

3 de febrero de 2021, Tena, Napo

**A quien pueda interesar,**

En este documento se encuentran los resultados de la evaluación de impacto ambiental ocasionado por actividades relacionadas a minerías en cuerpos de agua encontrado en la provincia de Napo, Ecuador.

Utilizamos diferentes líneas de evidencia para indicar el grado de la calidad ambiental de los puntos muestreado.

Todos los análisis fueron hechos de manera independiente y financiadas con recursos de los propios investigadores o a través de colaboraciones con otras Universidades de Ecuador.

Sin más,

Firmamos los investigadores responsables

---

Dra. Mariana Velloso Capparelli  
CI:1758616898

---

MSc. Marcela Cabrera Bejarano  
CI: 1105171639

---

Dr. Gabriel Massaine Moulatlet  
CI: 1758617607

# EVALUACIÓN DEL GRADO DE AFETACIÓN DE LA ACTIVIDAD MINERA SOBRE LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS EN LA PROVINCIA DEL NAPO

## **Autores del informe**

### **Docentes e investigadores:**

Mariana Velloso Capparelli<sup>1</sup>, Marcela Cabrera<sup>1</sup>, Gabriel Massaine Moulatlet<sup>1</sup>, Veronica Pinos Vélez<sup>2</sup>, Andrés Pérez González<sup>3</sup>

### **Estudiantes:**

Oscar Lucas Solis<sup>1</sup>, Emily Galarza<sup>1</sup>, Daniela Alvear<sup>1</sup>, Samantha Vasco<sup>1</sup>, Jeniffer Guamangallo<sup>1</sup>, Marlene Cevallos<sup>1</sup>, Lady Shiguango<sup>1</sup>, Mariuxi Ramos<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Universidad Regional Amazónica Ikiam*

<sup>2</sup> *Universidad de Cuenca*

<sup>3</sup> *Universidad de Azuay*

## **Resumen**

En los días 17 y 18 de noviembre de 2020 un equipo técnico formado por investigadores y estudiantes de la Universidad Regional Amazónica, Ikiam, juntamente con el Ministerio de Ambiente y Agua (MAAE), Dirección Zonal 8 Napo, la Defensoría del Pueblo y la Veeduría Ciudadana han realizado un monitoreo de 11 localidades afectadas crónicamente por la contaminación minera en la provincia del Napo. Se colectaron muestras de agua y sedimento de los ríos y lagunas de sedimentación para análisis de metales y pruebas de toxicidad. Además, han sido tomados datos físicoquímicos *in situ*, y muestras de macroinvertebrados acuáticos.

En base a los resultados obtenidos se observa que los parámetros físicos químicos Oxígeno Disuelto (OD) y Sólidos Totales en Suspensión (SST) y la concentración de los **metales pesados cobre, hierro, plomo, aluminio y manganeso** exceden los límites permitidos en la tabla 2 criterios de calidad para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces frías o cálidas del Acuerdo Ministerial No. 097-A en la mayoría de los puntos de muestreo evaluados. La ausencia total de macroinvertebrados acuáticos en 35% de los puntos de muestreo, es una alerta del grado de contaminación de estos ríos. **Además, el potencial tóxico de las muestras demuestra que la calidad del agua ha sido afectada por contaminantes liberados en el agua. Cerca del 90% de las muestras analizadas demostraron toxicidad, lo que indica contaminación crónica en los ríos evaluados.**

INVESTIGACIÓN | Parroquia Muyuna, kilómetro 7 vía a Alto Tena  
INNOVACIÓN | Tena · Napo · Ecuador  
EDUCACIÓN | Telf.: (06) 370 0040 · (06) 299 9160

Con respecto a las muestras tomadas en piscinas de sedimentación se ha observado que la cantidad de SST exceden los límites permitidos en la tabla 9 límites de descarga a cuerpos de agua dulce. Acuerdo Ministerial No. 097-A. Con respecto a las concentraciones de metales en los vertidos de las piscinas, estos no sobrepasan la normativa. Esto puede ser explicado debido a que las muestras tomadas han sido de agua y sedimento superficial de las lagunas, y por las características de los metales, existe una tendencia a que se depositen al fondo. Sin embargo, también se cuentan con datos de calidad del agua y toxicidad del medio receptor que demuestran que se ha superado la capacidad de carga de los cuerpos hídricos monitoreados con respecto a la normativa ambiental. Además, en estos mismos puntos no se encontró ningún individuo macroinvertebrado durante el biomonitoreo.

En base al grado de contaminación de los sedimentos se concluye que la escorrentía y los vertidos de las áreas mineras circundantes están contribuyendo a las concentraciones de metales que se encuentran en los sedimentos. Otros de los grandes problemas encontrados en las zonas de monitoreo son la deforestación y la desviación de los cauces de ríos. **La deforestación está altamente relacionada con la actividad minera, que se inicia con la remoción de bosque nativo. Con relación a la desviación de los cauces de ríos, los problemas directamente relacionados son: pérdida de diversidad y afección en la hidrología y en la hidráulica de los ríos. Cuando son desviados, los ríos pierden sus características naturales. Eso se nota por la ausencia de macroinvertebrados en el punto P9, un sitio donde el cauce del río había sido desviado.**

Con estos resultados se concluye que al integrar diferentes líneas de evaluación en un índice integrado de la calidad ambiental se ha encontrado una disminución **entre 45-75 % de calidad ambiental de los ríos impactados por la minería en la provincia.** Por lo tanto, se recomienda un monitoreo constante de las afectaciones utilizando los parámetros empleados en este informe, además es necesario incluir análisis de sedimentos de fondo de las lagunas de sedimentación, para describir el comportamiento de las concentraciones de metales pesados a lo largo del tiempo. Además, con la finalidad de cumplir los Objetivos de Desarrollo Sostenible 7 y 15 es necesario armar un plan de protección, restauración y conservación del recurso hídrico y sus ecosistemas asociados, con su respectivo marco legal e institucional, esto para: 1) disminuir la erosión en la cuenca y, en consecuencia, disminuir la carga de sedimentos de los ríos en las zonas de estudio, y 2) acatar medidas de prevención a la contaminación incontrolada de los ríos por las actividades mineras, y así evitar una mayor degradación del recurso hídrico y acuático en las próximas décadas.

## Contenido

1. ANTECEDENTES.....	5
2. METODOLOGÍA.....	5
2.1. Área de estudio y colecta de muestras.....	5
2.2. Medidas de parámetros fisicoquímicos y análisis de metales.....	14
2.3. Análisis de Normativa aplicable.....	14
2.4. Aplicación del índice de contaminación por metales pesados en agua (HPI).....	14
2.5. Evaluación de contaminación de sedimentos.....	14
2.5.1. Factor contaminante (FC).....	14
2.5.2. Grado de contaminación modificado (mCd).....	15
2.6. Evaluación de calidad de agua a través de macroinvertebrados bentónicos.....	15
2.6.1. Muestreo e identificación de macroinvertebrados.....	15
2.6.2. Índices de macroinvertebrados para evaluación de la calidad del agua.....	16
2.7. Ensayos de toxicidad.....	17
3. PRESENTACIÓN DE LOS RESULTADOS.....	18
3.1. Resultados de los parámetros fisicoquímicos y metales.....	18
3.2. Evaluación de Resultados de Sedimentos.....	22
3.3. Resultados de calidad del agua a través de macroinvertebrados bentónicos.....	24
3.4. Resultados de ensayos de toxicidad.....	27
3.5. Resultado del índice integrado.....	29
4. CONCLUSIONES.....	30
5. RECOMENDACIONES.....	32
6. FINANCIAMIENTO.....	32
7. COSTO TOTAL DEL MONITOREO.....	32
8. BIBLIOGRAFÍA.....	33

## 1. ANTECEDENTES

Con fecha 28 de octubre la Dirección de Administración y Calidad del Recurso Hídricos del Ministerio de Ambiente y Agua solicita el apoyo del Laboratorio Nacional de Referencia del Agua de la Universidad Regional Amazónica Ikiam, en el marco del convenio específico de cooperación entre las dos instituciones con la finalidad de realizar un monitoreo de las fuentes hídricas de la provincia del Napo donde existe actividad minera de forma legal e ilegal.

Con fecha 10 de noviembre del 2020 el Ing. Christian Merino, Analista de Recursos Hídricos del Ministerio de Ambiente y Agua, envía el listado de las posibles fuentes hídricas para el monitoreo de calidad de agua previsto para el 17 y 18 de noviembre de 2020, acordado previa a reunión entre Ikiam y Ministerio del Ambiente y Agua, Dirección Zonal 8.

Con fecha 16 de noviembre el doctor Jorge Valle de la defensoría del pueblo solicita la participación de un equipo técnico de Ikiam para participar de la salida de campo para el monitoreo de calidad de agua y se envía el listado de los puntos donde se tiene programado realizar el presente estudio.

En este contexto y con la finalidad de brindar apoyo técnico al Ministerio de Ambiente y Agua y a la Defensoría del Pueblo de la Provincia del Napo, se procede a realizar el monitoreo de calidad del agua y la elaboración del presente informe.

