



Evaluación del estado del ecosistema acuático del río Dulcepamba, zona de influencia del proyecto hidroeléctrico Hidrotambo S.A.

Elaborado por:

Elizabeth Naranjo
Juseth E. Chancay
Lizeth Sabando
Emily Galarza
Daniela Alvear
Bryan Zurita
Carlos Carrasco
Diana Ortiz
Gabriela Jiménez

Supervisado por:

Jorge E. Celi PhD.

Noviembre, 2020



- Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura
- Cátedra UNESCO para el Manejo de Agua Dulce Tropical
- Universidad Regional Amazónica Ikiam
- Tena, Ecuador



GIRHA RECURSOS
HÍDRICOS
Y ACUÁTICOS



**Ingeniería en
Ciencias del Agua**

Contenido

1. Antecedentes	4
2. Área de estudio	5
3. Descripción general de la evaluación	6
4. Materiales y métodos	7
4.1. Medición de caudales	7
4.1.1. <i>Método área-velocidad</i>	8
4.1.2. <i>Método trazador-dilución</i>	9
4.2. Análisis del hábitat del río	11
4.3. Calidad físico-química del agua	13
4.4. Muestreo e identificación de macroinvertebrados	14
5. Resultados	15
5.1. Caudales	15
5.2. Estado del hábitat del río	16
5.3. Condiciones físico-químicas	17
5.4. Estado de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos	19
6. Conclusiones y Recomendaciones	22
7. Referencias bibliográficas	23
6. Anexos	1

1. Antecedentes

El río Dulcepamba ubicado en el cantón Chillanes, provincia de Bolívar, ha sido intervenido por el Proyecto de Generación Hidroeléctrica San José de Tambo a cargo de la compañía Hidrotambo S.A. La construcción de este proyecto implicó la desviación del cauce original y la reducción significativa de los caudales del río, los mismos que se ubican por debajo de los mínimos requeridos por las autoridades del Ministerio del Ambiente y Agua. Los diseños de las obras hidráulicas (azud de derivación, aliviadero, compuerta de caudal ecológico, obra de captación) son inadecuados para la hidromorfología del río Dulcepamba, y dejan expuesto el cauce a procesos de erosión, socavación y taponamiento (Vera, 2018). Asimismo, la inexistencia de estructuras de protección en las márgenes del río desviado pone a los taludes y riberas en riesgos de erosión y socavación en presencia de avenidas (Gualsaqui, 2018). En consecuencia, la construcción y funcionamiento del proyecto hidroeléctrico ha presentado diversos efectos negativos tanto en la población como en el ecosistema acuático.

En cuanto a los efectos adversos sobre la población se tiene, entre otros, el evento de inundación ocurrido en marzo de 2015 que lamentablemente terminó en diversas pérdidas humanas y materiales en la comunidad San Pablo de Amalí. El estudio realizado por Newmiller et al. (2020) analizó dicho evento a través de modelación hidrológica e hidrológica, concluyendo que el caudal de inundación del 2015 fue menor al generado en otras tormentas históricas que no resultaron en daños. Es decir, los daños del evento de inundación de marzo 2015 pudiesen no haber ocurrido de no ser por la modificación de la hidromorfología del río, particularmente por la construcción del proyecto hidroeléctrico que implicó la desviación del canal principal y obstrucción por escombros (Newmiller et al., 2017, 2020).

Actualmente, la obra de captación del proyecto hidroeléctrico no se encuentra operando bajo los diseños originales que permiten suministrar el adecuado caudal ecológico de 1.46 m³/s, 10% del caudal medio anual (Vera, 2018). De hecho, casi la totalidad del caudal del río Dulcepamba es captado, afectando directamente a los usos del agua de la comunidad, como consumo, pesca, agricultura, entre otros. Adicionalmente, la falta del caudal ecológico en el tramo posterior a la captación, degrada la salud del ecosistema acuático y afecta a especies de peces como la preñadilla (*Astroblepus sp.*) que se encuentra en peligro crítico o el sábalo (*Brycon spp.*) que migra aguas arriba para desovar (Carrera & Noboa, 2004).

