainable planning tool in phytoremediation and its relevance in urban areas. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14, 782–789.
- Nillumbik Shire Council. (2012). Environmental Education Strategy. Australia. Recuperado de https://www.nillumbik.vic.gov.au/files/assets/public/environment/publications/environmental_education_strategy_2012.pdf
- Noboa, A. (2016). *Cultivo intensivo de Andinoacara rivulatus (vieja azul) con diferenciación en la cantidad de alimento en un sistema cerrado de recirculación de agua* (Tesis de Pregrado). Universidad de Guayaquil. Ecuador.
- Noguera, A. (28 de septiembre de 2018). *Crisis Ambiental: Pérdida del Cuerpo y de la Tierra*. Pensamiento Ambiental Latinoamericano. Recuperado de https://augustoangelmaya.org/images/documentos/Noguera_2012_perdida_del_cuerpo_y_de_la_tierra_Culturaydroga17.pdf
- Noverita, T., y Tjong, P. (2017). Bioconcentration Factor (BCF) and Translocation Factor (TF) of Heavy Metals in Mangrove Trees of Blanakan Fish Farm. *Makara Journal of Science*, 21(2), 77-81.
- Nuñez, M., Agudelo, E., y Dimelsa, B. (2014). Un análisis descriptivo de la presencia de mercurio en agua, sedimento y peces de interés socio-económico en la Amazonia Colombiana. *Revista Colombia Amazónica*, 149-159.
- O'Driscoll, N., Rencz, A., y Lean, D. (2005). Mercury Cycling in a Wetland Dominated Ecosystem: A Multidisciplinary Study. *Society of Environmental Toxicology and Chemistry*, 7-19.
- Oesterlund, A., Thomsen, J., Sekimpi, D., Maziina, J., Racheal, A., y Jørs, E. (2014). Pesticide knowledge, practice and attitude and how it affects the health of small-scale farmers in Uganda: a cross-sectional study. *African Health sciences*, 14(2), 420-433.
- Olivares, S., García, D., Lima, L., Saborit, I., Llizo, A., y Pérez, P. (2013). Niveles de cadmio, plomo, cobre y zinc en hortalizas cultivadas en una zona altamente urbanizada de la ciudad de La Habana, Cuba. *Revista internacional de Contaminación Ambiental*. 29(4), 285-294.
- Ordoñez, A. (2014). *Monitoreo de la calidad de agua*. Ciudad de México.

- Organización de Investigación de Microorganismos Eficientes. (2016). How EM works. Okinawa, Japón. Recuperado de <https://www.emrojapan.com/how/>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2005). *Oreochromis niloticus. Programa de información de especies acuáticas. Texto de Rakocy, J. E.* In: Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO. Roma. Recuperado de http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Oreochromis_niloticus/es.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2011). *El agua*. Recuperado de <http://www.fao.org>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2013). Los biopreparados para la producción de hortalizas en la agricultura urbana y periurbana. FAO: Roma. Recuperado de <http://www.fao.org/3/a-i3360s.pdf>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2016). *Construcción de estanques para la piscicultura en agua dulce*. Roma: Colección FAO Capacitación.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura; Organización Mundial de la Salud. (2011). *CODEX alimentarius*. Roma.
- Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (2005). *Década de las Naciones Unidas para el Desarrollo Sostenible. Plan de Aplicación Internacional*. Paris: Unesco.
- Organización Mundial de la Salud. (2006). *Guías para la calidad del agua potable*. Recuperado de https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3_es_full_lowres.pdf
- Organización Mundial de la Salud. (2005). *Mercury in Drinking-water*. Recuperado de https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/mercuryfinal.pdf
- Ortega, C. (2015). *Cuantificación de las concentraciones de metales pesados (Hg, Cu, Ni, Cd, Pb y Mn) por espectrofotometría de absorción atómica en peces del estero Huaylá (Diapterus peruvianus y Sardinops sagax), Puerto Bolívar, cantón Machala, provincia de El Oro, 2014*. (Tesis de Pregrado). Universidad Técnica de Machala. Ecuador.

- Ortega, G. (2015). *Obtención de un hidrolizado de proteína de Aequidens rivulatus (Vieja azul), utilizando enzimas proteolíticas, Machala, 2014* (Tesis de Pregrado). Universidad Técnica de Machala. Ecuador.
- Ortega, R., Beltrán, J., Marrugo, y José. (2011). Acumulación de mercurio (Hg) por caña flecha (*Gynerium sagittatum*) (Aubl) Beauv. in vitro. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 33-41.
- Pájaro, D., y Sánchez, P. (2016). *Evaluación de las concentraciones de metales pesados (Cd Y Pb) en especies ícticas comercializadas en la plaza del pescado de la ciudad de Barranquilla y Riesgo Potencial para la Salud Humana*. Barranquilla.
- Palma, A., y Vargas, P. (2019). *Relación entre conocimiento y comportamiento ambiental mediante una estrategia de educación ambiental en la escuela fiscal José Leónidas Delgado, cantón Rocafuerte-Manabí* (Tesis de Pregrado). Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Mamuel Félix López. Calceta-Ecuador.
- Palmero, R. (2010). *Elaboración de compost con restos vegetales por el sistema tradicional en pilas o montones*. Tenerife-Canarias: Litografía Santa Elena.
- Palomino, P. (2018). Evaluación de la calidad del agua en el río Mashcón, Cajamarca, 2016. *Anales Científicos*, 79(2), 298 - 307.
- Parra, J., y Espinosa, L. (2008). Distribución de Metales Pesados (Pb, Cd Y Zn) en Perfiles de Sedimento Asociado a Rhizophora Mangle en el Río Sevilla - Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 95-110.
- Paz, S., Burgos, A., Gutiérrez, A., Hernández, C., Lozano, G., Rubio, C., y Hardisson, Á. (2017). *El Mercurio: Contaminante marino y alimentario*.
- Peña, E., Cantera, J., y Muñoz, E. (2012). Evaluación de la contaminación en ecosistemas acuáticos: Un estudio de caso en la laguna de Sonso, cuenca alta del río Cauca. *Universidad del Valle*, 50-67.
- Peña, F., y Beltrán, M. (2014). Aplicación de la fitorremediación en suelos contaminados por metales pesados utilizando *Helianthus annuus* L. En la Estación Experimental El Mantaro. *Prospectiva Universitaria*, 31-45.
- Perales, F., y Ayerbe, J. (7 de septiembre de 2016). *El trabajo por proyectos y por resolución de problemas en Educación Ambiental: análisis y tendencias: Departamento de Didáctica de las Ciencias Experimentales*. Universidad de Granada. Recuperado de <http://digibug.ugr.es/handle/10481/43771>

- Peralta, A., Palacio, G., Boceo, J., Mas, A., Velásquez, A., Victoria, R., Bermúdez, U., Martínez, A., y Prado, J. (2001). Nationwide sampling of México with airborne digital cameras: an image database to validate the interpretation of satellite data. *American Society. Photogrammetry and Remote Sensing, 18th Biennial Workshop on Color Photography & Videography in Resource Assessment*, 10(18), 1-9.
- Pérez, L., Moreno, A., y González, J. (1995). Influencia de las fracciones arcilla y arena en el contenido y disponibilidad de metales pesados en suelos. *Revista de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo*, 10(1), 83-89.
- Pérez, P., y Quishpi, A. (2016). *Análisis de la calidad de agua de los ríos, Nagsiche y Pumacunchi, pertenecientes a la subcuenca del río Patate, de la provincia de Cotopaxi* (Tesis de pregrado). Universidad Nacional de Chimborazo. Riobamba-Ecuador.
- Pérez-López, E. (2016). Control de calidad en aguas para consumo humano en la región occidental de Costa Rica. *Tecnología en Marcha*, 3-14.
- Pernía, B., Calabokis, M., Noris, K., Bubis, J., Guerra, M., y Castrillo, M. (2019). Effects of cadmium in plants of *Sphagneticola trilobata* (L.) Pruski. *Bioagro*, 31(2), 133-142.
- Pis, M. (1999). *Impacto de los Metales Contaminantes en la Calidad de la Tilapia (Oreochromis Aureus) Cultivada en Cuba* (Tesis de Maestría). Universidad de La Habana. Cuba.
- PI@ntNet. (2018). *Plantinvasivekruger - Asteraceae - Sphagneticola trilobata* (L.) Pruski. *PI@ntNet*. Francia. Recuperado de <http://publish.plantnet-project.org/project/plantinvasivekruger/collection/collection/synthese/details/WEDTR>
- Pozo, F. (2014). Presencia de metales pesados cadmio y plomo en el estuario del río Chone Manabí, Ecuador. *Revista Ciencia UNEMI*, 123-130.
- Prieto, J., González, C., Román, A., y Prieto, F. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10(1), 29-44.
- Puglla, J. (2017). *Evaluación de la calidad del agua cruda captada con fines de consumo humano en la parroquia Patuca y propuesta de un plan de manejo de la microcuenca Yaguaimi* (Tesis de Pregrado). Escuela de Ingeniería Ambiental, 105-108.
- Pulido, A. (1985). *Estudio de algunos parámetros ambientales de la explotación aurífera de Mineros de Antioquia en la cuenca del río Nechi: Impacto ambiental preliminar*.