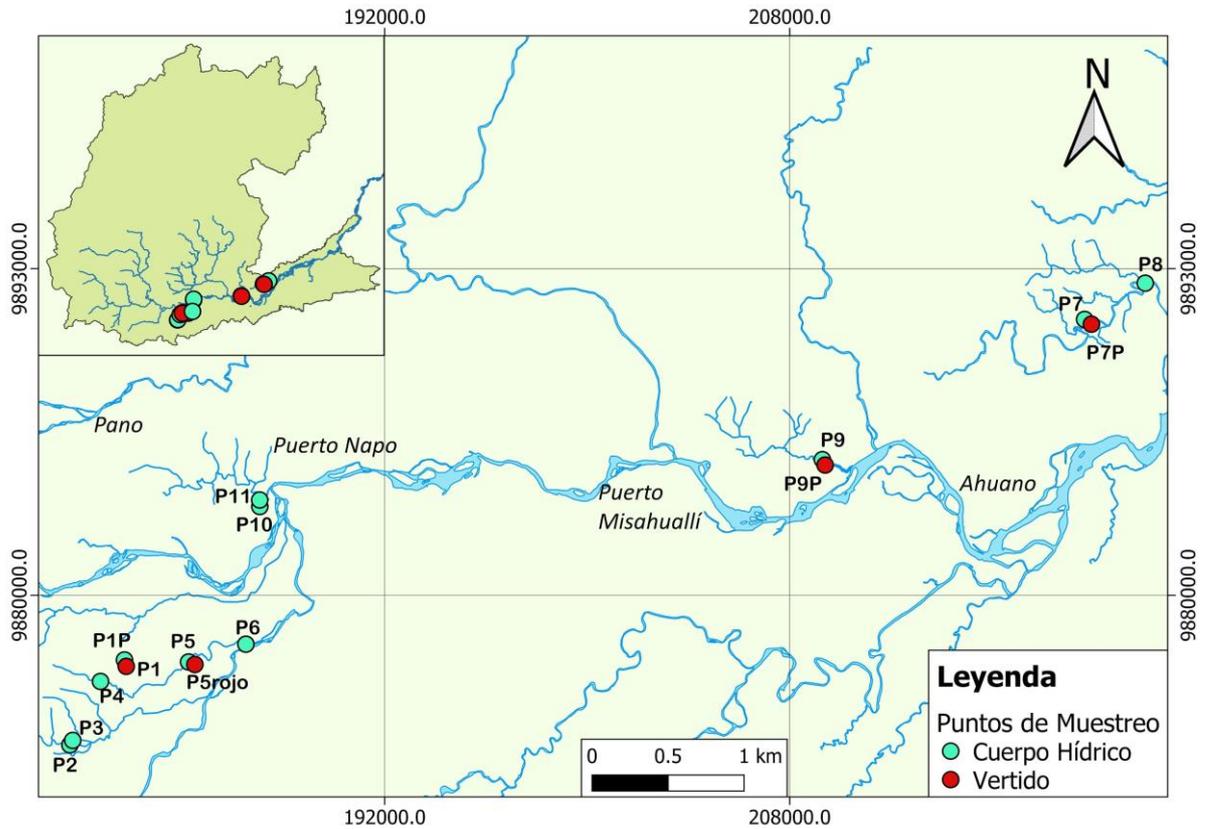
## 2. METODOLOGÍA

### 2.1. Área de estudio y colecta de muestras

La zona de estudio abarca el sur de la provincia de Napo, debido a que cerca del 90% de las concesiones de minería de oro se concentran en las cuencas de los ríos Anzu, Jatunyacu y Napo (formado de la unión de los 2 anteriores). Algunas de estas concesiones ya ejecutan actividades mineras, potencialmente afectan ecosistemas acuáticos cercanos. (Figura 1). La cuenca del Río Napo, uno de los principales afluentes del Río Amazonas, presenta gran cantidad de recursos naturales y sus paisajes van desde las estribaciones andinas hasta la llanura amazónica (GAD Napo, 2014). Por otra parte, además de tener gran biodiversidad de flora y fauna, también el territorio posee un alto nivel de geodiversidad, lo cual no sólo influye en la presencia de paisajes exuberantes sino también en el contenido de minerales de elevado valor adquisitivo como el oro. La región de las cordilleras subandinas en la provincia del Napo aloja importantes prospectos de oro, con depósitos de tipo placer y paleoplacer, razón por la que la minería aurífera aluvial se da desde la época colonial en las orillas del río Napo (GADP Napo, 2014; Carranco, 2017).

El área de estudio es una zona húmeda tropical con abundante pluviosidad (hasta 4400 mm/año en la zona sur y oriental) y una alta densidad de ríos, quebradas y riachuelos (Bravo-Medina et al., 2017; Prefectura de Napo, 2015). La relación entre los habitantes y estos cuerpos de agua es muy estrecha, debido a que los últimos se benefician de un sin número de servicios ambientales, siendo el más importante la provisión de agua para el consumo. Por lo que, la mayoría de los poblados se concentran en las riberas de los ríos, donde hay accesos a agua potable, incluyendo a las 3 cabeceras cantonales

más pobladas, Tena, Archidona y Carlos Julio Arrosemena Tola. Otros servicios ecosistémicos como la regulación climática y la seguridad alimentaria también están directamente relacionados con los cuerpos hídricos presentes dentro del territorio (GADP Napo, 2018). Los sitios de muestreo fueron elegidos conjuntamente por los investigadores de Ikiam, MAAE y la Defensoría del Pueblo (Figura 1a, b). En la tabla 1 se puede observar una descripción de cada sitio de muestreo.



**Figura 1a.** Sitios de muestreo en la provincia del Napo. Cada sitio representa un área afectada por la actividad minera. Cuando fue posible se han seleccionado como puntos de muestreo dentro de la misma zona minera ríos (verde) y piscinas de sedimentación de desechos (rojo).

**Figura 1b.** Fotografías de los puntos de muestreo.

P1



P2



INVESTIGACIÓN | Parroquia Muyuna, kilómetro 7 vía a Alto Tena  
INNOVACIÓN | Tena · Napo · Ecuador  
EDUCACIÓN | Telf.: (06) 370 0040 · (06) 299 9160

P3



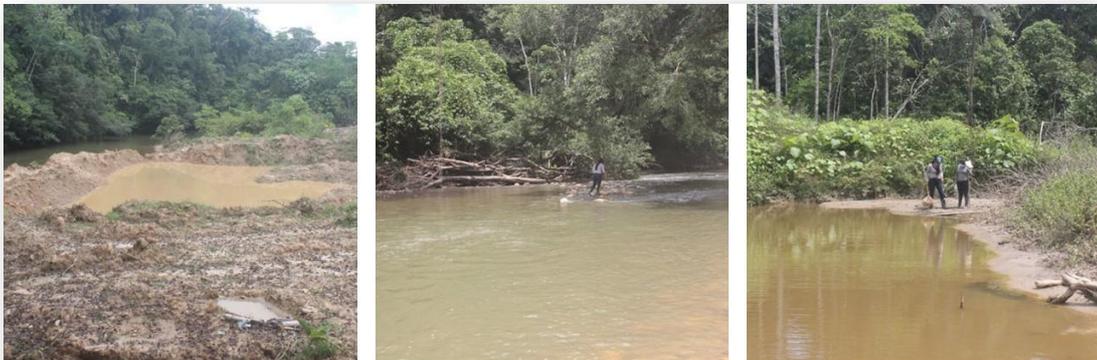
P4



P5

INVESTIGACIÓN | Parroquia Muyuna, kilómetro 7 vía a Alto Tena  
 INNOVACIÓN | Tena · Napo · Ecuador  
 EDUCACIÓN | Telf.: (06) 370 0040 · (06) 299 9160

P6



P7

P8



INVESTIGACIÓN | Parroquia Muyuna, kilómetro 7 vía a Alto Tena  
INNOVACIÓN | Tena · Napo · Ecuador  
EDUCACIÓN | Telf.: (06) 370 0040 · (06) 299 9160



P10 y 11

**Tabla 1.** Descripción de los sitios de muestreo.

Sitios	Coordenadas	Altitud (m.s.n.m.)	Descripción	Tipo
P1	1°06'27"S - 77°51'35"O	603.8	<p>Punto de muestreo dentro del área de bosque en un estero bastante afectado por la actividad minera. Aguas residuales de piscinas de desechos drenan para el estero. Equipos y personas en actividad minera ilegal.</p> <p>En el sector El Progreso de Chumbiyaku Comunidad Morete Cocha</p>	<b>Esteros Sin Nombre</b>

INVESTIGACIÓN | Parroquia Muyuna, kilómetro 7 vía a Alto Tena  
 INNOVACIÓN | Tena · Napo · Ecuador  
 EDUCACIÓN | Telf.: (06) 370 0040 · (06) 299 9160

			Concesión Regina 1S Operador Renato Espinoza Código catastral 4000221	
<b>P1P</b>	1°06'29"S - 77°51'32"O	594.0	Muestreo hecho en la piscina que recolecta toda el agua de desecho de la actividad minera y se estaba bombeando al estero.  Concesión Regina 1S Operador Renato Espinoza Código catastral 4000221 Comunidad Morete Cocha Sector El Progreso de Chumbiyacu	<b>Piscina de sedimentación</b>
<b>P2</b>	1°08'17"S - 77°52'44"O	577.9	Punto ubicado aguas arriba de una zona donde la actividad minera fue reemplazada por piscinas de tilapia. La vegetación en las orillas es secundaria, con presencias de especies comunes de áreas afectadas.  Área Minera Elizabeth	<b>Río Poroto</b>
<b>P3</b>	1°08'11"S - 77°52'41"O	586.5	Punto de muestreo ubicado en un estero que viene de un área de alta actividad minera y vierte en el río Poroto. Las máquinas estaban trabajando durante el muestreo. Área Minera Elizabeth	<b>Estero</b>
<b>P4</b>	1°06'55"S - 77°52'05"O	580.0	Punto de muestreo en un área altamente afectada por la construcción de una carretera. Las máquinas estaban trabajando en la apertura de esta vía durante el muestreo. Esta vía cruza el Río Chumbiyacu, donde se ubicó el punto de muestreo. Área Minera REGINA 1S-Sector Estrella del Oriente. Operador TerraEarth S.A. Código catastral 4000221	<b>Río Chumbiyacu</b>
<b>P5</b>	1°06'33"S - 77°50'10"O	502.4	Área de minería abandonada, donde la vegetación empieza a crecer en suelos afectados por la minería. El punto de muestreo es el Río Chumbiyacu, que en este punto recibe aguas provenientes de las zonas de explotación minera.  El río se encuentra junto a la Concesión Regina 1S Operador TerraEarth S.A. Código catastral 4000221 Comunidad Shigua Cocha	<b>Río Chumbiyacu</b>
<b>P5D</b>	1°06'33"S - 77°50'05"O	503.1	Punto ubicado en el mismo sitio que el P5. Sin embargo, el P5 D fue ubicado en un drenaje menor que 1 m de ancho, que vertía agua desde un área de explotación minera que fue rellenada con sedimentos.  Concesión Regina 1S Operador TerraEarth	<b>Drenaje</b>

			S.A. Código catastral 4000221 Comunidad Shigua Cocha	
<b>P6</b>	1°06'7"S - 77°49'00"O	465.2	<p>Punto ubicado en el puente del Río Chumbiyacu, aguas abajo del punto P5 y P5 D.</p> <p>Concesión Vista Anzu es la concesión más cercana río arriba, pero el río también recibe las descargas de Regina 1S y Mina Aguinda Operador Vista Anzu y Regina 1S: TerraEarth Resources S.A. Mina Aguinda: Aguinda Andi Noemi Chavela Código catastral -Vista Anzu: 400198 -Regina 1S: 4000221 - Mina Aguinda: 491141 Muestra tomada entre las comunidades Santa Mónica y Shigua Cocha</p>	<b>Río Chumbiyacu</b>
<b>P7</b>	0°59'13"S - 77°31'01"O	360.9	<p>Punto ubicado en el Río Huambuno, aguas arriba de los drenajes de las piscinas de desechos ubicadas en el área.</p> <p>Junto a la Concesión Región Amazónica Operador AGUINDA ANDI CLEVER RAMIRO Código catastral 490922 Comunidad Kashayacu</p>	<b>Río Huambuno</b>
<b>P7 P</b>	0°59'14"S - 77°31'00"O	363.7	<p>Punto ubicado cerca del Río Huambuno. El muestreo fue hecho en una piscina de sedimentación de desechos de mina. La actividad minera en este punto no se encontraba activa.</p> <p>Concesión Región Amazónica Operador AGUINDA ANDI CLEVER RAMIRO Código catastral 490922 Comunidad Kashayacu</p>	<b>Piscina de sedimentación</b>
<b>P8</b>	0°58'20"S - 77°29'51"O	355.8	<p>Puente sobre el Río Huambuno. En este punto el río tiene entre 10 y 15 m de ancho.</p> <p>Las concesiones que se encuentran en el perímetro del punto de la muestra son: - EMPRENDIMIENTO MINERO FAMILIA ROMERO, Operador ROMERO BARROS IVAN ANDRÉS. Código catastral 100000245 - El Dorado, Operador CEDILLO ANDRADE JOSE PABLO, Código catastral 490563 - Curiyaku, Operador ROMERO PACHECO FULVIO IVAN, Código catastral 1090224 - Esperanza, Operador VEGA APUNTE WILLIAM GUILLERMO Código catastral 1090208 Comunidad</p>	<b>Río Huambuno</b>