A partir de los impactos ambientales y sociales que ha causado el proyecto de Hidrotambo S.A., 450 personas de comunidades pertenecientes a la cuenca del río Dulcepamba mediante la Resolución expuesta en el Recurso Extraordinario de Revisión emitido por el entonces SENAGUA y actualmente por el Ministerio del Ambiente y Agua (por su proceso de fusión) estipula que Hidrotambo S.A. debe respetar el caudal ecológico (1.46 m³/s) para la preservación y protección de la vida acuática. Además de rediseñar y reconstruir sus obras hidráulicas debido a su carácter rudimentaria e inestable; operar únicamente entre diciembre y julio de cada año; instalar como mínimo una estación hidrométrica aguas arriba del sitio de captación, y realizar campañas de aforos en el sitio de captación del proyecto. En el presente informe se

presentan los resultados del monitoreo de la salud del ecosistema acuático del río Dulcepamba en los tramos de influencia del proyecto hidroeléctrico perteneciente a Hidrotambo S.A. Además, se muestra evidencia sólida de que Hidrotambo S.A. no respeta lo establecido en la Resolución del Recurso Extraordinario de Revisión ni en lo estipulado en su anterior autorización de Aprovechamiento del Agua. En consecuencia, ha dejado al río Dulcepamba sin su respectivo caudal ecológico, afectó a la biota que depende del río y a la gente de la comunidad que a su vez depende de los servicios ecosistémicos que brinda el río.

2. Área de estudio

La cuenca del río Dulcepamba, con una superficie de ~473 km², se extiende desde las tierras altas de la meseta Andina hasta las estribaciones occidentales en un rango de altitudes que van desde los 3200 hasta los 100 msnm, en la provincia de Bolívar (Figura 1a). Las cabeceras de la cuenca, ubicadas al norte y este, son particularmente accidentadas y en gran parte están cubiertas por bosques o matorrales. En cambio, la parte baja de la cuenca está dominada por zonas agrícolas (Newmiller et al., 2017, 2020). De hecho, la comunidad San Pablo de Amalí, ubicada a lo largo del margen izquierdo del río Dulcepamba a ~425 msnm, se sustenta de la agricultura y la ganadería; destacando su producción del cacao, seguida de la caña de azúcar, café, plátano y algunos cítricos (GADP San José del Tambo, 2015). La región cuenta con un clima tropical influenciado por los vientos del Pacífico, con temperaturas que varían entre 20 y 22 °C, y precipitaciones anuales entre 1500 y 1750 mm (GAD Chillanes, 2014).