- Quintuña, J., y Samaniego, M. (2016). *Evaluación fisicoquímica y microbiológica del agua potable de la planta potabilizadora del cantón Chordeleg* (Tesis de Pregrado). Universidad de Cuenca. Cuenca-Ecuador.
- Rachmadiarti, F., Purnomo, T., Azizah, D., y Fascavitri, A. (2019). *Syzygium oleina* and *Wedelia trilobata* for Phytoremediation of Lead Pollution in the Atmosphere. *Nature Environment and Pollution Technology*, 18(1), 157-162.
- Rai, L., Gaur, J., y Kumar, H. (1981). Protective effects of certain environmental factors on the toxicity of zinc, mercury, and methylmercury to *Chlorella vulgaris*. *Environmental Research*, 250-259.
- Ramírez, I. (2018). *¿Cómo saber si una planta es nativa?* Desde el Herbario CICY, 209-214.
- Ramírez, L. (2015). *Sostenibilidad y Pensamiento Ambiental*. Recuperado de http://www.manizales.unal.edu.co/modules/unrev_ideasAmb/
- Ranieri, E., Moustakas, K., Barbaferi, M., Ranieri, A., Herrera, J., Petrella, A., y Tommasi, F. (2019). Phytoextraction technologies for mercury- and chromium-contaminated soil: a review. *Journal of the Society of Chemical Industry*. doi10.1002/jctb.6008.
- Reddy, P., y Baghel, B. (2012). Impact of Industrial waste water on the Chambal River and Biomarker responses in fish due to pollution at Nagda. MP India. *DAV Int. J. Sci.*, 86-91.
- Rengifo, B., Quitiaquez, L., y Mora, F. (22 de febrero de 2019). *La Educación Ambiental una Estrategia Pedagógica*. Augusto Angel Maya: Pensamiento Ambiental Latinoamericano. Recuperado de <https://www.augustoangelmaya.org/index.php/pensamiento-ambiental/otros-autores/238-la-educacion-ambiental-una-estrategia-pedagogica>
- Reyes, Y., Vergara, I., Torres, O., Dáz, Mercedes, y González, E. (2016). Contaminación por metales pesados: *Implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria*. *Ingeniería, Investigación y Desarrollo*, 66-77.
- Rivell, A., De Maria, S., Puschenreiter, M., y Gherbin, P. (2012). Accumulation of Cadmium, Zinc, and Copper by *Helianthus Annuus L.*: Impact on Plant Growth and Uptake of Nutritional Elements. *International Journal of Phytoremediation*, 14(4), 320-334.
- Rivera, M., y Rodríguez, C. (2009). Actitudes y comportamientos ambientales en estudiantes de Enfermería de una Universidad pública del norte de

- Perú. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública*, 338-342.
- Rodríguez, S. (2019). Clase Invertida "Learning by doing". RedEduca: España. Recuperado de <https://redsocialededuca.net/clase-invertida-learning-doing>
- Rodríguez, A., y Páramo, J. (2012). Distribución espacial del pargo rayado *Lutjanus synagris* (pisces: lutjanidae) y su relación con las variables ambientales en el Caribe colombiano. *Actual Biol*, 34(96), 55-66.
- Rodriguez, I., Lopez, J., Carnicer, A., Recreo, E., Tallos, A., y Monteagudo, J. (2005). Mercury Recovery from Soils by Phytoremediation. *Environmental Chemistry*, 197-204.
- Rodríguez, S. (2018). *Bioacumulación de metales pesados en Schoenoplectus californicus (cyperaceae) de las áreas bentónicas en dos estaciones climáticas: el caso de estudio del lago San Pablo. Imbabura-Ecuador* (Tesis Doctoral). Escuela Internacional de Doctorado de Universidad de Sevilla (EIDUS). España.
- Rojas, C. (2011). *Estudios de la contaminación de los recursos hídricos en la cuenca del río San Pedro, previos a la construcción de una hidroeléctrica (P.H. Las Cruces) en Nayarit, México*. 12-17.
- Rolim-Ferrari, C., Azevedo, H., Rodgher, S., Almeida, T., Bruschi, A., Lopes, M., y Bonifácio, R. (2017). Effects of the discharge of uranium mining effluents on the water quality of the reservoir: an integrative chemical and ecotoxicological assessment. *Nature Scientific Reports*, DOI:10.1038/s41598-017-14100-w.
- Rondón, J. (2012). *La contaminación del agua*. 24-36.
- RUAF, IPES, FAO. (2010). *Biopreparados para el manejo sostenible de plagas y enfermedades en la agricultura urbana y periurbana*. Lima.
- Rubio, H., Ortiz, R., Quintana, R., Saucedo, R., Ochoa, J., y Rey, N. (2014). Índice de calidad de agua (ICA) en la presa La Boquilla en Chihuahua, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 139-150.
- Ruiz, E., y Echeandía, A. y. (1994). *Relaciones entre agua y sedimento en el río de origen torrencial*. Bilbao: Limnética.
- Rusnam. (2016). The Ability of Water Plants to Reduce the Level of Mercury Pollution in Water Quality in Irrigation. *International Journal of Waste Resources*, 6. doi: 10.4172/2252-5211.1000225.

- Samboni, N., Carvajal, Y., y Escobar, J. (2007). Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Revista Ingeniería e Investigación*, 27(3), 172-181.
- Santillán, M. (2017). *Manual de malezas presentes en cultivos de importancia económica del Ecuador*. Quito, Ecuador: Agrocalidad.
- Sardiñas-Peña, O., Chiroles, S., Fernández, M., Hernández, Y., & Pérez, A. (2006). Evaluación fisicoquímica y microbiológica del agua de la presa El Cacao (Cotorro, Cuba). *Hig. Sanid. Ambient*, 202-206.
- Schartup, A., Mason, R., Balcom, P., Hollweg, T., y Chen, C. (2013). Methylmercury production in estuarine sediments: role of organic matter. *Environ. Sci. Technol*, 695-700.
- Schmitt, C., y Brumbaugh, W. (1990). National Contaminant Biomonitoring Program: Concentrations of Arsenic, Cadmium, Copper, Lead, Mercury, Selenium, and Zinc in U.S. *Freshwater Fish, 1976- 1984*. 19(10), 731-747.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. (2003). *Memorias Nacional de Tilapia*. Guadalajara: Cámara de Comercio de Guadalajara.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación de México. (2016). *Identificación y Manejo de especies nativas para la reforestación en Proyectos COUSSA*. Dirección General de Producción Rural Sustentable en Zonas Prioritarias, 3-12.
- Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo del Ecuador. (2017). *Plan Nacional de Desarrollo 2017-2021*. Toda una vida. Quito.
- Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo del Ecuador. (2013). *Plan Nacional del Buen Vivir 2013-2017*. Quito-Ecuador.
- Shen, L., Lam, K., Ko, P., y Chan, K. (1998). Metal concentrations and analysis of metal binding protein fractions from the liver of Tilapia collected from Shing Mun River. *Marine Environmental Research*, 597-600.
- Sherwood, S., Cole, D., Crissman, C., y Paredes, M. (2007). From Pesticides to People: Improving Ecosystem Health in the Northern Andes. *Earthscan*, 147-165.
- Silva, Y., Cantalice, J., Nascimento, C., Singh, V., Silva, J., Silva, C., Silva, M., y Guerra, S. (2017). Bedload as an indicator of heavy metal contamination in a Brazilian anthropized watershed. *CATENA*, 106–113.