			Kashayacu	
<b>P9</b>	1°02'09"S - 77°36'43"O	440.2	Punto de muestreo en el río Tuyano altamente afectado por la minería en el Área minera Boardwalk. Las máquinas estaban funcionando al momento del muestreo. El cauce del río se encontraba totalmente modificado para lavar los sedimentos aluviales.  Concesión BOARDWALK 16 Operador RIVERHILLS RESOURCE CORPORATION S.A. Código catastral 400998 Comunidad Awatino, Tuyano, Pukaurku y Sardinas	<b>Río Tuyano</b>
<b>P9P</b>	1°02'09"S - 77°36'43"O	440.2	Punto de muestreo en la misma área del P9, solo que las muestras fueron tomadas directamente de una piscina de sedimentación de desechos.  Concesión BOARDWALK 16 Operador RIVERHILLS RESOURCE CORPORATION S.A. Código catastral 400998 Comunidad Awatino, Tuyano, Pukaurku y Sardinas	<b>Piscina de desechos</b>
<b>P10</b>	1°03'01"S - 77°48'42"O	441.6	Estero Yutzupino. Situado a 60 m de la carretera Portoviejo, cerca de Puerto Napo.  Concesión más cercana CONFLUENCIA Operador TERRAEARTH RESOURCES SA Código catastral 400408 Río Yutzupino Comunidad Yutzupino	<b>Estero Yutzupino.</b>
<b>P11</b>	1°03'00"S - 77°48'42"O	440.4	Río Yutzupino. Situado a 40 m de la carretera Portoviejo, cerca de Puerto Napo.  Concesión más cercana CONFLUENCIA Operador TERRAEARTH RESOURCES SA Código catastral 400408 Río Yutzupino Comunidad Yutzupino	<b>Río Yutzupino.</b>

Muestras de agua y sedimento fueron colectadas en cada uno de los sitios indicados en la tabla 1. Las muestras fueron colectadas para posterior análisis en laboratorio. Se recolectó una muestra de agua en botellas plásticas de 1L. Las botellas fueron enjuagadas 3 veces con el agua del río a muestrear previo al almacenamiento. También se colectaron muestras de agua superficial (100 ml) y sedimento (150 g) para análisis de metales. Estas muestras de agua fueron acidificadas con HCl. Todas las muestras fueron etiquetadas y almacenadas en un contenedor a 4°C para luego ser transportadas al Laboratorio Nacional de Referencia del Agua.

## 2.2. Medidas de parámetros fisicoquímicos y análisis de metales

Los parámetros pH, ORP, conductividad, sólidos totales disueltos (TDS), oxígeno disuelto (OD) se midieron *in situ* utilizando un multiparámetro YSY professional plus. Antes de la medición, el multiparámetro fue ajustado con soluciones estándar. El parámetro de turbidez se midió *in situ* con un turbidímetro HACH 2100 Q, previamente ajustado con soluciones estándar.

En el laboratorio se midieron las concentraciones de carbono orgánico disuelto (DOC) usando un analizador de carbono orgánico total (TOC-L Shimadzu, Japón). Los sólidos suspendidos totales (SST) fueron analizados mediante el procedimiento establecido por el Standard Method 2540 D.

El análisis de metales en muestras de agua y sedimento han sido realizadas en la Universidad de Cuenca mediante ICP-MS, Método 200.8 EPA (United States Environmental Protection Agency).

## 2.3. Análisis de Normativa aplicable

Las muestras de agua colectadas corresponden a fuentes de agua dulce y descargas de efluentes. En este contexto, y para efectos de comparación e interpretación de resultados, se utiliza la siguiente norma ambiental vigente:

1. Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA). Libro VI. Anexo 1. Tabla 2: Criterios de calidad para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces frías o cálidas, y en aguas marinas y de estuarios. Tabla 9: Límites de descarga a cuerpos de agua dulce. Acuerdo Ministerial No. 097-A publicado en el Registro Oficial No. 387 del 4 de noviembre de 2015.

2. Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA). Libro VI. Anexo 2. Tabla 1 Factores Indicativos de Contaminación. Tabla 2 Criterios de Calidad de Suelo

## 2.4. Aplicación del índice de contaminación por metales pesados en agua (HPI)

Los límites permitidos para los cuerpos de agua dulce en el TULSMA 2015 determina la idoneidad del agua en función de cada metal; sin embargo, no se logra un conocimiento acumulativo del nivel de contaminación basado en todos los metales pesados. Por lo tanto, se han utilizado el índice HPI como una herramienta para determinar la calidad del agua a partir de metales pesados. Los pesos de cada metal se asignan entre 0 y 1, lo que depende de la importancia relativa del metal que se basa en el límite máximo permisible para el metal en el agua establecido en los criterios de calidad para la preservación de la vida acuática.

El HPI se basó en los 15 metales pesados establecidos en la normativa ambiental ecuatoriana. El HPI generalmente se clasifica en cinco categorías, es decir, excelente (0-25), bueno (26-50), medio (51-75), malo (76-100) y muy malo (> 100) (Vetrimurugan et al., 2017).

## 2.5. Evaluación de contaminación de sedimentos

### 2.5.1. Factor contaminante (FC)

INVESTIGACIÓN | Parroquia Muyuna, kilómetro 7 vía a Alto Tena  
INNOVACIÓN | Tena · Napo · Ecuador  
EDUCACIÓN | Telf.: (06) 370 0040 · (06) 299 9160

El FC es la razón que se obtiene dividiendo la concentración de cada metal en el sedimento por el valor de fondo (Duodu et al., 2016; Kalender & Uçar, 2013). Se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$FC = C_{\text{metal}}/C_{\text{blanco}}$$

Los valores de FC se interpretaron según lo sugerido por la normativa ambiental para suelos TULSMA 2015 \*tabla 1, donde: < 1,5 indica cero o perturbación insignificante, 1.5 – 3.0 perturbación evidente, 3.0 – 10.0 perturbación severa y > 10.0 perturbación muy severa

### 2.5.2. Grado de contaminación modificado (mCd)

El grado de contaminación modificado sirve para la evaluación de la calidad de los sedimentos considerando todos los metales y es uno de los índices más comunes y más empleados en evaluaciones de impacto ambiental (Duodu et al., 2016; Hakanson, 1980). Los umbrales para la clasificación de la calidad de los sedimentos se presentan en la Tabla 2.

**Tabla 2.** Umbrales para la clasificación de la calidad de los sedimentos adaptado de (Duodu et al., 2016) de acuerdo con el grado de contaminación modificado (mCd).

Clase	Clasificación de sedimentos	mCd
0	No contaminado	mCd<1.5
1	Levemente contaminado	1.5<mCd<2
2	Moderadamente contaminado	2≤mCd<4
3	Moderadamente muy contaminado	4≤mCd<8
4	Severamente contaminado	8≤mCd<16
5	Altamente contaminado	16≤mCd<32
6	Extremadamente contaminado	mCd>32

## 2.6. Evaluación de calidad de agua a través de macroinvertebrados bentónicos

### 2.6.1. Muestreo e identificación de macroinvertebrados

Se tomaron muestras de macroinvertebrados utilizando una metodología basada en Domínguez et al.,(2009), Gabriels et al. (2010) y Cornejo et al., (2019) empleando una red de recolección tipo D, con una duración de 2 minutos por punto de muestreo. El muestreo cubrió varios hábitats y sustratos bentónicos presentes en cada sitio (estanques, pistas, rifles, bajo las rocas, hojas y otros), para garantizar una evaluación exhaustiva de la biodiversidad y calidad del afluente. Los macroinvertebrados fueron mantenidos en alcohol 96% para posterior análisis en laboratorio. Los macroinvertebrados recolectados fueron identificados hasta el nivel taxonómico práctico más bajo

(familia), de acuerdo con las claves taxonómicas estándar descritas en Domínguez et al., (2009), Palma (2013), y Hamada et al. (2018) .

### 2.6.2. Índices de macroinvertebrados para evaluación de la calidad del agua

Una vez terminada la identificación y obtenida una base de datos para cada estación de muestreo, se evaluó el estado y composición de las comunidades de macroinvertebrados mediante el uso de índices bióticos de calidad del agua BMWP (Biological Monitoring Working Party). Los valores numéricos obtenidos a través de este índice se pueden traducir a dos diagnósticos cualitativos de la calidad de los ecosistemas en cada una de las zonas mineras estudiadas en la provincia de Napo. Los índices permiten conocer el estado de perturbación por medio de valores numéricos de tolerancia asignados a cada familia indicadas en la Tabla 3 (Tafur et al., 2013; Pimentel, 2014; Roldán-Pérez, 2016; Masese et al., 2017 & Buenaño et al., 2018).

El índice BMWP constituye un indicador de diversidad taxonómica, así como su tolerancia a la contaminación. Asigna valores de tolerancia de 0 (familias más tolerantes) a 10 (familias menos tolerantes); para obtener un puntaje general de la calidad del agua en un punto, se suman todas las puntuaciones asignadas a las familias encontradas en un sitio determinado, dichas puntuaciones se pueden interpretar mediante el uso de la (Tabla 3) colorimétrica que describe los valores de calidad biológica del agua y su clasificación por códigos de color Según Tafur et al., (2013).

**Tabla 3.** Criterios de clasificación de la calidad del agua según el índice BMWP

Valores	Calidad Biológica	Clasificación	Color
>= 100	Buena	Aguas muy limpias	Azul
61-100	Aceptable	Aguas con signos de estrés<	Verde
36-60	Regular	Aguas contaminadas	Amarillo
16-35	Mala	Aguas muy contaminadas	Naranja
< = 15	Pésima	Aguas extremadamente contaminadas	Rojo

Finalmente, se realizó un análisis estadístico de abundancia y biodiversidad de macroinvertebrados en cada punto, mediante los índices de riqueza de especies de Margaleff, Simpson y Shannon-Wiener; que son índices estándares que permiten cuantificar la biodiversidad de especies que habitan en el cuerpo de agua (Türkmen et al., 2010; Carmona et al., 2013; Alonso, 2018 & Qureshi et al., 2020).

El índice de Margaleff's (R) cuantifica la biodiversidad de una comunidad a partir del tamaño de muestra y del número de especies presentes, y se interpreta según la Tabla 4.

**Tabla 4.** Interpretación para el índice de Margaleff's

Índice (R)	Calidad del agua
< 2	Zonas de baja biodiversidad

---

>= 5                      Zonas de alta biodiversidad

---

Mientras que los índices de Simpson ( $\lambda$ ) y Shannon-Wiener ( $H'$ ) se usan para medir la biodiversidad de un hábitat en función de cómo están agrupados los individuos en las diferentes especies existentes. La interpretación de los valores de ambos índices se muestra en la Tabla 6.

**Tabla 5.** Interpretación de los índices de Simpson y Shannon-Wiener

<b>Índice de Simpson (<math>\lambda</math>)</b>	<b>Significado</b>
cercanos a 0	Existencia de especies muy dominantes, baja biodiversidad
cercanos a 1	Distribución más equitativa, mayor biodiversidad
<b>Índice de Shannon-Wiener (<math>H'</math>)</b>	<b>Significado</b>
> 3	Estructura del hábitat estable y equilibrada
2 a 3	Contaminación ligera
1 a 2	Contaminación moderada
< 1	Contaminación y degradación de la estructura del hábitat

\*Esquema adaptado de Türkmen et al., 2010 & Alonso (2018) \*

## 2.7. Ensayos de toxicidad

### 2.7.1. Ensayo de toxicidad con *Daphnia magna*

10 neonatos de 24h de un cultivo partenogenético 4to clon de *Daphnia magna* (*D. magna*) fueron sometidos a 10 mL de muestra de agua de cada punto y agua de cultivo como control (EPA, 2002). Se realizó una réplica de todas las muestras y el control. Finalmente, al pasar 48 horas se contaron los individuos vivos y muertos.