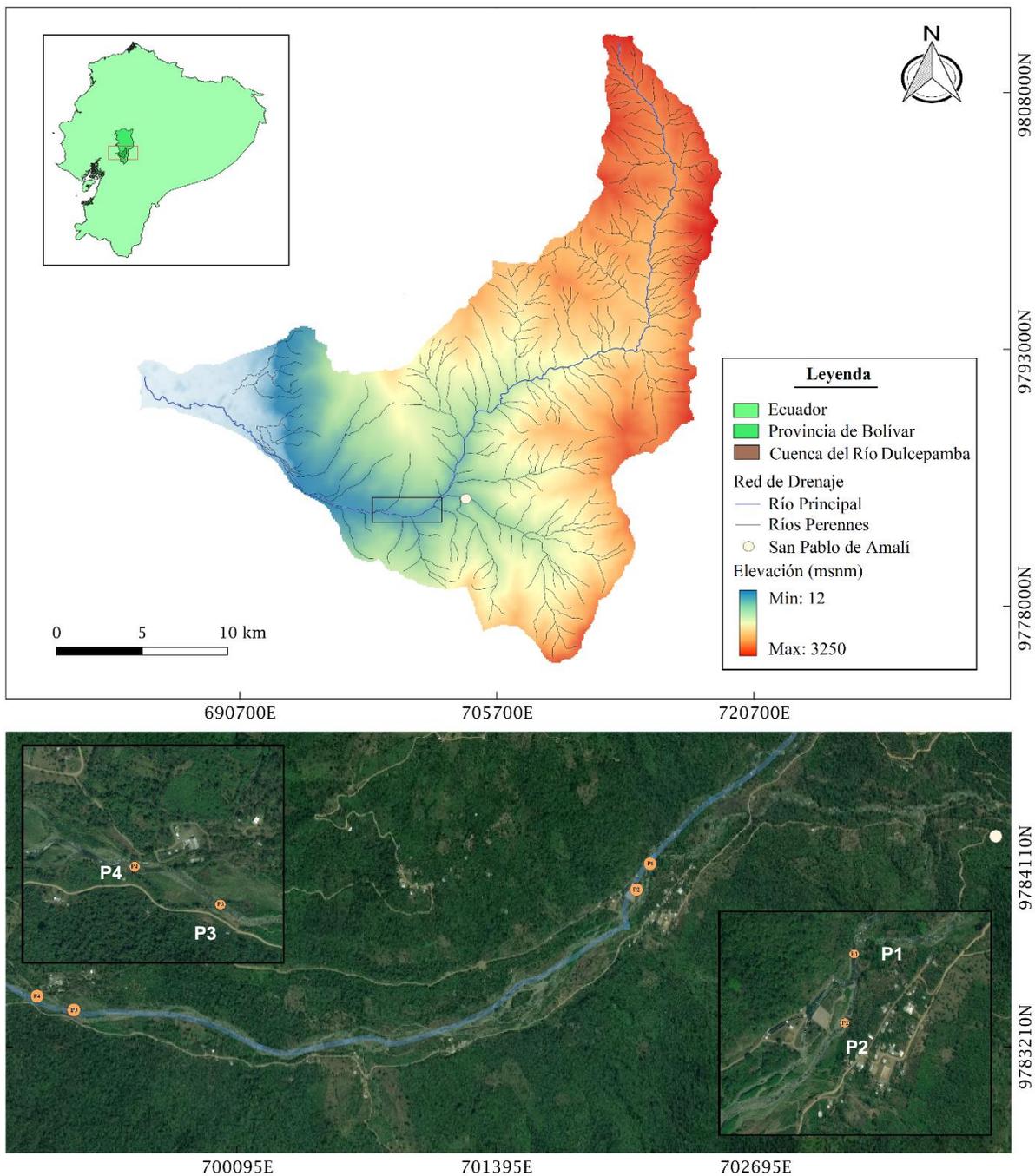


Figura 1. (a) Localización de la Cuenca del río Dulcepamba y (b) área de estudio ubicada en la zona de influencia del proyecto hidroeléctrico perteneciente a Hidrotambo S.A. en un tramo de 3.5 km del río Dulcepamba.

El área de estudio comprendió un tramo de ~3.5 km del río Dulcepamba, en el sector de la comunidad San Pablo de Amalí (Figura 1b). Se analizaron cuatro sitios de interés localizados previo a la captación y desviación del río por Hidrotambo S.A, después de la misma, y luego de la devolución de las aguas al cauce (Tabla 1).

Tabla 1. Coordenadas y descripción de los sitios de análisis en el tramo de estudio del río Dulcepamba.

Sitios	Coordenadas (WGS84 UTM 17S)			Descripción
	Longitud	Latitud	Altitud	
P1	702167	9784129	406	Sección previa a la obra de captación y desviación del río Dulcepamba.
P2	702098	9784000	404	Sección posterior a la obra de captación y desviación del río Dulcepamba.
P3	699277	9783395	256	Sección previa a la devolución del agua al cauce del río Dulcepamba.
P4	699093	9783465	255	Sección posterior a la devolución del agua al cauce del río Dulcepamba.

3. Descripción general de la evaluación

La evaluación de la salud del ecosistema acuático sobre el tramo de influencia del proyecto hidroeléctrico de Hidrotambo S.A en el río Dulcepamba se realizó a través de cuatro líneas de evidencia: (1) el estado hidrológico y morfológico, (2) el estado del hábitat ribereño, (3) la calidad del agua, y (4) el estado de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos.

El análisis hidrológico (1) se enfocó en el impacto de la captación de casi la totalidad de los caudales del río Dulcepamba por parte de Hidrotambo S.A. Se determinaron los caudales antes y después de las obras de captación y devolución, lo cual permitió determinar si el caudal remanente (aquel que no es captado) cumple con el caudal ecológico. En la parte morfológica se analizó como la reducción de los caudales afecta la morfometría del cauce, el arrastre de sedimentos, y los procesos de erosión-sedimentación. El estado del hábitat ribereño (2) permitió analizar cómo las alteraciones del cauce producidas por la construcción del proyecto hidroeléctrico de Hidrotambo S.A. influyeron en parámetros como deforestación, erosión, y composición del sustrato. El análisis de la calidad del agua (3), por otra parte, fue utilizado como un indicativo del impacto del proyecto hidroeléctrico de Hidrotambo S.A. sobre la química del agua, la cual afecta directamente a las comunidades acuáticas. Finalmente, la evaluación del estado de la comunidad de macroinvertebrados (4) permitió integrar todas las líneas de evidencia, describiendo el estado de salud del ecosistema acuático y su relación con la disminución significativa de los caudales.

4. Materiales y métodos

4.1. Medición de caudales

La medición de caudales en los tramos de estudio se realizó mediante los métodos de área-velocidad (Chow et al., 1988; Jacobson, 2015) y trazador-disolución (Lamberti & Gregory, 2007; Soenksen, 1990).