- Sim, S., y Tai, S. (2018). Assessment of a Physicochemical Indexing Method for Evaluation of Tropical River Water Quality. *Journal of Chemistry*, <https://doi.org/10.1155/2018/8385369>.
- Simoës, F., Moreira, A., Moreira, M., Gimenez, S., y Yabe, M. (2008). Water quality index as a simple indicator of aquaculture effects on aquatic bodies. *Ecological Indicators*, *8*, 476–484.
- Simonato, J., Mela, M., Doria, H., Guiloski, I., Carvalho, P., Meletti, P., Silva de Assis, H., Bianchini, A., y Martínez, C. (2016). Biomarkers of waterborne copper exposure in the Neotropical fish *Prochilodus lineatus*. *Aquat Toxicol*, 31-41.
- Singh, K., Malik, A., Mohan, D., y Sinha, S. (2004). Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India)—a case study. *Water research*, 3980-3992.
- Sistema Biobolsa. (2015). Manual de BIOL. India: Sistema.bio. Recuperado de https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/SISTEMA%20BIOBOLSA%20s.f.%20Manual%20del%20BIOL.pdf
- Sistema Integrado de Información Taxonómica. (2020). *Sphagneticola trilobata* (L.) Pruski. Washington DC, ITIS. Recuperado de https://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search_topic=TSN&search_value=565537#null
- Smolinska, B., Y Szczodrowska, A. (2016). Antioxidative response of *Lepidium sativum* L. during assisted phytoremediation of Hg contaminated soil. *New Biotechnology*. doi.org/10.1016/j.nbt.2016.07.004.
- Solórzano, A. (2017). *Cultivo Intensivo de Andinoacara Rivulatus (Vieja Azul) con Diferenciación en la Cantidad de Alimento en un Sistema Cerrado de Recirculación de Agua* (Tesis de Pregrado). Universidad de Guayaquil, Ecuador.
- Søndergaard, M. (2009). Redox Potential. *Encyclopedia of Inland Waters*, 852–859.
- Solano, A. (2005). *Movilización de metales en residuos y suelos industriales afectados por la hidrometalurgia del cinc* (Tesis doctoral). Universidad de Murcia. España.
- Soto, M. (2001). *Biodisponibilidad de Metales Pesados (Cd, Cu y Pb) en Sedimentos Marinos Superficiales Procedentes de las Principales*

Zonas Ostrícolas del Estado de Sonora. (Tesis de Pregrado). Universidad de Sonora.

- Souza, L., Morozesk, M., Bonomo, M., Azevedo, V., Sakuragui, M., Elliott, M., Matsumoto, S., Wunderlin, D., Baroni, M., Monferrán, M., y Fernandes, M. (2018). Differential biochemical responses to metal/metalloid accumulation in organs of an edible fish (*Centropomus parallelus*) from Neotropical estuaries. *Ecotoxicology and environmental safety*, 260-269.
- Spry, D., y Wiener, J. (1991). *Metal Bioavailability and Toxicity to Fish in Low- . Environmental Pollution*, 243-304.
- Stoorvogel, J., Jaramillo, R., Merino, R., y Kosten, S. (2002). Plaguicidas en el medio ambiente. Quito: Centro Internacional de la Papa.
- Subhashini, V., y Swamy, V. (2013). Phytoremediation of Zinc Contaminated Soils by *Physalis minima* Linn. *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*, 4488-4492.
- Sunderland, E., Krabbenhoft, D., John, M., Strode, S., y Landing, W. (2009). Mercury sources, distribution, and bioavailability in the North Pacific Ocean: insights from data and models. *Global Biogeo Cycles* 23.
- Tao, Y., Yuan, Z., Wei, M., y Xiaona, H. (2012). Characterization of heavy metals in water and sediments in Taihu Lake, China. Tao, Y., Yuan, Z., Wei, M., & Xiaona, H. (2011). *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(7), 4367–4382.
- Tarras, N., Flachier, A., Lane, S., y Sangfors, O. (2001). Environmental impacts and metal exposure of aquatic ecosystems in rivers contaminated by small scale gold mining: the Puyango River basin, southern Ecuador. *The Science of the Total Environment*, 278, 239-261.
- Teles, M., Rodrigues, R., Silva, V., y Araújo, E. (2013). Phytoremediation of water contaminated with mercury using *Typha domingensis* in constructed wetland. *Chemosphere*. doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.11.071.
- Tello, L. (2018). *Eficiencia del Amaranthus caudatus como fitoextractor del plomo en suelos contaminados de los grandes parques de Lima Metropolitana* (Tesis Doctoral). Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Lima-Perú.
- Torres, P., Cruz, C., y Patiño, P. (2009). Índices de Calidad de agua en fuentes superficiales. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 79-94.

- Torres, W. (2019). *Biorremediación del agua recirculante en el cultivo intensivo del camarón blanco, utilizando microbiota autóctona del ecosistema del mangle rojo* (Tesis Doctoral): Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Lima- Perú.
- Tripathi, M., y Singal, S. (2019). Allocation of weights using factor analysis for development of a novel water quality index. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 183. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109510>.
- Tripti, M., y Vimal, C. (2019). Phytoremediation of Red Mud Deposits Through Natural Succession. *Elsevier Inc*, 409-424.
- Universidad de Antioquia. (1988). *Estudio del impacto ambiental por minería en el bajo Cauca y nordeste antioqueño*.
- Universidad de los Andes. (2020). *Nutrición mineral de las plantas*. Ciencias forestales y ambientales. Recuperado de <http://www.forest.ula.ve/~rubenhg/nutricionmineral/>
- Universidad Politécnica de Cartagena. (2010). Análisis de metales pesados. Colombia: Universidad Politécnica de Cartagena.
- Upcraft, T., y Guo, M. (2019). Phytoremediation Value Chains and Modeling, in: Hou. *Sustainable Remediation of Contaminated Soil and Groundwater: Materials, Processes, and Assessment*, 1st ed. *Elsevier*, 325-366.
- Vacio, C. (2017). *Análisis de la cultura ambiental en el sector educativo del municipio de la Paz, Baja California Sur: implicaciones y recomendaciones para el desarrollo sustentable de los recursos naturales* (Tesis de Maestría). Centro de Investigaciones Biológicas del Noeste, S.C. La Paz-Baja California Sur.
- Valdez, N., y Vergara, C. (2018). *Relación de la educación ambiental en la calidad educativa en la comunidad San Miguel de los Tres Charcos* (Tesis de Pregrado). Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López. Calceta-Ecuador.
- Valdivieso, J., Carrillo, C., Madera, R., y Abarracin, M. (2012). *Guía de peces de Limoncocha de la SEK*. Quito.
- Van der Werf, H., Knudsen, M., y Cederber, C. (2020). Towards better representation of organic agriculture in life cycle assessment. *Nature Sustainability*, doi:10.1038/s41893-020-0489-6.
- Vanegas, J., Meza, A., y Azpelicutea, M. (2013). Extensión de la distribución geográfica de *Chrysobrycon hesperus* y *C. myersi* (Characidae,

- Stevardiinae) para varios drenajes fluyendo hacia la cuenca del Amazonas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84(1), 384-387.
- Vargas, P. (2014). *Programa de monitoreo de la calidad de agua del río Portoviejo*. Portoviejo.
- Velásquez, D. (2005). *Determinación de metales pesados en biota (Mytilus chilensis) y sedimentos de la Bahía de Corral, provincia de Valdivia, X región* (Tesis de Pregrado). Universidad Austral de Chile.
- Venegas, J. (2016). *Evaluación del Contenido de Metales Pesados en las Aguas y el Sedimento del Río Babahoyo, en el Tramo Comprendido entre las Localidades de Babahoyo y Samborondón*. Guayaquil.
- Vera, I., Rojas, M., Chávez, W., y Arriaza, B. (2016). Evaluación de materiales filtrantes para el reúso en agricultura de aguas residuales tratadas provenientes de zonas áridas. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 83-92.
- Vicente, M., Fernández, A., e Izagirre, J. (2013). Environmental knowledge and other variables affecting pro-environmental behaviour: comparison of university students from emerging and advanced countries. *Journal of Cleaner Production*, 61, 130-138.
- Villadiego-Lorduy, J., Huffman-Schwocho, D., Guerrero-Gómez, S., Cortecero-Bossio, A., y Rivero-Espitia, S. (2015). Factores de incidencia de conductas ambientales negativas hacia las ciénagas de Baño y Los Negros. *Revista Electrónica Educare*, 1-16.
- Viteri-Garcés, M., Chalen-Medina, J., y Cevallos-Revelo, Z. (2017). Determinación de bioindicadores y protocolos de la calidad de agua en el Embalse de la Central Hidroeléctrica Baba. *Revista Científica Dominio de las Ciencias*, 3(3), 628-646.
- Vogelmann, J., Howard, S., Yang, L., Larson, C., Wylie, B., y Van, N. (2001). Completion of the 1990s National Land Cover Data Set for the Conterminous United States from Landsat Thematic Mapper Data and Ancillary Data Sources. *Photogrammetric Engineering*, 67(6), 650-662.
- Vrhovnik, P., Arrebola, J., Serafimovski, T., Dolenc, T., Šmuc, N., Dolenc, M., y Mutch, E. (2013). Potentially toxic contamination of sediments, water and two animal species in Lake Kalimanci, FYR Macedonia: relevance to human health. *Environ Pollut*, 180, 92-100.
- Waheed, S., Kamal, A., y Malik, R. (2014). Human health risk from organspecific accumulation of toxic metals and response of antioxidants