### 2.7.2. Ensayo de toxicidad con *Lactuca sativa*

Semillas de *Lactuca sativa* (*L. sativa*) fueron sometidas a las muestras de agua y sedimento para cada punto de acuerdo con la metodología usada por Capparelli et al. (2020), Galarza et al. (2021) y Young et al. (2012) con ligeras modificaciones. De manera general, con ayuda de una pipeta se traspasaron 2.5 mL de muestra de agua a papeles filtros en cajas Petri. Luego, se distribuyeron 15 semillas de *L. sativa* de manera uniforme sobre el papel filtro totalmente humedecido. En seguida, para cada muestra de agua y para el control (agua destilada) se realizó una réplica. Se cubrieron todas las cajas Petri con papel aluminio y se las dejó reposar por 5 días en la oscuridad a temperatura ambiente.

### 2.7.3. Análisis de indicadores de toxicidad y estadística

El indicador de toxicidad en *D. magna* usado fue la supervivencia, la cual se comparó con el respectivo control de agua de cultivo. Se obtuvo el promedio de las dos réplicas, se realizó una prueba de chi-cuadrado para determinar si la supervivencia y la toxicidad de la muestra guardan relación y la prueba t de Student (paramétrica) para conocer la significancia ( $p \leq 0.05$ ) de la diferencia con respecto al control. Los indicadores de toxicidad en *L. sativa* usados fueron el porcentaje de germinación y la longitud promedio de la raíz de las plántulas germinadas al ser comparados con el control respectivo para las muestras de agua (agua destilada). Antes de realizar el análisis, se evaluó la normalidad y homocedasticidad de los datos de longitud de las raíces usando pruebas de Shapiro-Wilks y Fligner, respectivamente. Además, la comparación con los respectivos controles se realizó usando la prueba t de Student y la prueba Wilcoxon (no paramétrica). Las muestras fueron consideradas tóxicas o eutrofizadas cuando la longitud media de las plántulas de cada muestra era inferior o superior al control y presentaba diferencias significativas ( $p \leq 0.05$ ), respectivamente. Todas las pruebas estadísticas fueron realizadas en el software estadístico R (4.0.2.) y la organización de los datos con Microsoft Excel.

### Índice integrativo

Se generó un índice cuantitativo integrado (Galarza et al., 2021) que utiliza la matriz de decisión completa para las tres líneas de investigación, con valores normalizados entre 0 y 15. Estas tres líneas fueron Toxicidad (Daphnias y Fitotoxicidad), Macroinvertebrados (índice BMWP, Margaleff's, Índice de Simpson ( $\lambda$ ) e Índice de Shannon-Wiener ( $H'$ )) y Parámetros fisicoquímico (mCd y HPI).

**Tabla 6.** Parámetros y los puntajes respectivos utilizados para calcular el índice integrado (Galarza et

## 3. PRESENTACIÓN DE LOS RESULTADOS

### 3.1. Resultados de los parámetros fisicoquímicos y metales.

Para la mayoría de los puntos de muestreo en Ríos los valores de oxígeno disuelto (OD) y sólidos suspendidos totales (SST) resultaron más elevados de lo permitido en las normativas (Table 7). La baja concentración de OD indica ambientes anóxicos. La alta concentración de SST indica que hay carga de sedimentos entrando en los cuerpos de agua, sea a través de erosiones o por movimiento de máquinas en las orillas. Tanto los bajos valores de OD como los altos valores de SST pueden ser perjudiciales a la fauna acuática. Por otro lado, la alta concentración de algunos metales como Cu, Pb, Fe, Al y Mn indican que hay liberación de estos metales en los cuerpos acuáticos por la actividad minera. Aunque la presencia de metales en agua pueda ocurrir de forma natural, cuando los valores sobrepasan las normativas, se expresa una preocupación ambiental.

En base a los resultados de la tabla 6 se puede observar que todas las muestras tomadas de los cuerpos hídricos excedieron entre 2 a 7 parámetros de la normativa. Los parámetros que exceden la normativa son Cu, Al, Pb y Mn que se encontraron en 9 de los cuerpos hídricos monitoreados y Fe en 8. Además, existe introducción de altos niveles de sólidos en suspensión, como se puede observar en la tabla 7, los vertidos (P1P, P5D y P9P) exceden con más del 100% el contenido de SST permitido para descargas

en cuerpos de agua dulce, ocasionando un incremento en los niveles de SST de los cuerpos hídricos. Como resultado tenemos que 9 de los sitios monitoreados presentan concentraciones elevadas de SST entre 171-3200 mg/L (Tabla 7).

Las actividades mineras, en general, utilizan grandes volúmenes de agua dulce para procesar minerales que luego son vertidas a los ríos (Amoakwah et al., 2020), en los sitios P1 y P9 se constató que las aguas residuales que contienen compuestos tóxicos y cantidades extremadamente altas de SST se descargan directamente en el río (Anexo 1).

Los SST son potenciales portadores de metales pesados al río, ocasionando cambios en la calidad del agua debido al aumento de la sedimentación. Uno de los principales impactos de la sedimentación de agua es el aumento de la atenuación de la luz por las partículas en suspensión, que pueden afectar directamente la productividad del fitoplancton al limitar la disponibilidad de radiación activa fotosintética (PAR) y disminución de las concentraciones de oxígeno, en 9 sitios de los cuerpos hídricos monitoreados las concentraciones de oxígeno fueron <80% permitido por la normativa (Tabla 7). Estos factores contribuyen indirectamente a cambios en la biodiversidad dentro de los ríos, incluido el plancton, macroinvertebrados y peces (Kjelland et al., 2015).

En los sitios P10 y P11 se encontró concentraciones de metales pesados Cu, Al, Pb, Fe y Mn sobre los límites permisibles en agua. Capparelli et al., (2020) reportó en estos mismos sitios concentraciones de Cd, Al, Ni, Fe, Cu, Zn y Pb por encima de los límites permisibles en un monitoreo realizado en noviembre del 2018.

Con la finalidad de determinar la calidad general del agua a partir de metales pesados se calculó el HPI basado en 15 metales establecidos en la normativa ecuatoriana, el HPI en los cuerpos hídricos varió de 35 a 476, indicando que la calidad de los cuerpos hídricos del área de estudio es muy mala en los puntos P6>P2>P1>P3>P11>P10>P9>P5>P8, mala en punto P7 y buena en el punto P4 (Figura 2).

Los sitios P4, P5 y P6 corresponden al río Chimbiyacu parte alta, media y baja respectivamente. En la trayectoria del río se observa un incremento considerable de la contaminación tanto en las matrices de agua y sedimento, pasando de un índice de calidad bueno en la parte alta a muy malo en la parte media y baja debido a la actividad minera que se realiza en la zona. El río Chimbiyacu y el río (sitio 2) son afluentes del río Anzu aportando con un caudal de  $1.5\text{m}^3\text{s}^{-1}$ . Estos afluentes tienen un papel importante en la contaminación del río Anzu debido que transporta cantidades considerables de contaminantes y metales pesados .

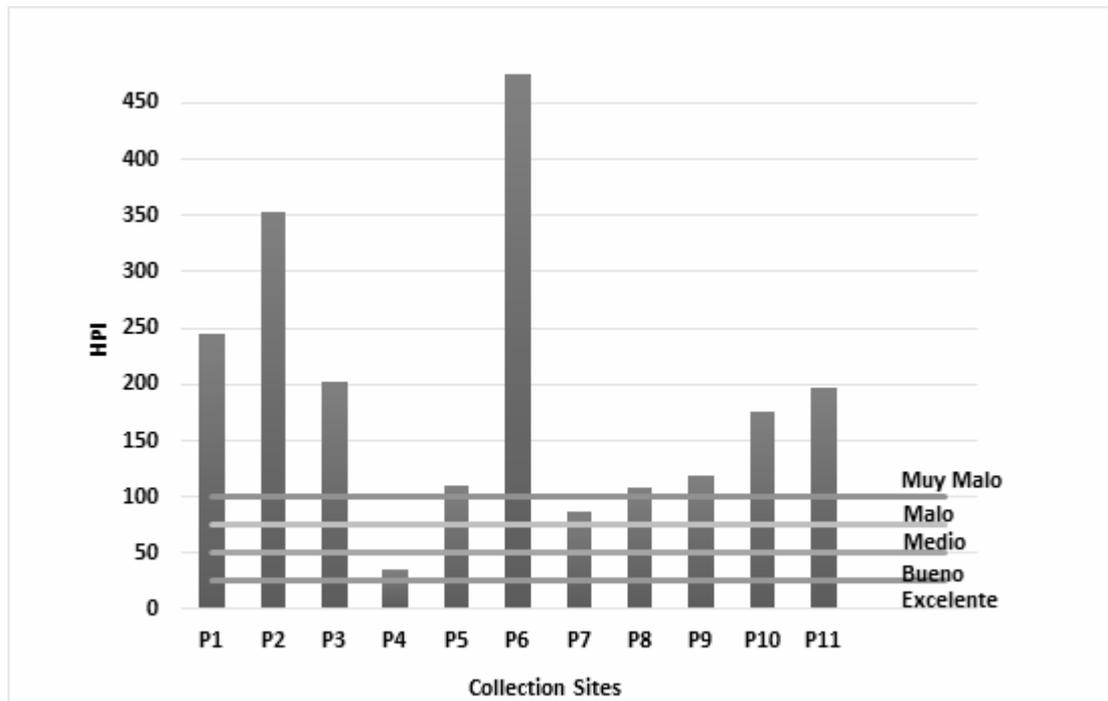
**Tabla 7.** Comparación de los resultados de las muestras de los cuerpos hídricos, indicando en rojo los valores que no cumplen con la normativa vigente: \*TULSMA. Libro VI. Anexo 1. R.O. No. 387. Tabla 2: Criterios de calidad para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces frías o cálidas.

Parámetro	Unidad	Tabla 2*	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11
Turbiedad	NTU	-	765	10.2	277	24.00	246.	1457	12.9	28.2	339	5026	1690
OD	% sat	>80	80.6	81.5	75.00	76.2	78.4	76.6	77.3	76.9	56.5	54.5	50.8