- in edible fish species from Chenab River, Pakistan. *Environ Sci Pollut Res*, 21, 4409–4417.
- Walsh, S., Lightfoot, D., y Buttler, D. (1987). Recognition and assessment of error in geographic information systems. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 53(10), 1423-1430.
- Wang, R., y Wang, W.-X. (2012). Contrasting mercury accumulation patterns in tilapia (*Oreochromis niloticus*) and implications on somatic growth dilution. *Aquat. Toxicol.*, 23-30.
- Wang, X., Zhang, F., y Ding, J. (2017). Evaluation of water quality based on a machine learning algorithm and water quality index for the Ebinur Lake Watershed, China. *Nature Scientific Reports*, DOI:10.1038/s41598-017-12853-y.
- Wang, Y. (2004). *Phytoremediation of mercury by terrestrial plants* (Tesis Doctoral). Stockholm University. Suecia.
- Weinberg, J. (2010). *Introducción a la contaminación por Mercurio para las ONG*. 25-35.
- Wood, C. (2012). An introduction to metals in fish physiology and toxicology: Basic principles. In: In: Wood, C.M., Farrell, A.P., Brauner, C.J. (Eds.). *Fish Physiology, Homeostasis and Toxicology of Essential Metals* 31A., 1-51.
- Yao, H., Zhuang, W., Qian, Y., Xia, B., Yang, Y., y Qian, X. (2016). Estimating and Predicting Metal Concentration Using Online Turbidity Values and Water Quality Models in Two Rivers of the Taihu Basin, Eastern China. *Plos One*, DOI:10.1371/journal.pone.0152491.
- Yi, Y.-J., y Zhang, S.-H. (2012). Heavy metal (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) concentrations in seven fish species in relation to fish size and location along the Yangtze River. *Environ Sci Pollut Res* 19, 3989-3996.
- Yılmaz, F., Özdemir, N., Demirak, A., y Tuna, A. L. (2007). Heavy metal levels in two fish species *Leuciscus cephalus* and *Lepomis gibbosus*. *Food Chem*, 830-835.
- Zambrano, E. (2012). *Disponibilidad de capitales de las comunidades de la microcuenca del río Carrizal que contribuya en la toma de decisiones para el mejoramiento de las condiciones agrosocioeconómicas y ambiental de las familias productoras del sector*. Calcuta-Ecuador.
- Zapata, J. (1994). Environmental impacts study of gold mining in the Madeira river Bolivian-Brazilian border. Environmental mercury pollution and its health effects in Amazon river basin. *Naniv Fed*, 23-24.

Zhang, X., y Xie, H. (2012). Learning by doing approach in the internet environment to improve the teaching efficiency of information. *Physics Procedia*, 24, 2231-2236.

Zorrilla, M. (2011). *Estado del Arte sobre la presencia de metales pesados en tejidos y agallas de peces*. Universidad Autónoma de Occidente - Santiago de Cali, 12-20.

Zuluaga, J., Gallego, S., y Ramírez, C. (2015). Contenido de Hg, Cd, Pb, Zn y As en especies de peces. *VITAE*, 22(2), 148-159.

ANEXOS

9.1. Anexo 1: Formato de entrevista



ENTREVISTA PARA ACTORES DE INFLUENCIA DEL RÍO CARRIZAL

INTRODUCCIÓN

Con el fin de establecer puntos de muestreo para analizar el contenido de mercurio y zinc en el agua y sedimentos del río Carrizal, Manabí-Ecuador, se realiza la siguiente entrevista orientada a la identificación de los focos de contaminación puntual y difusa y especies de peces en la zona de estudio

Nombre: _____ **Fecha:** _____

Zona: _____ **Sitio:** _____

Ocupación y/o Responsabilidad del actor entrevistado: _____

Preguntas:

1. ¿Qué tipos de cultivos se siembran en esta zona y en qué época del año?
2. ¿Qué destino se le da a los residuos de cosecha?
3. ¿Qué tipos de plaguicidas, herbicidas y fertilizantes son los que más se utilizan en los cultivos?
4. ¿Cuál es el destino final, que se le da a los recipientes de plaguicidas, herbicidas y fertilizantes una vez consumido el producto?
5. ¿Dónde realiza el lavado de bombas una vez terminada la fumigación?
6. ¿Dónde descargan las aguas residuales provenientes de la cocina, baño y lavado de ropa?
7. ¿Cuál es el destino final, que se le da a los residuos sólidos procedentes del hogar?
8. ¿Cuáles son los tipos de embarcaciones que se utilizan en la zona?
9. ¿Qué tipo de combustible utilizan dichas embarcaciones?
10. ¿Qué otro tipo actividad productiva, que usted conozca, realiza descargas de aguas residuales al río (como corrales de ganado vacuno, porcino y aves/aguas residuales municipales o industriales)?
11. ¿Qué especies de peces se encuentran en esta área?
12. ¿Qué especies de peces se capturan con mayor frecuencia?
13. ¿En qué época del año, estas especies se capturan con mayor frecuencia?

9.2. Anexo 2: Formato de ficha de campo

 ESPAMMFL ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA AGROPECUARIA DE MANABÍ MANUEL FÉLIX LÓPEZ		 VICERRECTORADO DE EXTENSIÓN Y BIENES POLITÉCNICO	 Coordinación de VINCULACIÓN CON LA SOCIEDAD	
FICHA DE REGISTRO PARA IDENTIFICAR LOS FOCOS DE CONTAMINACIÓN SEGÚN LAS ACTIVIDADES DE MAYOR AFECTACIÓN PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LAS VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS DEL AGUA DEL RÍO CARRIZAL, MANABÍ-ECUADOR.				
Fecha:		N° Ficha:		
Localización:				
Coordenadas UTM	X:			
	Y:			
Condiciones climáticas:				
Focos de contaminación difusa	Activ. Agrícola			
	Activ. Ganadera			
	Activ. Pesquera			
	Activ. Turística-recreativa			
Focos contaminantes fijos	Cuáles			
	De donde provienen			
Descripción del lugar:				

9.3. Anexo 3. Criterios de calidad de fuentes de agua para consumo humano y doméstico (Anexo 1: Tabla 1 del TULSMA)

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	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 de 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

9.4. Anexo 4. Criterios de calidad admisibles para la prevención de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios (Anexo 1: Tabla 2 del TULSMA)

PARÁMETROS	EXPRESADO COMO	UNIDAD	CRITERIO DE CALIDAD	
			AGUA DULCE	AGUA MARINA Y DE ESTUARIO
Clorofenoles	Concentración total de PCBs.	mg/l	0,5	0,5
Bifenilos policlorados/ PCBs	Concentración total de PCBs.	mg/l	0,001	0,001
Oxígeno Disuelto	O.D	mg/l	No menor al 80% y no menor a 6 mg/l	No menor al 60% y no menor a 5 mg/l
Potencial de hidrógeno	pH	-	6, 5-9	6, 5-9, 5
Sulfuro de hidrógeno	H ₂ S	mg/l	0,0002	0,0002
Amoniaco	NH ₃	mg/l	0,02	0,04
Aluminio	Al	mg/l	0,1	1,5
Arsénico	As	mg/l	0,05	0,05
Bario	Ba	mg/l	1	1
Berilio	Be	mg/l	0,1	1,5
Boro	B	mg/l	0,75	5
Cadmio	Cadmio	mg/l	0,001	0,005
Cianuro Libre	CN-	mg/l	0,01	0,01
Zinc	Zn	mg/l	0,03	0,015
Cloro residual	Cl	mg/l	0,01	0,01
Estaño	Sn	mg/l		2
Cobalto	Co	mg/l	0,2	0,2
Plomo	Pb	mg/l		0,01
Cobre	Cu	mg/l	0,02	0,05
Cromo total	Cr	mg/l	0,05	0,05
Fenoles monohídricos	Expresado como fenoles	mg/l	0,001	0,001
Grasas y aceites	Sustancias solubles en hexano	mg/l	0,3	0,3
Hierro	Fe	mg/l	0,3	0,3
Hidrocarburos Totales de Petróleo	TPH	mg/l	0,5	0,5
Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs)	Concentración total de HAPs	mg/l	0,0003	0,0003
Manganeso	Mn	mg/l	0,1	0,1
Mercurio	Hg	mg/l	0,0002	0,0001
Níquel	Ni	mg/l	0,025	0,1
Plaguicidas organoclorados totales	Concentración de organoclorados totales	µg/l	10	10
Plaguicidas organofosforados totales	Concentración de organofosforados totales	µg/l	10	10
Piretroides	Concentración de piretroides totales	mg/l	0,05	0,05
Plata	Ag	mg/l	0,01	0,005
Selenio	Se	mg/l	0,01	0,01
Tensoactivos	Sustancias activas al azul de metileno	mg/l	0,5	0,5
Temperatura	°C	mg/l	Condiciones naturales + 3	Condiciones naturales + 3
Coliformes Fecales	nmp/100 ml	mg/l	Máxima 20 200	Máxima 32 200