ORP	mV	-	90.6	147.3	86.3	142	74.2	67.3	172.7	86.6	71.3	91.4	89.4
Temperatura	°C	-	23.3	25.6	30.00	28.3	31.00	29.2	26.6	28.1	26.5	25.1	26.7
pH		6.5-9	6.91	6.7	6.55	6.67	7.17	6.8	7.75	8.06	7.18	7.37	7.79
Conductividad	µs/cm	-	67.6	25.3	25.00	53.8	52.1	45.8	194.1	187.2	152.3	88.6	127.3
STD	mg/L	-	45.5	16.25	14.95	33.2	31.2	27.3	122.00	115.00	96.2	57.85	79.95
Sal		-	0.03	0.01	0.01	0.02	0.02	0.02	0.09	0.08	0.07	0.04	0.006
Color	Pt-Co	-	2800	82.00	375	63.00	1200	3950	104	78.00	650	8500	5250
SST	mg/L	max incremento de 10% de la condición natural	698	3.00	523	19.00	171	953	19.00	6.00	201	3200	1024
COD	mg/L	-	4.31	1.85	2.40	3.86	2.98	3.52	4.07	1.89	1.74	2.27	2.39
As 75	ug/L	50.00	2.17	1.71	6.69	1.38	2.29	1.79	3.40	2.76	2.67	5.66	3.72
B 11	ug/L	750.00	<4.01	<4.01	<4.006	<4.006	<4.006	<4.006	<4.006	<4.006	<4.006	9.75	<4.006
Ba 138	ug/L	1000.00	345.39	32.23	113.05	60.49	153.78	817.19	46.11	61.06	222.67	938.86	339.13
Cd 111	ug/L	1.00	0.49	0.73	0.18	0.19	0.17	0.43	0.18	0.78	0.35	0.46	0.27
Cr 52	ug/L	32.00	<2.25	<2.246	2.59	<2.246	<2.246	<2.246	<2.246	2.78	<2.246	<2.246	2.31
Cu 63	ug/L	5	24.24	6.03	24.24	6.36	7.97	11.95	5.64	11.30	10.75	9.43	8.44
Fe 57	ug/L	300	372.93	228.93	558.52	227.50	326.05	237.00	512.77	547.61	536.26	370.97	308.66
Pb 208	ug/L	1	6.11	10.54	5.69	0.72	2.42	14.50	1.65	1.67	2.42	4.36	5.49
Ag 107	ug/L	10	0.19	<0.04	0.34	<0.04	0.10	<0.04	0.07	0.84	<0.04	0.07	0.07
Al 27	ug/L	100	158.13	132.55	287.65	93.05	231.21	377.61	146.94	253.14	249.06	350.29	405.58
Be 9	ug/L	100	0.56	<0.059	0.15	0.08	0.17	0.35	<0.059	0.12	0.23	0.90	0.41
Co 59	ug/L	200	2.15	0.51	1.94	0.45	1.83	4.49	0.39	0.61	1.71	7.71	4.52
Mn 55	ug/L	100	456.29	140.50	456.29	105.45	274.70	485.63	49.35	74.43	513.16	597.91	258.67
Ni 60	ug/L	25	5.84	3.28	4.33	2.34	3.06	1.92	5.82	5.69	4.92	8.71	5.75
Se 82	ug/L	1	0.73	0.60	<0.35	<0.35	0.81	0.83	0.91	0.78	0.78	0.74	0.57

La presencia de elevadas concentraciones de metales en los puntos de muestreo no permite evidenciar la causa directa de la liberación en los cuerpos de agua. Sin embargo, cuando analizados en conjunto usando el índice HPI resulta que todos los puntos, con excepción del P4 y P7, son clasificados con

“muy malo”, lo que indica que se debe considerar que la concentración de metales en los puntos de muestreo está en niveles perjudiciales al ecosistema.



**Figura 2.** Índice de contaminación de metales pesados en agua.

Los valores de los parámetros fisicoquímicos medidos en piscina de desechos o en drenajes indican que especialmente el punto P5 D presenta valores de SST y de algunos metales que sobrepasan las normativas.

**Tabla 8.** Comparación de los resultados de las muestras de vertidos, con la normativa vigente. \*TULSMA. Libro VI. Anexo 1. R.O. No. 387. Límites de descarga a cuerpos de agua dulce. Los resultados marcados de rojo no cumplen con los límites establecidos en la normativa

Parámetro	Unidad	Tabla 9	P1P	P5 D	P7P	P9P
Turbiedad	NTU		513.00	122.00	37.3	627.00
OD	% sat		69.00	59.4	74.7	34.3
ORP	mV		147.8	-71.10	174.3	92.8
Temperatura	°C	Condición natural $\pm$ 3	28.3	28.5	30.00	27.1
pH		6.5- 8.9	6.8	6.69	6.61	7.6
Conductividad	$\mu$ s/cm		89.2	264.7	70.9	217.00

<b>SDT</b>	mg/L		54.6	161.2	42.2	136.5
<b>Sal</b>			0.04	0.02	0.03	0.1
<b>Color</b>	<b>Pt-Co</b>		2400.00	120.00	245.00	495.00
<b>SST</b>	mg/L	130.00	444.00	2950.00	19.00	2180.00
<b>COD</b>	mg/L		6.33	3.79	4.07	4.89
<b>As 75</b>	ug/L	100.00	2.29	2.03	2.82	3.41
<b>B 11</b>	ug/L	2000.00	<4.006	<4.006	<4.006	<4.006
<b>Ba 138</b>	ug/L	2000.00	339.49	5501.24	77.49	468.18
<b>Cd 111</b>	ug/L	20.00	0.59	1.44	0.23	0.58
<b>Cr 52</b>	ug/L	500.00	<2.246	<2.246	<2.246	2.40
<b>Cu 63</b>	ug/L	1000.00	29.93	35.73	9.08	34.12
<b>Fe 57</b>	ug/L	10000.00	517.82	3110.68	771.64	588.57
<b>Pb 208</b>	ug/L	200.00	6.33	17.30	1.73	5.44
<b>Ag 107</b>	ug/L	100.00	<0.04	<0.04	<0.04	0.05
<b>Al 27</b>	ug/L	5000.00	256.07	982.74	241.14	477.68
<b>Be</b>	ug/L		0.15	1.15	<0.059	0.23
<b>Co 59</b>	ug/L	500.00	3.08	123.30	2.01	2.29
<b>Mn 55</b>	ug/L	2000.00	901.45	26041.97	399.00	566.64
<b>Ni 60</b>	ug/L	2000.00	5.93	6.00	7.45	4.91
<b>Se 82</b>	ug/L	100.00	0.67	1.79	0.56	0.96
<b>Tl</b>	ug/L		0.07	0.60	0.02	0.08
<b>Zn 66</b>	ug/L	5000.00	77.40	64.02	38.84	56.57

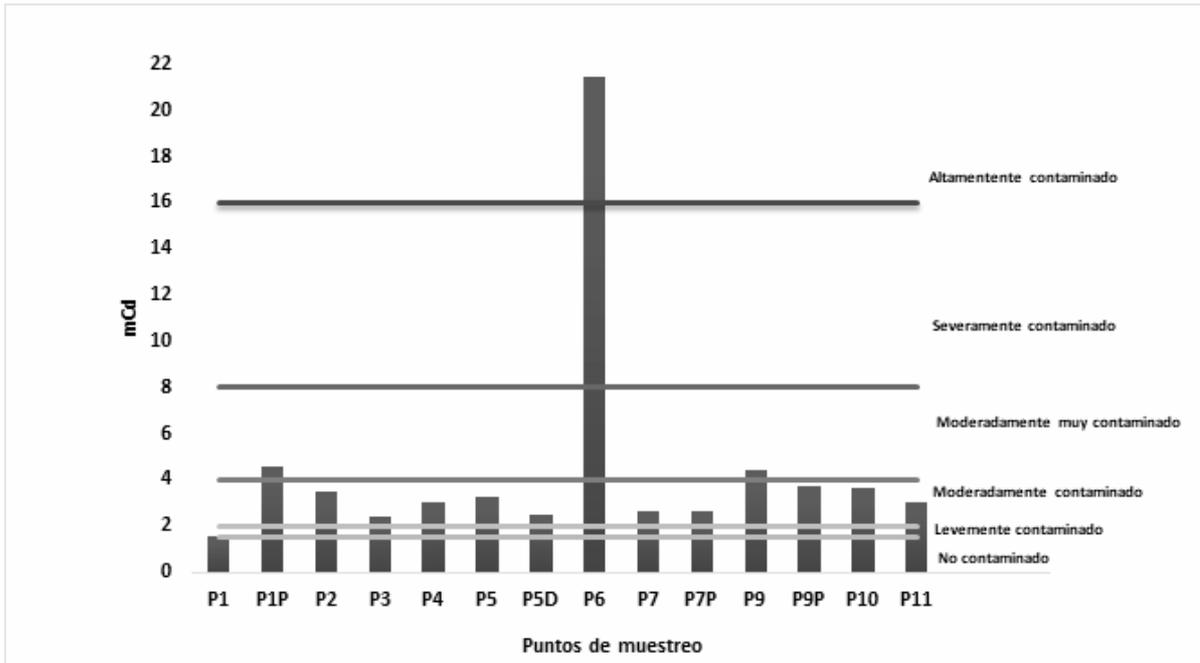
### 3.2. Evaluación de Resultados de Sedimentos

De los 15 metales pesados analizados en los sedimentos de los 14 sitios de estudio el orden de predominio fué Fe>Mn>Ba>V>Cr>Zn>Cu>Ni>Co>As>B>Pb>Be>Ag>Cd. Los resultados de los análisis demuestran que en los sedimentos de los cuerpos hídricos monitoreados se encontraron entre 1 a 3 parámetros de metales pesados (B, V y Cr) que excedieron las concentraciones establecidas en los criterios de calidad de suelo TULSMA 2015.

En base a lo establecido en la normativa de suelos y otros estudios se calculó el factor de contaminación (Anexo 2). El CF más alto para todos los metales estudiados se encontraron en el sitio P6, los valores de CF para Ag y V fueron > 10 lo que demuestra una perturbación muy severa en base a la tabla 1 anexo 2 del TULSMA. El CF nos permite evaluar la contaminación por metal sin embargo presenta limitaciones debido a que no evalúa el impacto de todos los metales pesados en cada sitio. Por esta razón se calculó el grado de contaminación modificado obteniendo como resultados que los sedimentos de los cuerpos hídricos monitoreados se encuentran entre altamente contaminados (P6), moderadamente muy contaminados (P9), moderadamente contaminados (P10>P2>P5>P11>P4>P7>P3) y levemente contaminado (P1). Con respecto a las lagunas de relaves se encontró entre moderadamente muy contaminados (P1P) y moderadamente contaminado (P9P>P7P>P5 rojo).

**Tabla 9.** Comparación de los resultados de las muestras de sedimentos, con la normativa vigente.  
\*TULSMA. Libro VI. Anexo 2. Tabla 2: Criterios de Calidad de Suelo

Parámetro	Unidad	*Tabla											
		2	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P8	P7	P9	P10	P11
As 75	ug/g	5	0.71	2.00	0.96	1.66	1.83	3.63	0.83	1.31	1.58	2.03	1.67
B 11	ug/g	1	2.10	0.00	1.12	0.54	0.47	1.81	1.31	2.60	0.54	1.98	0.56
Ba 138	ug/g	200	32.64	37.07	55.84	75.82	73.87	136.60	17.75	65.70	134.79	113.43	89.69
Cd 111	ug/g	0.5	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	0.04	0.02	0.02	0.03	0.03	0.02
Cr 52	ug/g	20	4.76	19.09	11.36	10.12	12.90	36.73	4.32	9.95	11.90	11.49	7.10
Cu 63	ug/g	30	3.43	4.36	4.14	7.13	6.86	10.55	1.30	3.66	5.40	5.19	3.97
Pb 208	ug/g	25	0.39	1.20	0.86	1.01	1.20	2.17	0.34	0.97	1.14	1.24	1.05
V 51	ug/g	25	16.26	66.23	21.83	30.93	41.94	107.40	8.14	18.60	81.20	30.93	23.55
Co 59	ug/g	10	1.70	3.79	2.27	3.51	3.42	6.29	0.89	2.23	3.95	3.36	2.84
Ni 60	ug/g	20	2.55	4.89	4.06	5.06	4.55	8.72	2.00	5.71	4.34	4.41	3.39
S 32	ug/g	250	1.90	8.45	2.12	2.78	4.38	8.29	0.10	4.11	7.04	8.17	6.83
Zn 66	ug/g	60	6.09	11.34	6.84	10.57	11.65	20.82	3.52	9.49	14.59	10.19	8.21
Mn 55	ug/g	-	125.59	368.47	139.56	224.78	318.22	632.34	178.77	67.82	459.05	438.03	370.43



**Figura 3** Grado de contaminación de sedimentos.

### 3.3. Resultados de calidad del agua a través de macroinvertebrados bentónicos

A lo largo de todos los puntos de muestreo se colectaron 120 individuos en total pertenecientes a 16 Familias y 8 Órdenes (Tabla 10). En los puntos P1P, P5D, P6, P9 y P11 no se encontró ninguna clase de individuos, lo que puede significar que son ambientes no aptos para el desarrollo de vida (de Lanza et al., 2000). El número de familias, la distribución de individuos por igual y el número total de individuos existentes en cada familia, describen por completo la estructura de la población de invertebrados; por tanto, cualquier cambio en cualquiera de estas tres características afectará a toda la población (Türkmen et al., 2010). En este caso es posible notar, que el alto nivel de contaminación descrito (inciso 4.1), está relacionado con la “alta” cantidad de familias tolerantes mientras que las familias sensibles comienzan a desaparecer (Tabla 10), demostrando que tanto la diversidad, como la abundancia de la población, es mínima en todos los puntos de estudio.