**9.5. Anexo 5.- Criterios de calidad de aguas para riego agrícola
(Anexo 1: Tabla 3 del TULSMA)**

PARÁMETRO	EXPRESADO COMO	UNIDAD	CRITERIO DE CALIDAD
Aceites y grasas	Película Visible	mg/l	Ausencia
Aluminio	Al	mg/l	5,0
Arsénico	As	mg/l	0,1
Berilio	Be	mg/l	0,1
Boro	B	mg/l	0,75
Cadmio	Cd	mg/l	0,05
Cinc	Zn	mg/l	2,0
Cobalto	Co	mg/l	0,01
Cobre	Cu	mg/l	0,2
Coliformes Fecales	NMP	NMP/100 ml	1000
Cromo	Cr ⁺⁶	mg/l	0,1
Flúor	F	mg/l	1,0
Hierro	Fe	mg/l	5,0
Huevos de parásitos	-	-	Ausencia
Litio	Li	mg/l	2,5
Materia flotante	Visible		Ausencia
Mercurio	Hg	mg/l	0,001
Manganeso	Mn	mg/l	0,2
Molibdeno	Mo	mg/l	0,01
Níquel	Ni	mg/l	0,2
Nitritos	NO	mg/l	0,2
Oxígeno Disuelto	OD	mg/l	3
pH	pH	-	-
Plomo	Pb	mg/l	5,0
Selenio	Se	mg/l	0,02
Sulfatos	SO	mg/l	250
Vanadio	V	mg/l	0,1

9.6. Anexo 6.- Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life

Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life		
Chemical name	Freshwater	
	Concentration (µg/L)	
	Short Term	Long Term
Ammonia (un-ionized)	No data	19
Arsenic	No data	5
Chloride	640,000 µg/L or 640 mg/L	120,000 µg/L or 120 mg/L
Dissolved oxygen	No data	Variable
Iron	No data	300
Lead	No data	Equation
Mercury	No data	0,026
Molybdenum	No data	73
Nickel	No data	Equation
Nitrate	550,000 µg/L or 550 mg/L	13,000 µg/L or 13 mg/L
Phosphorus	No data	Guidance Framework
pH	No data	6,5 to 9,0
Selenium	No data	1
Silver	NRG	0,25
Streambed substrate	No data	Narrative
Suspended sediments TSS	No data	Narrative
Temperature	No data	Narrative
Turbidity	No data	Narrative
Zinc	37	7,0
Cadmium	1	0,09

9.7. Anexo 7.- Criterios de calidad de aguas continental de la directiva 75/440/EEC de la Unión Europea

PARÁMETRO	VALOR PARAMÉTRICO	UNIDAD
Acrilamida	0,1	µg/l
Antimonio	5	µg/l
Arsénico	10	µg/l
Benceno	1	µg/l
Benzo(a)pireno	0,01	µg/l
Boro	1	mg/l
Bromato	10	µg/l
Cadmio	5	µg/l
Cromo	50	µg/l
Cobre	2	µg/l
Cianuro	50	µg/l
Zinc	0,5	mg/l
Epiclorhidrina	0,1	µg/l
Fluoruro	1,5	mg/l
Plomo 10	10	µg/l
Mercurio	0,001	mg/l
Níquel 20	20	µg/l
Nitrato	50	µg/l
Nitrito	0,5	mg/l
Plaguicidas	0,1	µg/l
Total plaguicidas	0,5	µg/l
Hidrocarburos policíclicos aromáticos	0,1	µg/l
Selenio	10	µg/l

9.8. Anexo 8.- Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic life

SEDIMENT QUALITY GUIDELINES			FRESHWATER (ISQG)	FRESHWATER (PEL)
Variables	Symbol	Units	Value	Value
Arsenic	As	mg.kg ⁻¹	5,9	17,0
Cadmium	Cd	mg.kg ⁻¹	0,6	3,5
Chlordane		ug.kg ⁻¹	4,5	8,87
Chromium	Cr	mg.kg ⁻¹	37,3	90,00
Copper	Cu	mg.kg ⁻¹	35,7	197
DDD	DDD	ug.kg ⁻¹	3,54	8,51
DDE	DDE	ug.kg ⁻¹	1,42	6,75
DDT	DDT	ug.kg ⁻¹	1,19	4,77
Dieldrin		ug.kg ⁻¹	2,85	6,67
Endrin		ug.kg ⁻¹	2,67	62,4
Heptachlor		mg.kg ⁻¹	0,6	2,74
Lead	Pb	mg.kg ⁻¹	35,00	91,3
Lindane		ug.kg ⁻¹	0,94	1,38
Mercury	Hg	mg.kg ⁻¹	0,17	0,486
Nonylphenol and its ethoxylates (TEQ)	NPE	ug.kg ⁻¹	1400	-
PAHs - 2-Methylnaphthalene		ug.kg ⁻¹	20,2	201
PAHs - Acenaphthene		ug.kg ⁻¹	6,71	88,9
PAHs - Acenaphthylene		ug.kg ⁻¹	5,87	128
PAHs - Anthracene		ug.kg ⁻¹	46,9	245
PAHs - Benzo(a)anthracene		ug.kg ⁻¹	31,7	385
PAHs - Benzo(a)pyrene		ug.kg ⁻¹	31,9	782
PAHs - Chrysene		ug.kg ⁻¹	57,1	862
PAHs - Dibenz(a,h)anthracene		ug.kg ⁻¹	6,22	135
PAHs - Fluoranthene		ug.kg ⁻¹	111	2355
PAHs - Fluorene		ug.kg ⁻¹	21,2	144
PAHs - Naphthalene		ug.kg ⁻¹	34,6	391
PAHs - Phenanthrene		ug.kg ⁻¹	41,9	515
PAHs - Pyrene		ug.kg ⁻¹	53	875
Polychlorinated biphenyls (Aroclor 1254)	PCB1254	ug.kg ⁻¹	60	340
Polychlorinated biphenyls (total)	tPCB	ug.kg ⁻¹	34,1	277
Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (TEQ)	PCDD/F	ug.kg ⁻¹	0,00085	0,0215
Toxaphene		ug.kg ⁻¹	0,1	
Zinc	Zn	mg.kg ⁻¹	123	315

9.9. Anexo 9.- Contenidos máximos permisibles de metales en tejido muscular de peces para consumo

Elemento	EUR	CAN
Arsénico	-	3.5 mg/kg
Cadmio	0.05 mg/kg	-
Mercurio	0.5 mg/kg	-
Zinc	50 mg/kg ⁻¹	-
Plomo	0.5 mg/kg	-





9.9.1. Contenidos máximos permisibles de metales en peces para consumo humano

Alimento	Unidad	Hg	As	Zn	Cd	Pb
Peces	mg/kg	0,5	2	Nan	nan	nan
Peces	ug/g	Nan	Nan	40,00	Nan	Nan
Peces depredadores	mg/kg	1	Nan	Nan	nan	nan





9.9.2. Contenidos máximos permisibles de metales peso húmedo de peces

Elemento	Unidad	México por la NOM-027-SSA1-1993	Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA)	Codex Alimentarius de la FAO/OMS	Agencia de Normas Alimentarias de Australia y Nueva Zelandia (FSANZ)
Mercurio	mg/kg	1	0,5	0,5	-
Cadmio	mg/kg	0,5	0,05	0,1	-
Plomo	mg/kg	1	0,3	0,2	-
Zinc	mg/kg	-	-	-	-
Arsénico inorgánico	mg/kg	-	-	-	2

9.10. Anexo 10. Encuesta para determinar la estrategia ambiental

 ESPAMMFL ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA AGROPECUARIA DE MANAÍ MANUEL FÉLIX LÓPEZ  VICERRECTORADO DE EXTENSIÓN  Coordinación de VINCULACIÓN DE LA ESCUELA	FICHA DE RESUMEN DE LA COMUNIDAD:	
<p>1. ¿Conoce usted ¿Que es educación ambiental?</p> <p>SI <input type="checkbox"/></p> <p>NO <input type="checkbox"/></p> <p>2. ¿Ha recibido usted capacitaciones en temas ambientales?</p> <p>SI <input type="checkbox"/></p> <p>NO <input type="checkbox"/></p> <p>3. ¿Conoce usted sobre los problemas ambientales que existen en su comunidad?</p> <p>SI <input type="checkbox"/></p> <p>NO <input type="checkbox"/></p> <p>4. ¿Cree usted que es importante implementar estrategias ambientales en la comunidad?</p> <p>SI <input type="checkbox"/></p> <p>NO <input type="checkbox"/></p> <p>5. ¿Cuál de las siguientes estrategias ambientales le gustaría implementar en la comunidad?</p> <p>Viveros Forestales <input type="checkbox"/></p> <p>Pesticidas Orgánicos <input type="checkbox"/></p> <p>Invernadero Ecológico <input type="checkbox"/></p> <p>Abonos Orgánicos <input type="checkbox"/></p> <p>6. ¿Conoce usted la definición de alguna de las estrategias ambientales propuestas?</p> <p>SI <input type="checkbox"/></p> <p>NO <input type="checkbox"/></p> <p>7. ¿Cree usted que es importante el desarrollo de alguna de las estrategias ambientales en la comunidad Balsa En Medio?</p> <p>SI <input type="checkbox"/></p> <p>NO <input type="checkbox"/></p> <p>8. ¿Le gustaría participar en la aplicación o construcción de la estrategia ambiental seleccionada?</p> <p>SI <input type="checkbox"/></p> <p>NO <input type="checkbox"/></p>		