**Tabla 10.** Familias colectadas e identificadas en todos los puntos de muestreo

Orden	Familia	Abundancia	Indicador
<i>Coleoptera</i>	<i>Elmidae</i>	3	Tolerante
	<i>Hydrophilidae</i>	2	Tolerante
<i>Diptera</i>	<i>Culicidae</i>	6	Tolerante
	<i>Chironomidae</i>	63	Tolerante
	<i>Ceratopogonidae</i>	10	Tolerante

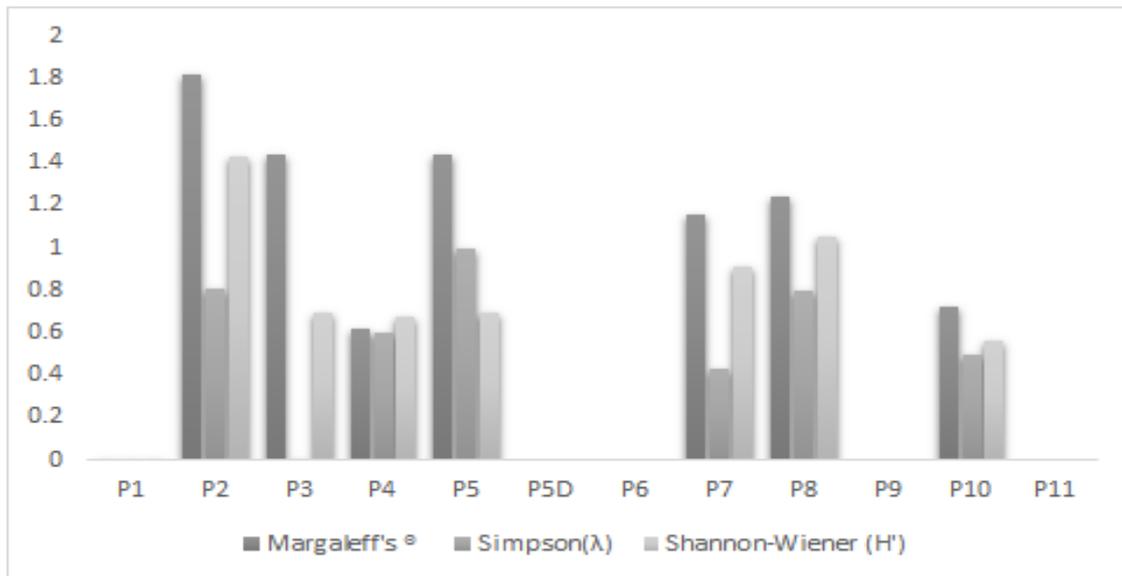
<i>Ephemeroptera</i>	<i>Caenidae</i>	1	-
	<i>Leptophlebiidae</i>	7	Sensible
<i>Hemiptera</i>	<i>Naucoridae</i>	1	Sensible
	<i>Coricidae</i>	3	Sensible
<i>Megaloptera</i>	<i>Corydalinae</i>	5	Dudosa
<i>Odonata</i>	<i>Libellulidae</i>	1	Dudosa
	<i>Gomphidae</i>	3	Dudosa
	<i>Coenagrionidae</i>	4	Dudosa
<i>Plecoptera</i>	<i>Perlidae</i>	7	Sensible
<i>Trichoptera</i>	<i>Hydropsychidae</i>	4	Tolerante
<b>Total</b>		<b>120</b>	

\*Elaboración propia y basada en Tafur et al., 2013\*

Del total descrito, la familia más abundante fue *Chironomidae* (63 individuos, 52.5%), seguida por *Ceratopogonidae* (10 individuos, 8.33%) (Tabla 10). La familia *Chironomidae* está ampliamente distribuida, constituyendo entre el 10% y el 50% de la biomasa de los macroinvertebrados acuáticos; además, es descrita como indicadora de aguas mesotróficas, debido a su resistencia a todo tipo de contaminantes orgánicos e inorgánicos, soportando niveles altos de contaminación (Paggi, 1999 & Odume et al., 2011). Se halló un total de 63 individuos en estado larvario en los puntos P5, P7P y P10 del muestreo. Esta abundante presencia puede estar vinculada a que los sitios de estudio son zonas mineras (en abandono y piscinas activas), pues es común su ocurrencia en hábitats con elevadas concentraciones de metales pesados; las larvas de *Chironomidae* están estrechamente asociadas con los sedimentos superficiales, entonces estos animales pueden acumular metales traza a partir de partículas o agua de poros, también pueden adsorberse en la cutícula (Smolders et al., 2003 & Fernandes et al., 2019). Las larvas de *Chironomidae* son presa de peces, mientras que los adultos son parte de la cadena trófica de murciélagos y aves insectívoras (Reinhold et al. 1999). Por otro lado, la presencia de *Ceratopogonidae* en lugares contaminados también es común; sin embargo, ésta presenta una mayor demanda de niveles de oxígeno en el agua (500-1500 mg/l) a pesar de que esta no es una limitante estricta ya que pueden vivir en los extremos, pero en menor densidad poblacional (Mullens & Rodriguez, 1988).

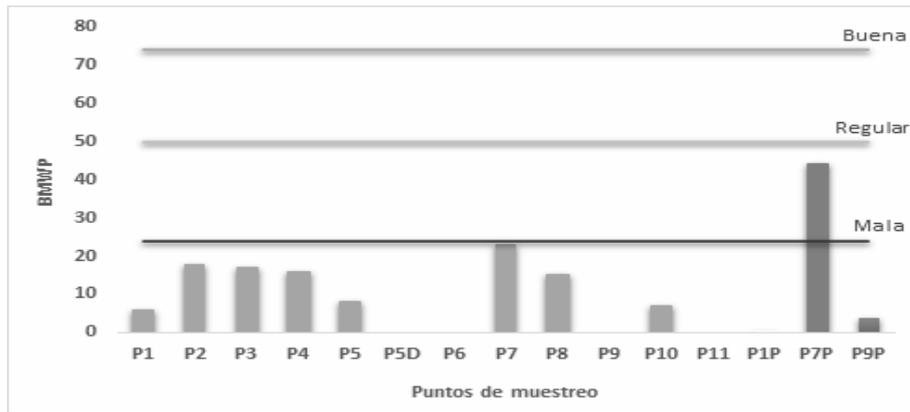
Una comparación en la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en los diferentes puntos de muestreo demuestra claramente los efectos negativos de la contaminación en la diversidad de macroinvertebrados (Smolders et al., 2003). En efecto, todos los sitios se muestran en condiciones muy contaminadas según la Figura 4. Primero, porque los hábitats no perturbados se caracterizan por una gran diversidad y número de especies diferentes (Türkmen et al., 2010). Sin embargo, según el índice de Margaleff's, todos los puntos en los que se encontraron macroinvertebrados, fueron catalogados de baja biodiversidad ya que presentaron índices (R) menores a 2. Luego, de acuerdo al índice de Simpson, se encontró baja diversidad y alta abundancia de familias

dominantes (especialmente de *Chironomidae*) en los puntos P1, P3, P7P, P9 y P10 pues presentan valores de índice ( $\lambda$ ) cercanos a cero. Aunque en los puntos P2, P4, P5, P7 y P8 se describe una distribución más equitativa de especies con valores ( $\lambda$ ) cercanos a 1, esto no tiene mayor relevancia dada la cantidad tan baja de individuos encontrados por punto, y también debido a la presencia mayoritaria de individuos tolerantes a perturbaciones de hábitat. Finalmente, según el índice de Shannon-Wiener, todos los puntos en los que se encontró invertebrados se clasifican como hábitats con contaminación y degradación severa en su estructura ya que presentan valores de  $H'$  entre 0 y 1. Estos resultados confirman lo expresado en estudios anteriores de ambientes contaminados con metales pesados, en los que se ha demostrado la existencia de una gran reducción de la diversidad, aunque no esté afectada la abundancia (Paggi, 1999, Florencia & Gagneten 2005).



**Figura 4.** Índices de Margaleff's, Simpson y Shannon- Wiener

Finalmente, el índice BMWP (*Figura 5*) indica la calidad biológica del agua, donde se muestra que ninguno de los puntos presenta una calidad aceptable o mejor. Cuando el agua se encuentra contaminada, presenta una mala calidad biológica, lo cual se refleja en la aparición y creciente aumento de ciertas especies y la desaparición total o parcial de la población original del medio (de la Lanza et al., 2000). En este sentido, y de acuerdo con la *Figura 5*, el punto P7P presenta una calidad de agua regular (valor del índice 44); los puntos P2, P3, P4 y P7 (valor del índice menor a 35), tienen mala calidad; y los puntos P1, P5, P8, P9P, P10 (valor del índice menor a 15), presentan una pésima calidad de agua. Estos resultados concuerdan con la literatura ya que está demostrado que los procesos de acidificación causados por los aportes de las aguas de desecho de explotación minera producen el deterioro de los sistemas acuáticos (Paggi, 1999). Además el estudio realizado por Galarza et al., 2021 en el estero Santa Mónica a aproximadamente 1 km aguas arriba de nuestro sitio de muestreo P10, reportó muy mala calidad del agua en este estero utilizando macroinvertebrados como indicadores.

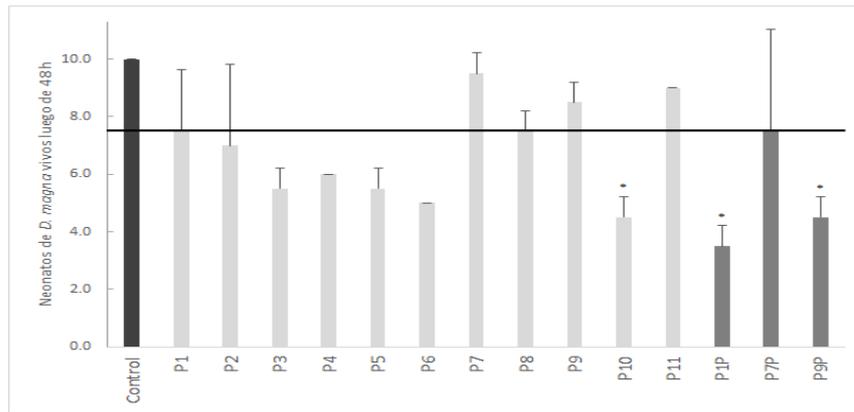


**Figura 5.** Resultados de calidad para cada punto de muestreo, de acuerdo con el índice BMWP

### 3.4. Resultados de ensayos de toxicidad

#### 3.4.1. Toxicidad de muestras de agua usando *Daphnia Magna* como bioindicador

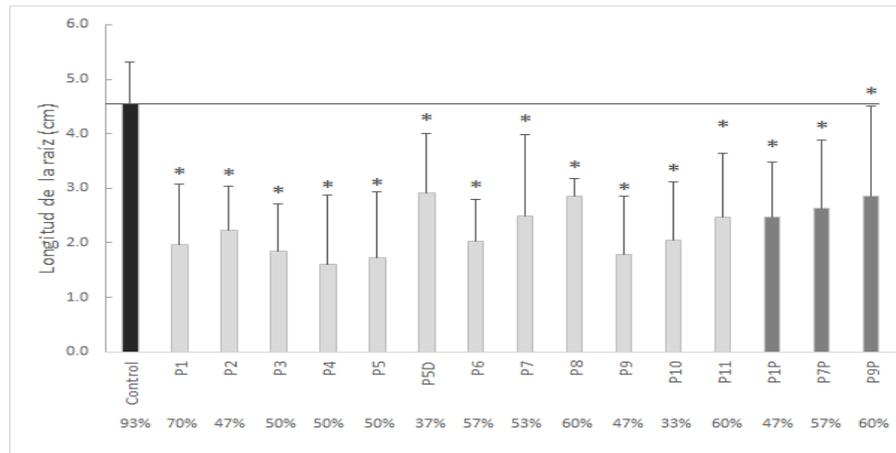
Los ensayos con *D. magna* han sido útiles para investigar los efectos de sustancias contaminantes individuales, pero en especial de mezclas complejas (Yim et al., 2006). Estos ensayos de exposición aguda han sido usados desde los años 70 debido a la alta sensibilidad de *D. magna*, la cual es representativa con respecto a otro tipo de zooplancton que abunda en aguas naturales (Biesinger et. al., 1972). La supervivencia de los neonatos de *D. magna* para las muestras de agua de todos los puntos de muestreo fue menor que la del control con un 100% de supervivencia. El análisis de los datos reveló que existe una relación entre el tipo de muestra y la muerte de los neonatos, es decir que las muestras presentan toxicidad causando la mortalidad de los individuos. Los sitios P1, P2, P3, P4, P5, P6, P8, P10 que son muestras de río mostraron toxicidad al tener una reducción del 25% (línea negra) de los sobrevivientes, mientras que los sitios P7 y P9 superan el 80% de supervivencia (Figura 4). **Por otro lado, en el caso de las piscinas, todas (P1P, P7P, P9P) presentan toxicidad.** Finalmente, el t de Student mostró que el sitio P10 y las piscinas P1P y P9P presentan diferencias significativas con respecto al control. Las concentraciones elevadas de elementos traza tóxicos y el pH ácido afectan a los ecosistemas acuáticos y a la supervivencia de los neonatos de *D. magna* (Yim et al., 2006). **En este caso, la liberación de metales al ambiente como resultado de la actividad minera ya sea en los cuerpos de agua muestreados (P1-P6, P8 y P10) o en las piscinas (P1P, P7P y P9P) que descargan sus efluentes a los ríos, son un problema severo de contaminación para los organismos acuáticos.**



**Figura 4.** Respuestas de *D. magna* al ensayo de toxicidad con muestras de agua. Número promedio de neonatos sobrevivientes  $\pm$  desviación estándar y el asterisco (\*) representa diferencias significativas ( $p \leq 0.05$ ) con respecto al control. La línea negra indica toxicidad con la muerte del 25% de los neonatos o más.

### 3.4.2. Toxicidad de muestras de agua usando *Lactuca sativa* como bioindicador

El ensayo de toxicidad con *L. sativa* es una herramienta confiable, sencilla, rápida y de bajo costo para evaluar los efectos de un solo contaminante o de una mezcla compleja de sustancias, debido a que las plantas pueden ser más sensibles a los estresores ambientales (por sobre otros organismos) (Valerio et al., 2007; Charles et al., 2011). Hasta el momento, *L. sativa* ha sido usada y recomendada para la determinación de efectos ecológicos por parte de sustancias tóxicas, especialmente para medir el riesgo ambiental de las descargas de agua residual y evaluar la seguridad de los ambientes acuáticos (Lyu et al., 2018). También ha sido usada para monitorear la toxicidad de los ríos afectados por la minería aluvial aurífera en la provincia de Napo (Capparelli et al., 2020; Galarza et al., 2021). La germinación del control del ensayo de *L. sativa* fue del 93%, mientras que para las muestras de los sitios fue desde el 33% (P10) hasta el 70% (P1). Por otro lado, la germinación en las muestras de las piscinas estuvo entre el 47% (P1P) hasta el 60% (P9P). Las muestras son consideradas tóxicas con una germinación igual o inferior al 65%, por lo que todas las muestras presentaron inhibición a excepción del sitio P1. A altas concentraciones de contaminantes se espera que se dé la inhibición de la germinación, mientras que a bajas concentraciones se espera que se estimule el crecimiento de las raíces. Sin embargo, la elongación también presentó inhibición en el crecimiento para todos los sitios y piscinas, indicando toxicidad y altas concentraciones de elementos tóxicos en las muestras. Todas las muestras tuvieron una elongación menor al control, presentando diferencias significativas ( $p \leq 0.05$ ) en todos los casos. Las concentraciones los metales tóxicos (e.g. Hg, Cd, As, Pb y Cu) y la presencia de sales solubles derivadas de las actividades mineras pueden inducir fitotoxicidad al agua (Capparelli et al., 2020; Albuquerque et al., 2020). Las concentraciones de elementos tóxicos como el Cu y Pb y de elementos no esenciales como el Fe y el Mn, son elevadas en todas las muestras (Tabla 7 y 8), por lo que estas pueden ser las principales causantes de la toxicidad que afecta a la germinación y la elongación de la raíz.



**Figura 5.** Respuestas de *L. sativa* a los ensayos de fitotoxicidad con muestras de agua. Longitud promedio de la raíz  $\pm$  desviación estándar. La línea negra representa la longitud promedio de la raíz en el control, valores inferiores muestran toxicidad y el asterisco (\*) representa diferencias significativas ( $p \leq 0.05$ ) con respecto al control.

### 3.5. Resultado del índice integrado

Combinando las tres LOE para evaluar los impactos ambientales en los ríos afectados por mineras. Nuestros resultados mostraron que el sitio P7 tuvo el puntaje más alto (8.4), lo que significa un 44.2% de degradación del ecosistema y que los sitios P11(4.7) y P6 (3.8) fueron los más afectados por la contaminación ambiental en los ríos (Tabla 11). La degradación detectada entre estos puntos fue desde el 44.2% al 74.9%. Es así como los sitios de muestreo se clasificaron en el siguiente orden P7>P4>P8>P3>P2>P1>P9>P5>P10>P11>P6. Por otro lado, en los esteros evaluados se obtuvo que el sitio P7P (6.8) tuvo el mejor valor y que el P1P (3.7) fue el sitio con menor calidad, teniendo una degradación desde 54.6% hasta 75.5%. El orden de clasificación de estos sitios fueron P7P>P9P>P5D>P1P. Cada uno de estos LOE indica una forma diferente de evaluar la calidad del agua, pero reflejan una tendencia similar cuando se combinan en una sola métrica

La línea de investigación de macroinvertebrados es la que más se ve afectada por estas actividades y por lo tanto lo que mayor impacto presenta a la hora del índice integrado. Los valores de los parámetros fisicoquímicos se encuentran de manera intermedia entre las tres líneas de investigación estudiadas. Finalmente, la línea de toxicidad presenta los mejores valores en comparación de las 3 líneas de investigación. Cabe recalcar que se toma en cuenta que la ponderación máxima es de 5 y aquí el valor máximo en toxicidad es de 3.8.

**Tabla 11.** Análisis integrativo de tres líneas de evidencia: Toxicidad, Macroinvertebrados y Parámetros fisicoquímicos.

Sitios de colecta	Líneas de evidencia			Total	Porcentaje de degradación (%)
	Toxicidad	Macroinvertebrados	Parámetros físico-químicos		
P7	3.8	1.9	2.7	8.4	44.2
P4	2.5	1.4	3.8	7.6	49.2
P8	3.5	1.7	2.1	7.3	51.0
P3	2.5	2.3	2.3	7.1	53.0
P2	3.1	1.8	1.9	6.8	54.8
P1	3.1	1.4	2.3	6.7	55.6
P9	3.8	0.0	2.1	5.9	60.9
P5	2.4	0.9	2.3	5.6	62.7
P10	2.3	1.2	2.0	5.5	63.2
P11	2.6	0.0	2.1	4.7	68.9
<b>P6</b>	<b>3.2</b>	<b>0.0</b>	<b>0.6</b>	<b>3.8</b>	<b>74.9</b>
P7P	2.7	2.4	1.8	6.8	54.6
P9P	3.3	1.8	1.6	6.6	55.8
P5D	3.0	0.0	2.0	4.9	67.2
P1P	2.3	0.0	1.4	3.7	75.5

#### 4. CONCLUSIONES

En base a los resultados obtenidos de las muestras tomadas en los diferentes cuerpos de agua dulce de la provincia del Napo podemos observar que los parámetros físicos, químicos: OD, SST y los metales pesados: cobre, hierro, plomo, aluminio y manganeso exceden los límites permitidos en la tabla 2 criterios de calidad para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces frías o cálidas del Acuerdo Ministerial No. 097-A. Siendo evidente que los vertidos que se están realizando en las zonas monitoreadas, sobrepasa la capacidad de carga de los cuerpos hídricos. La ausencia de macroinvertebrados acuáticos en 35% de los puntos, es una alerta del grado de contaminación de estos ríos. Además, el potencial tóxico de las muestras demuestra que la calidad del agua ha sido afectada

por estos contaminantes liberados en el agua. Cerca del 90% de las muestras analizadas demostraron toxicidad, lo que indica contaminación crónica en los sitios evaluados.

Con respecto a los vertidos realizados por la actividad minera artesanal y pequeña escala se observa que en los puntos P1P, P5D y P9P la cantidad de SST exceden los límites permitidos en la tabla 9 límites de descarga a cuerpos de agua dulce. Acuerdo Ministerial No. 097-A. Con respecto a las concentraciones de metales los vertidos no sobrepasan la normativa. Esto puede ser explicado debido a que las muestras tomadas han sido de agua y sedimento superficial de las lagunas, y por las características de los metales, existe una tendencia a que se depositen al fondo. Sin embargo, también se cuentan con datos de calidad del agua y toxicidad del medio receptor que demuestran que se ha superado la capacidad de carga de los cuerpos hídricos monitoreados con respecto a la normativa ambiental. Además, en estos mismos puntos no se encontró ningún individuo macroinvertebrado durante el biomonitoreo.

En base al grado de contaminación de los sedimentos se concluye que la escorrentía y los vertidos de las áreas mineras circundantes están contribuyendo a las concentraciones de metales que se encuentran en los sedimentos.

Otros de los grandes problemas encontrados en las zonas de monitoreo son la deforestación y la desviación de los cauces de ríos en el punto P1 y P9. La deforestación está altamente relacionada con la actividad minera, que se inicia con la remoción de bosque nativo. La remoción de bosques sin criterios puede llevar a la remoción de individuos de especies raras, poco comunes o aún no conocidas para la ciencia en la cuenca Amazónica. Además, la deforestación conlleva a la formación de bosques fragmentados. La fragmentación de bosques resulta en la pérdida de conectividad entre parches de bosques que antes estaban conectados. Este proceso es altamente reconocido con una de las principales causas de la extinción de especies.

En relación con la desviación de los cauces de ríos, los problemas directamente relacionados son: pérdida de diversidad y afección en la hidrología y en la hidráulica de los ríos. Cuando son desviados, los ríos pierden sus características naturales. Eso se nota por la ausencia de macroinvertebrados en el punto P9, un sitio donde el cauce del río había sido desviado. La ausencia de estos animales es un indicador alarmante de que la actividad minera está causando modificaciones preocupantes en los ríos muestreados.