9.11. Anexo 11. Cuestionario con preguntas de selección múltiple para evaluación del conocimiento ambiental en participantes de la comunidad Balsa en Medio

 ESPAMMFL <small>ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA AGROPECUARIA DE MANABÍ MANUEL FELIX LÓPEZ</small>		 <small>PROGRAMA NACIONAL DE EXTENSIÓN</small>		 <small>UNIVERSIDAD DE LAS AMÉRICAS</small>		ENCUESTA SOBRE COMPORTAMIENTO AMBIENTAL – COMUNIDAD BALSA EN MEDIO			
Indicaciones: Marque con una X su opción de respuesta									
Datos del encuestado									
Edad	Menos de 24 años	()	45-54	()	Sexo:	Hombre	()	Mujer	()
	25-34	()	55-64	()					
	35-44	()	65 y más	()					
Nivel de instrucción	Básica	()	Estrato socioeconómico	Bajo	()				
	Media	()		Medio	()				
	Superior	()		Alto	()				
Marque con una X la respuesta correcta									
1. El uso de los plaguicidas:									
	a. No causa daños a la salud								
	b. No disminuye la población de microorganismos nativos del suelo								
	c. Ocasiona una disminución de especies de peces, aves y reptiles en general								
	d. Impide que las plagas adquieran resistencia								
2. La agricultura ecológica es importante porque:									
	a. No desarrolla las zonas rurales								
	b. No aprovecha los recursos locales de la zona								
	c. No conserva los recursos naturales, ni protege la biodiversidad								
	d. Evita el uso de productos químicos								
3. ¿Qué es agricultura ecológica?									
	a. Es un sistema agrario que respeta el medio ambiente y evita el empleo de plaguicidas								
	b. Es un sistema de producción agrícola basado en el alto consumo de abonos químicos sintéticos y plaguicidas								
	c. Es un sistema de producción agrícola que no toma en cuenta el medio ambiente.								
	d. Es un sistema productivo de carácter artificial basado en consumo pesticidas, herbicidas y abonos sintéticos								
4. Un compost puede prepararse con:									
	a. hojas de mani y/o fréjol, estiércol fresco, suero de leche y agua								
	b. estiércol, hojas de mani y/o fréjol, tallos de plátano, cáscara de cacao								
	c. microorganismos nativos capturados en la zona, afrechillo y melaza								
	d. ajo, cebolla, zaragoza y agua								
5. Un biol puede prepararse con:									
	a. hojas de mani y/o fréjol, estiércol fresco, suero de leche y agua								
	b. estiércol, hojas de mani y/o fréjol, tallos de plátano, cáscara de cacao								
	c. microorganismos nativos capturados en la zona, afrechillo y melaza								
	d. ajo, cebolla, zaragoza y agua								
6. Un bioinsecticida puede prepararse con:									
	a. hojas de mani y/o fréjol, estiércol fresco, suero de leche y agua								
	b. estiércol, hojas de mani y/o fréjol, tallos de plátano, cáscara de cacao								
	c. microorganismos nativos capturados en la zona, afrechillo y melaza								
	d. ajo, cebolla, zaragoza y agua								
7. Una muestra de microorganismos eficientes puede prepararse con:									
	a. hojas de mani y/o fréjol, estiércol fresco, suero de leche y agua								
	b. estiércol, hojas de mani y/o fréjol, tallos de plátano, cáscara de cacao								
	c. microorganismos nativos capturados en la zona, afrechillo y melaza								
	d. ajo, cebolla, zaragoza y agua								
8. En el suelo se aplica:									
	a. biol								
	b. compost y microorganismos eficientes								
	c. bioinsecticidas								
	d. ninguna de las anteriores								
9. En el pie de la planta se aplica:									
	a. biol								
	b. compost y microorganismos eficientes								
	c. bioinsecticidas								
	d. ninguna de las anteriores								
10. En el follaje de las plantas debe aplicarse:									
	a. biol								
	b. compost y microorganismos eficientes								
	c. bioinsecticidas								
	d. ninguna de las anteriores								

9.12. Anexo 12. Encuesta de evaluación del comportamiento ambiental en participantes de la comunidad Balsa en Medio

 ESPAMMFL <small>ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA AGROPECUARIA DE MANABÍ MANUEL FÉLIX LÓPEZ</small>		 <small>VICERRECTORADO DE EXTENSIÓN Y SERVICIO POLÍTÉCNICO</small>		 <small>Coordinación de VINCULACIÓN CON LA COMUNIDAD</small>		ENCUESTA SOBRE COMPORTAMIENTO AMBIENTAL - COMUNIDAD BALSA EN MEDIO			
Indicaciones: Marque con una X su opción de respuesta									
Datos del encuestado									
Edad	Menos de 24 años	()	45-54	()	Sexo: Hombre () Mujer ()				
	25-34	()	55-64	()					
	35-44	()	65 y más	()					
Nivel de instrucción	Básica	()	Estrato socioeconómico	Bajo	()				
	Media	()		Medio	()				
	Superior	()		Alto	()				
Ítems		Siempre	A veces	Nunca					
		1	0,5	0					
Produzco cultivos agroecológicos en mi finca									
Consumo alimentos agroecológicos producidos en mi finca									
Comercializo alimentos agroecológicos producidos en mi finca									
Estoy disminuyendo la producción de cultivos convencionales en mi finca									
Estoy disminuyendo el uso de agroquímicos en mi finca									
Hablo en la comunidad sobre las estrategias ambientales desarrolladas en los talleres									
Aplico compost en el suelo de los cultivos									
Aplico bioles en los cultivos									
Aplico pesticidas orgánicos en los cultivos									
Aplico microorganismos eficientes en las áreas de cultivos									

9.13. Anexo 13. Guía práctica para la implementación de una agricultura ecológica y sostenible



CONTENIDO	BIBLIOGRAFÍA
CONTENIDO3	Ávarez, L., y Cool, M. (2015). Aplicación de tres insecticidas orgánicos en el cultivo de maíz (<i>Zea mays</i>) para control del gusano cogolero (<i>Spodoptera frugiperda</i>). (Tesis de pregrado): Universidad Laica Eloy Alfaro de Manabí, Chone.
BIBLIOGRAFÍA4	Chiriboga, H., Gómez, G., & Andersen, J. (2015). Manual de abono orgánico sólido (compost) y líquido (bio). Bioinsumo para mejorar las propiedades físico-químicas de los suelos. Asunción: Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA). Ministerio de Agricultura y Ganadería de Paraguay.
PRESENTACIÓN5	De Los Ríos-Carmenado, I., Becerra-Hernandez, H., & Rivera, M. (2016). La agricultura ecológica y su influencia en la prosperidad rural: visión desde una sociedad agraria (Murcia, España). <i>Agroalencia</i> , 375-389.
AGRICULTURA ECOLÓGICA Y SOSTENIBLE7	Friedrich, T. (2017). Manejo sostenible de suelo con Agricultura de Conservación. Significado para el cultivo de arroz. <i>Revista Ingeniería Agrícola</i> , 3-7.
BENEFICIOS DE UNA AGRICULTURA ECOLÓGICA Y SOSTENIBLE8	Garós, L., Angulo, A., & Alvarado, S. (2017). Elaboración artesanal y caracterización de bioles a base de estiércol bovino y gallinaza en diferentes tiempos de fermentación. <i>Revista Observatorio de la Economía Latinoamericana de Ecuador</i> .
ELABORACIÓN DE COMPOST9	IPES/FAO. (2010). Biopreparados para el manejo sostenible de plagas y enfermedades en la agricultura urbana y periurbana. <i>FAO - Oficina Sub Regional para América del Sur</i> , 24-70.
BENEFICIOS DEL USO DEL COMPOST9	Luna, M., y Mesa, J. (2014). Microorganismos eficientes y sus beneficios para los agricultores. <i>Revista Científica Agroecosistemas</i> , 31-40.
PASOS PARA ELABORAR UN COMPOST10	Moya, J. (2012). ¿Cómo hacer microorganismos eficientes? Ministerio de Agricultura y Ganadería de Costa Rica, 5-7.
ELABORACIÓN DE BIOLES13	
BENEFICIOS DEL USO DEL BIOL14	
PASOS PARA LA ELABORACIÓN DE BIOLES14	
ELABORACIÓN DE BIOINSECTICIDAS17	
BENEFICIOS DE LOS BIOINSECTICIDAS17	
PASOS PARA ELABORAR BIOINSECTICIDAS18	
PREPARACIÓN DE MICROORGANISMOS EFICIENTES23	
PRINCIPALES MICROORGANISMOS EFICIENTES23	
BENEFICIOS24	
PASOS PARA LA ELABORACIÓN DE BIOPREPARADOS CON MICROORGANISMOS EFICIENTES24	

PRESENTACIÓN

Actualmente la aplicación de estrategias ambientales en las comunidades rurales, busca promover una agricultura ecológica y sostenible, donde se combinen elementos científico-técnicos, sociales, económicos y culturales, sobre la base del manejo integral de los recursos naturales por parte del hombre, favoreciendo la conservación de los servicios ecosistémicos. Se trata entonces, de enseñar una alternativa de producción agrícola viable, cuya aplicación posibilite producir alimentos inocuos, elevar las condiciones socio-económicas de las familias y mejorar la calidad del suelo, agua y aire.