La ausencia total de macroinvertebrados e indicios de toxicidad en parte de los puntos de muestreo sugiere que la actividad minera en la zona provoca escasez de vida. Esto y podría ser un escenario a futuro para los ríos de la provincia de Napo, con consecuencias más agravadas y extendidas. Con tal aseveración, es importante tomar en cuenta que la afección no solamente abarca a las zonas de muestreo, sino que también puede llegar a tener efectos en toda la cadena trófica del ecosistema.

## 5. RECOMENDACIONES

Realizar análisis de sedimentos de fondo de las lagunas de sedimentación, además para describir el comportamiento de las concentraciones de metales pesados a lo largo del tiempo. Es necesario un monitoreo constante de las afectaciones de la minería en la provincia utilizando los parámetros empleados en este informe.

Además, con la finalidad de cumplir los Objetivos de Desarrollo Sostenible 7 y 15 es necesario armar un plan de protección, restauración y conservación del recurso hídrico y sus ecosistemas asociados, con su respectivo marco legal e institucional, esto para: 1) disminuir la erosión en la cuenca y, en consecuencia, disminuir la carga de sedimentos de los ríos en las zonas de estudio, y 2) acatar medidas de prevención a la contaminación incontrolada de los ríos por las actividades mineras, y así evitar una mayor degradación del recurso hídrico y acuático en las próximas décadas.

## 6. FINANCIAMIENTO

Los análisis de metales han sido financiados por los investigadores Verónica Pinos Vélez y Andrés Pérez González, de la Universidad de Cuenca, y con fondos personales de los investigadores Mariana Velloso Capparelli y Gabriel Massaine Moulatlet de la Universidad Regional Amazónica Ikiam.

La Universidad Regional Amazónica Ikiam aportó con equipos de campo para mediciones in situ, análisis físicos del agua y personal técnico.

El Ministerio de Ambiente y Agua aportó con 2 camionetas durante los dos días de monitoreo y personal técnico.

## 7. COSTO TOTAL DEL MONITOREO

**Análisis de metales pesados:** 1400 dolares. Pagados partes por fondos del proyecto de la investigadora Veronica Pinos Vélez y Andrés Pérez González, de la Universidad de Cuenca, y parte fondos personales de los investigadores Mariana Velloso Capparelli y Gabriel Massaine Moulatlet

**Envío de las muestras a Cuenca:** 32 dólares

**Análisis Físicoquímicos del Agua:** 424 dólares. Ikiam

**Análisis de toxicidad:** 35 dólares. Fondos personales de la investigadora Mariana Velloso Capparelli

**Alimentación en campo:** 40 dólares: Fondos personales de la investigadora Mariana Velloso Capparelli

## 8. BIBLIOGRAFÍA

- Albuquerque, F. E. A., Minervino, A. H. H., Miranda, M., Herrero-Latorre, C., Júnior, R. A. B., Oliveira, F. L. C., ... López-Alonso, M. (2020). Toxic and essential trace element concentrations in fish species in the Lower Amazon, Brazil. *Science of The Total Environment*, 138983. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.138983
- Alonso, J. (2018). *Índice multimétrico basado en macroinvertebrados acuáticos para evaluar la calidad de las aguas en arroyos del sur del departamento de Itapúa*. Encarnación, Paraguay.
- Ambarita, M.N.D., Lock, K., Boets, P., Everaert, G., Thi, H.T.N., Forio, M.A.E., Musonge, P.L.S., Semjonova, N., Bennetsen, E., Landuyt, D., Dominguez-Granda, L., Goethals, P.L.M., Ecological water quality analysis of the Guayas river basin (Ecuador) based on macroinvertebrates indices, *Limnologia* (2016), <http://dx.doi.org/10.1016/j.limno.2016.01.001>
- Biesinger, K. E., & Christensen, G. M. (1972). Effects of Various Metals on Survival, Growth, Reproduction, and Metabolism of *Daphnia magna*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 29(12), 1691–1700. doi:10.1139/f72-269
- Buenaño, M., Vásquez, C., Zurita-Vásquez, H., Parra, J., & Pérez, R. (2018). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua en la cuenca del Pachanlica, provincia de Tungurahua, Ecuador. *Intropica*, 41-49.
- Capparelli, M. V., Moulatlet, G. M., Abessa, D. M. de S., Lucas-Solis, O., Rosero, B., Galarza, E., Tuba, D., Carpintero, N., Ochoa-Herrera, V., & Cipriani-Avila, I. (2020). An integrative approach to identify the impacts of multiple metal contamination sources on the Eastern Andean foothills of the Ecuadorian Amazonia. *Science of The Total Environment*, 709, 136088. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136088>
- Carmona, V., & Carmona, T. (2013). La diversidad de los análisis de diversidad. *Bioma*, 14, 20-28.
- Charles, J., Sancey, B., Morin-Crini, N., Badot, P.-M., Degiorgi, F., Trunfio, G., & Crini, G. (2011). Evaluation of the phytotoxicity of polycontaminated industrial effluents using the lettuce plant (*Lactuca sativa*) as a bioindicator. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74(7), 2057–2064. doi:10.1016/j.ecoenv.2011.07.025
- Cornejo, Aydeé & López-López, Eugenia & Sedeño Diaz, Jacinto & Ruiz-Picos, Ricardo & Macchi, Pablo & Kohlmann, Bert & Correa-Araneda, Francisco & Boyero, Luz & Bernal, Juan & Ríos González, Tomás A. & Quintero, Ima & Rivas, Ana. (2019). *Protocolo de biomonitorio para la vigilancia de la calidad del agua en afluentes superficiales de Panamá*.
- De la Lanza, G., Salvador, H., & Carbajal, L. (2000). Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores) (1st ed.). <https://books.google.com.ec/books?id=DfXiBOYXb98C&pg=PA113&dq=calidad+biológica+del+agua&hl=es&sa=X&ved=2ahUKEwjY45qFhLXuAhUeQjABHU9qC88Q6AEwAnoECAgQA#v=onepage&q=calidad+biológica+del+agua&f=false>
- Domínguez, E., & Fernández, H. R. (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. *Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina, 656.

- Fernandes, T., Cohn-haft, M., & Fernandes, T. (2019). Insetos aquáticos na Amazonia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia (N. Hamada, J. L. Nessimian, & R. Barbosa (eds.); 1st ed.).
- Florencia, Z. & Gagneten, A. (2005). Efectos de la contaminación por metales pesados sobre la comunidad bentónica de la cuenca del arroyo cululú (río salado del norte, Argentina). *Interciencia*, 30(3), 159-165. Recuperado en 24 de enero de 2021, de [http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0378-18442005000300009&lng=es&tlng=pt](http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442005000300009&lng=es&tlng=pt).
- Galarza, E., Cabrera, M., Espinosa, R., Espitia, E., Moulatlet, G. M., & Capparelli, M. V. (2021). Assessing the Quality of Amazon Aquatic Ecosystems with Multiple Lines of Evidence: The Case of the Northeast Andean Foothills of Ecuador. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-03089-0>
- Gabriels, W., Lock, K., De Pauw, N., Goethals, P.L.M., 2010. *Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium)*. *Limnologia* 40, 199–207. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.10.001>
- Hamada, N., Thorp, J. H., & Rogers, D. C. (Eds.). (2018). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Volume 3: Keys to Neotropical Hexapoda*. Academic Press.
- Lyu, J., Park, J., Kumar Pandey, L., Choi, S., Lee, H., De Saeger, J., ... Han, T. (2018). Testing the toxicity of metals, phenol, effluents, and receiving waters by root elongation in *Lactuca sativa* L. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 149, 225–232. doi:10.1016/j.ecoenv.2017.11.006
- Masese, F. O., & Raburu, P. O. (2017). *Improving the performance of the EPT Index to accommodate multiple stressors in Afrotropical streams*. *African Journal of Aquatic Science*, 42(3), 219-233.
- Mullens, B. A., & Rodriguez, J. L. (1988). Colonization and Response of *Culicoides variipennis* (Diptera : Ceratopogonidae ) to Pollution Levels in Experimental Dairy Wastewater Ponds. *Journal of Medical Entomology*, 25(6), 441–451.
- Odume, O. N., & Muller, W. J. (2011). Diversity and structure of Chironomidae communities in relation to water quality differences in the Swartkops River. *Physics and Chemistry of the Earth*, 36(14–15), 929–938. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2011.07.063>
- Paggi, A. (1999). Los Chironomidae como indicadores de calidad de ambientes dulceacuícolas. *Revista de La Sociedad Entomológica Argentina*, 58(1–2), 202–207.
- Palma A. 2013. Guía para la identificación de invertebrados acuáticos. 1era Edición. 122 pp.
- Pimentel Jara, H. F. (2014). *Análisis desde la perspectiva de los Índices bióticos, EVCA-Agua y manejo adaptativo; usando macroinvertebrados bentónicos en ríos altoandinos-Camisea 2009-2012*.
- Qureshi, H., Anwar, T., Habib, N., Ali, Q., Haider, M. Z., Yasmin, S., Munazir, M., Basit, Z., & Waseem, M.. (2020). Multiple comparisons of diversity indices invaded by *Lantana camara*.

*Brazilian Journal of Biology*, Epub March 30, 2020. <https://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.222147>

- Reinhold JO, Hendriks AJ, Slager LK, Ohm M (1999) Transfer of microcontaminants from sediment to chironomids, and the risk for the Pond bat *Myotis dasycneme* (Chiroptera) preying on them. *Aquat Ecol* 33: 363–376
- Roldán-Pérez, G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat.*, 40(155), 254-274. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.335>
- Smolders, A. J. P., Lock, R. A. C., Van der Velde, G., Medina Hoyos, R. I., & Roelofs, J. G. M. (2003). Effects of Mining Activities on Heavy Metal Concentrations in Water, Sediment, and Macroinvertebrates in Different Reaches of the Pilcomayo River, South America. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44(3), 314–323. doi:10.1007/s00244-002-2042-1
- Tafur, C. M., Revilla, M. H., Ruiz, W. P., Aguilar, R. G., & Guzmán, I. A. (2013). *El índice Biological Monitoring Working Party (BMWP), modificado y adaptado a tres microcuencas del Alto Chicama*. La Libertad. Perú. 2008. *Sciendo*, 13(2).
- Türkmen, G. E. N. C. E. R., & Kazanci, N. İ. L. G. Ü. N. (2010). Applications of various biodiversity indices to benthic macroinvertebrate assemblages in streams of a national park in Turkey. *Review of Hydrobiology*, 3(2), 111-125.
- Valerio, M. E., García, J. F., & Peinado, F. M. (2007). Determination of phytotoxicity of soluble elements in soils, based on a bioassay with lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Science of The Total Environment*, 378(1-2), 63–66. doi:10.1016/j.scitotenv.2007.01.007
- Wright, I. A., & Ryan, M. M. (2016). Impact of mining and industrial pollution on stream macroinvertebrates: importance of taxonomic resolution, water geochemistry and EPT indices for impact detection. *Hydrobiologia*, 772(1), 103–115. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2644-7>
- Yim, J. H., Kim, K. W., & Kim, S. D. (2006). Effect of hardness on acute toxicity of metal mixtures using *Daphnia magna*: Prediction of acid mine drainage toxicity. *Journal of Hazardous Materials*, 138(1), 16–21. doi:10.1016/j.jhazmat.2005.11.107