En este contexto, se realizó un plan de capacitación sobre elaboración de abonos y pesticidas orgánicos a los 52 miembros de la Asociación Agropecuaria de la Comunidad Balsa en Medio-AGROSEM (Acuerdo Ministerial MAG - Nº. 010 – 12 – 01 – 2014, Sitio Balsa en Medio - cantón Pichincha), con el objetivo de fomentar labores culturales tendientes a la disminución del uso de agroquímicos. Es así, que se desarrollaron cuatro talleres sobre compost, bioles, bioinsecticidas y biopreparados con microorganismos eficientes.

La presente guía, describe de una manera clara, puntual y reproducible, los beneficios de uso, el procedimiento para la preparación y aplicación de compost, bioles, bioinsecticidas y biopreparados con microorganismos eficientes, empleando residuos agropecuarios de las fincas.

Los autores
Ana María Aveiga Ortiz
Francisco Alejandro Alcántara Bosa

AGRADECIMIENTO

Los autores hacen extenso el agradecimiento por la colaboración y apoyo en la elaboración y revisión de la presente Guía a los siguientes profesionales:

Carrera de Ingeniería Ambiental de la Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López

Ing. Laura Gema Mendoza Cedeño- Docente
Ing. Flor María Cárdenas Guillán- Docente
Ing. Julio Abel Loureiro Saizavarría- Docente
Ing. Hugo Miguel Cabeña Navarrete- Docente
Ing. Fabián Fabrício Pañamiera Macías- Técnico
Ing. José Manuel Calderón Pincoy- Técnico
Tigo. Agrícola Alfredo Pinargote Ormazabal-Técnico

5
6



Agricultura Ecológica y Sostenible

La agricultura ecológica (AE) de acuerdo a lo manifestado por De Los Ríos-Carmenado, Becerra-Hernández, y Rivera (2014), es una tendencia global que busca una relación natural y amigable con el ambiente para fomentar la biodiversidad vegetal y animal.

Se toma la iniciativa de fomentar la agricultura ecológica como referencia base de la identificación previa del conocimiento/comportamiento ambiental de los moradores de la comunidad Balsa en Medio, quienes expresaron su interés en aprender sobre educación ambiental, solucionar sus problemas ambientales y desarrollar estrategias ambientales como la elaboración de abonos orgánicos y pesticidas orgánicos.

BENEFICIOS DE UNA AGRICULTURA ECOLÓGICA Y SOSTENIBLE

De acuerdo a lo expresado por Friedrich (2017), los beneficios son:

- Mínima o ninguna perturbación mecánica del suelo y siembra directa en el suelo no removido, para mantener y mejorar el contenido de materia orgánica en el suelo, la estructura y la sanidad del mismo.
- Cobertura continua de la superficie del suelo con material orgánico, utilizando cultivos comerciales o de cobertura y rastrojos de los mismos. Esto protege la superficie del suelo, conserva agua y nutrientes, promueve la actividad biológica del suelo y contribuye a un manejo integrado de malezas y plagas.
- Diversificación, de especies, tanto anuales como perennes, en asociaciones, secuencias y rotaciones de cultivos, incluyendo árboles, arbustos, forrajes, pasturas y cultivos comerciales, contribuyendo a una mejor producción vegetal y animal, y a la resistencia de los sistemas contra impactos negativos

7
8



Elaboración de Compost

El compost es una mezcla de restos vegetales y de origen animal de la propia finca, que bajo determinadas condiciones se descompone de forma natural, gracias a la acción de microorganismos. Es un abono orgánico sólido, accesible a los productores por su sencilla preparación y facilidad de aplicación (Chiriboga, Gómez y Andersen, 2015).

BENEFICIOS DEL USO DEL COMPOST

De acuerdo a lo expuesto por Chiriboga, Gómez, y Andersen (2015), se tiene que:

- El compost es un mejorador de las condiciones de los suelos, ya que con su aplicación se vuelven menos compactos, más porosos.
- Proveen más capacidad de retención de agua y aire, y al ser

fuente de materia orgánica, optimiza la nutrición, crecimiento y rendimiento de los cultivos, de manera sustentable.

- Por sus condiciones biofísicas, el compost libera los nutrientes de forma homogéneo y constante, por lo cual es un fertilizante duradero que suministra a las plantas los nutrientes durante un lapso de tiempo más largo.
- Representa además un ahorro para el agricultor por cuanto evita comprar abonos químicos sintéticos.
- Es también una manera de reducir la contaminación del entorno y de preservar el ambiente, ya que es un proceso de descomposición controlado de los residuos orgánicos de la finca.

PASOS PARA ELABORAR UN COMPOST



Para elaborar compost destinado a una parcela demostrativa de 20m x 40m, es conveniente contar con lo siguiente:

Materiales de la zona a utilizarse:

- Leguminosas tales como hojas de maní y fréjol picados (6 sacos de 40 kilos cada uno)
- Estiércol seco (6 sacos de 40 kilos)
- Tallo de plátano picado (2 sacos de 40 kilos)
- Cáscaras de ocaao (4 sacos de 40 kilos)



9
10

Preparación:

- 1

Se mezclan todos los materiales en un espacio del suelo.
- 2

Se aplica un poco de agua a la mezcla con la finalidad de solo humedecerla y se cubre con plástico.
- 3

A los ocho días se realiza el primer volteo, se toma la temperatura y se cubre nuevamente.
- 4

A los ocho días siguientes se realiza el segundo volteo, se toma la temperatura y se vuelve a cubrir.
- 5

A los ocho días siguientes se realiza el tercer volteo, se vuelve a tomar la temperatura y se cubre.
- 6

A los ocho días siguientes se realiza el cuarto volteo, se vuelve a tomar la temperatura la cual debe estar entre 50 a 60°C y se cubre.
- 7

A los 60 días ya se encuentra listo para su aplicación en las parcelas.
- 8

En la sexta semana se retira el plástico definitivamente, se mezcla y se extiende el compost con el propósito de disminuir la temperatura. En esta ocasión ya no se cubre.
- 9

A la quinta semana, se realiza el volteo y se puede observar la descomposición de la materia orgánica.

APLICACIÓN

1. En el caso de trasplante de plántulas, se recomienda cambiar el suelo por el compost.


2. Para el caso de huertos familiares, se recomienda en las eras usar solo compost.


3. En cultivos perennes, se recomienda limpiar un área de 40 cm alrededor de la planta desde su base, en esta zona se coloca el compost y se cubre con la misma hojarasca que fue retirada. Finalmente se riega.



11
12



Preparación Bioles

ELABORACIÓN DE BIOLES

El bioi es un abono orgánico líquido que se obtiene de la fermentación anaeróbica de estiércoles de animales domésticos, enriquecido con foliajes de plantas que aportan nutrientes o alguna acción de prevención contra plagas y enfermedades, y que promueve la actividad fisiológica estimulando el crecimiento vegetativo de las plantas cultivadas (Garcés, Angulo y Avarado, 2017).



BENEFICIOS DEL USO DEL BIOI:

- No contamina el suelo.
- De bajo costo.
- Se puede elaborar en la misma parcela.
- Sirve para controlar plagas.



PASOS PARA LA ELABORACIÓN DE BIOLES:

El procedimiento de preparación de bioi en un recipiente plástico de 60 litros, requiere de los siguientes materiales de la zona:

<p>Follaje de fréjol (10 kilos)</p> 	<p>Hojas de guachapeli (5 kilos)</p> 
<p>Estiércol fresco (8 kilos)</p> 	<p>Suero de leche (20 litros)</p> 

13
14

Agua (27 litros aproximadamente)



Botella de 4 litros con agua



Manguera transparente de 1/2 pulgada de diámetro y 2 metros de largo



Recipiente plástico con tapa circular de 60 litros



PREPARACIÓN

1



Se coloca en el recipiente una capa de 10 cm de follaje de fréjol, luego una capa de 10 cm de estiércol, posteriormente una capa de 10 cm de hojas de guachapeli. Se repite este procedimiento por una ocasión más.

2



A continuación, se coloca el suero de leche, el estiércol y se completa con agua. Se recomienda no llenar totalmente el tanque, sino dejar un espacio libre de 10 cm entre el material y la tapa.

3



Se cubre con plástico, se tapa y se ubica el recipiente en un área sombreada y apartada.

Previamente, a la tapa del recipiente se le realiza un orificio, que servirá para introducir uno de los extremos de la manguera (este segmento debe permanecer en el espacio libre entre el material y la tapa). Luego 25 cm del otro extremo de la manguera, se sumerge en la botella de 4 litros que contiene agua. La botella se ubica en una parte elevada. Este proceso permite la eliminación de los gases del preparado.

4



5



A los 60 días, se filtra el preparado quedando listo para su aplicación.

APLICACIÓN

1. En cultivos de ciclo corto se recomienda colocar en la bomba moahila 17 litros de agua y 3 litros de bioi, y aplicar al pie de planta.
2. Para otros tipos de cultivos se mezcla 15 litros de agua y 5 litros de bioi, y aplicar al pie de planta.



15
16



Elaboración de Bioinsecticidas



Los bioinsecticidas se preparan a base de sustancias naturales con propiedades reguladoras, de control o de eliminación de insectos considerados plagas para los cultivos. Se extraen de alguna planta, de los propios insectos o pueden ser de origen mineral. Son insumos cuya acción repelente contra insectos se debe gracias a las propiedades conferidas por productos vegetales como ajo o ají (IPES/FAO, 2010).

BENEFICIOS DE LOS BIOINSECTICIDAS

Los bioinsecticidas al provenir de productos naturales cuentan con una gama de beneficios como ser inhibidores, repelentes y eliminadores de todo tipo de insectos desde rastrojos hasta defoliadores, de igual forma

estímulan el crecimiento de cultivos, los fortalecen y protegen de plagas y enfermedades, mejora los procesos de absorción de nutrientes (Ávarez y Cool, 2018).

Otro gran beneficio de utilizar bioinsecticidas es que por lo general, poseen un bajo riesgo para la salud humana, son de bajo costo, se degradan fácilmente, no afectan la fauna benéfica (insectos y otros organismos que naturalmente actúan controlando a plagas y enfermedades) y no generan resistencia en las plagas como sucede con los insecticidas y fungicidas químicos (IPES/FAO, 2010).

PASOS PARA ELABORAR BIOINSECTICIDAS

BIOINSECTICIDA 1

MATERIALES:

2 kilos de achochilla de monte



½ kilo de ajo licuado



1 kilo de zaragoza





1 recipiente plástico de 20 litros




17
18

PREPARACIÓN

- 1  Picar finamente la zaragoza y la achochilla y mezclar con el ajo licuado.
- 2  Agregar agua hasta llenar el recipiente de los 20 litros y tapar. Dejar reposar por siete días.
- 3  Posteriormente filtrar

APLICACIÓN

Para cultivos de leguminosas, se recomienda mezclar 2 litros del macerado en 18 litros de agua, mediante aspersión se aplica en el follaje, de preferencia en horas de la tarde.




BIOINSECTICIDA 2

MATERIALES:

2 kilos de tomatillo




1 libra de cebolla licuada




1 kilo de zorrillo



Cáscara de 20 frutos de jaboncillo maduro



1 recipiente plástico de 20 litros



PREPARACIÓN

- 1  Picar finamente el tomatillo y la zorrillo, mezclar con la cebolla licuada y las cáscaras de los 20 frutos del jaboncillo maduro.

19
20

BIOINSECTICIDA 3

MATERIALES:

- 3 kilos de nim picado
- 1 recipiente plástico de 20 litros



PREPARACIÓN

1. Agregar agua hasta llenar el recipiente de los 20 litros y tapar. Dejar reposar por siete días.
2. Posteriormente filtrar.
3. Para cultivos de leguminosas, se recomienda mezclar 2 litros del macerado en 18 litros de agua, mediante aspersión aplicar en el follaje, de preferencia en horas de la tarde.

APLICACIÓN



PREPARACIÓN

1. Picar finamente el nim y ubicarlo en el recipiente.
2. Agregar agua hasta llenar el recipiente de los 20 litros y tapar. Dejar reposar por 24 horas.
3. Posteriormente filtrar.

Aplicación

1. Para cultivos de leguminosas, se recomienda mezclar 2 litros del macerado en 18 litros de agua, mediante aspersión aplicar en el follaje, de preferencia en horas de la tarde.
2. Para cultivos perennes como los cítricos, se recomienda mezclar 3 litros del macerado en 17 litros de agua, mediante aspersión aplicar en el follaje, de preferencia en horas de la tarde.



21

22

PREPARACIÓN DE MICROORGANISMOS EFICIENTES

Microorganismos eficientes (EM), eficaces, o efectivos, son un cultivo mixto de microorganismos benéficos naturales, sin manipulación genética, presentes en ecosistemas naturales, fisiológicamente compatibles unos con otros. Cuando los EM son inoculados en el medio natural, el efecto individual de cada microorganismo es ampliamente magnificado en una manera sinérgica por su acción en comunidad (Moya, 2012).

De acuerdo a lo expuesto por (Luna y Mesa, 2016), modificado por la autora, se afirma que los microorganismos eficientes son un cultivo mixto de microorganismos benéficos (fundamentalmente bacterias fotosintéticas, productoras de ácido láctico, levaduras, actinomicetos y hongos fermentadores) que pueden aplicarse como inoculante para incrementar la diversidad microbiana de los suelos. Esto a su vez aumenta la calidad y la salud de los suelos, lo que incrementa el crecimiento, la calidad y el rendimiento de los cultivos.

PRINCIPALES MICROORGANISMOS EFICIENTES


Según lo expuesto por (Luna y Mesa, 2016) las especies principales de microorganismos incluyen:

- Bacterias del ácido láctico: *Lactobacillus plantarum*, *Lactobacillus casei*, *Streptococcus lactis*.
- Bacterias fotosintéticas: *Rhodospseudomonas platum*, *Rhodobacter sphaeroides*.
- Levaduras: *Saccharomyces cerevisiae*, *Candida utilis*.
- Actinomicetos: *Streptomyces albus*, *Streptomyces griseus*.
- Hongos de la fermentación: *Aspergillus oryzae*, *Mucoriniensis*.

BENEFICIOS

De acuerdo a lo expuesto por (Moya, 2012) pueden considerarse los siguientes:

- Efectos en las condiciones físicas del suelo: mejora la estructura y agregación de las partículas del suelo, reduce su compactación, incrementa los espacios porosos y mejora la infiltración del agua. De esta manera se disminuye la frecuencia de riego, tomando los suelos capaces de absorber 24 veces más las aguas lluvias, evitando la erosión, por el arrastre de las partículas.
- Efectos en la microbiología del suelo: suprime o controla las poblaciones de microorganismos patógenos que se desarrollan en el suelo por competencia. Incrementa la biodiversidad microbiana, generando las condiciones necesarias para que los microorganismos benéficos nativos prosperen.



PASOS PARA LA ELABORACIÓN DE BIOPREPARADOS CON MICROORGANISMOS EFICIENTES

Para preparar los microorganismos eficientes se necesitan los siguientes materiales:

- 1 tanque de 60 litros para preparar la mezcla
- 1 tacho de 20 litros de la cepa homogenizada
- 1 tacho de 20 litros de afrecho
- 2 litros de melaza diluida en 10 litros de agua

23

24

PREPARACION

- 1 Recolectar la cepa en la finca, donde haya un cultivo adulto asociado de cacao con guabo o de frutales, considerar que tiene que estar cerca de las parcelas cultivadas.
- 2 Se mezcla la cepa con el afrecho, hasta que sea homogénea, se agrega la mezcla disuelta en agua. Esta actividad se realiza en el suelo sobre un plástico.
- 3 Se coloca la mezcla en el recipiente de 60 litros, la cual debe quedar bien compactada. Cubrir con el plástico y tapar.
- 4 Se ubica en un lugar cerrado y con poca luz, por 30 días.
- 5 Posteriormente, se toma la mitad del preparado con los microorganismos, que se encuentra en fase sólida, y se la ubica en otro recipiente de 60 litros.
- 6 Se agregan 20 litros de suero de leche a cada recipiente. Se cubren con plástico y se tapan, por 30 días.

APLICACIÓN

- Se colocan dos litros del biopreparado filtrado en 18 litros de agua, en una bomba mochila de 20 litros.
- Aplicar en el suelo antes y después de la siembra; también en plé de planta.



GUÍA PRÁCTICA PARA LA IMPLEMENTACIÓN DE UNA AGRICULTURA ECOLÓGICA Y SOSTENIBLE

25