4.1.1. Método área-velocidad

El método de área-velocidad se basa en la ecuación de continuidad (Ec. 1, **Figura 2a**) donde se describe que el caudal que pasa por una sección transversal del río (**Q**) es igual a la velocidad media del flujo (**V_m**) por el área de dicha sección transversal (**A**).

$$Q = V_m \cdot A \quad \text{Ec. 1}$$

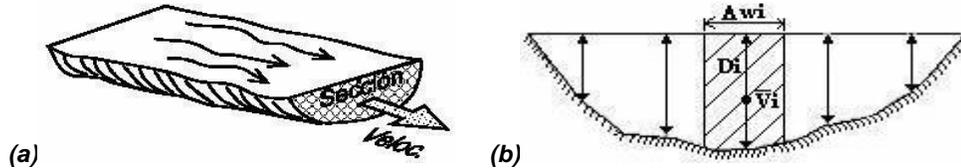


Figura 2. Representación gráfica de la ecuación de continuidad: (a) Continuidad considerando la totalidad de la sección del río, (b) Continuidad considerando subdivisiones en la sección transversal del río.

En cada sitio de medición se escogió una sección transversal donde el cauce del río era estable, en ángulo recto con respecto a la dirección del flujo y libre de áreas quietas (pozas), contracorrientes, rocas grandes, plantas acuáticas y remolinos. Con el fin de mejorar la exactitud de la medición, la sección transversal de cada tramo de estudio fue dividida en diferentes segmentos equidistantes (**Figura 2b**). Por cada segmento se midió la profundidad del agua y la velocidad a diferentes puntos con un molinete electromagnético HACH FH950 (**Anexo 1a**), diseñado para proporcionar mediciones exactas de la velocidad de flujo. Las mediciones se realizaron sosteniendo el molinete en posición vertical mediante una varilla para no generar perturbaciones en el flujo. La medición de la profundidad del agua (**Di**), el ancho (**Awi**) y la velocidad media (**Vi**) permiten calcular los caudales parciales de cada segmento (**Qi**) (Figura 3). La suma de estos caudales parciales representa el caudal total que pasa por la sección del río (**Q**), tal como se muestra en la ecuación 2.

$$Q = \sum_{i=1}^n Q_i = \sum_{i=1}^n A_{wi} \cdot D_i \cdot V_i \quad \text{Ec. 2}$$

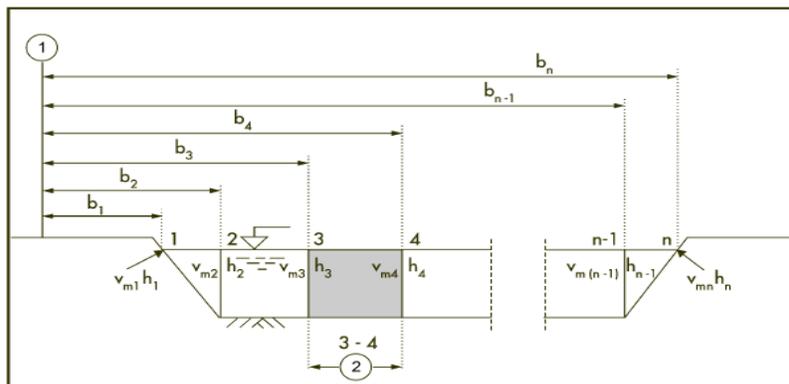


Figura 3. Esquema general de las mediciones de profundidad del agua (*h*), distancia horizontal desde el banco derecho (*b*) y velocidad de flujo de cada segmento del método de área-velocidad para la medición de caudales.

La elección del número de puntos en la vertical para la determinación de la velocidad media de cada segmento se realizó con base en las recomendaciones de Chow et al. (1998). Por ejemplo, si la profundidad del agua es menor a 60 cm, entonces la velocidad media del flujo se mide al 60% de dicha profundidad desde la superficie de la lámina del agua. En cambio, si la profundidad se encuentra entre 60 y 150 cm, la velocidad se mide al 20% y al 80% de la profundidad. En la **Tabla 2** se presenta un resumen detallado de la obtención de la velocidad media de cada segmento.

Tabla 2. Criterios para la determinación del número de puntos sobre la vertical necesarios para el cálculo de la velocidad media de flujo. Obtenido de Chow et al. (1998).

Número de mediciones	Profundidad del agua (cm)	Puntos de medición*	Velocidad media
1	Menor a 60	0.6 D	$V_m = V_{0.6}$
2	60 – 150	0.2 y 0.8 D	$V_m = 0.50 (V_{0.2} + V_{0.8})$
3	150 – 300	0.2, 0.6, y 0.8 D	$V_m = 0.25 (V_{0.2} + 2 V_{0.6} + V_{0.8})$
5	Mayor a 300	0.1, 0.2, 0.6, 0.8 y 1.0 D	$V_m = 0.10 (V_{0.1} + 3 V_{0.2} + 2V_{0.6} + 3V_{0.8} + V_{1.0})$

D = Profundidad del agua

* Medido desde la superficie libre

Es destacable mencionar que el molinete electromagnético HACH FH950 posee internamente otros algoritmos para la integración de los resultados y la obtención del caudal total, dado que se genera un perfil de velocidad más detallado. En este trabajo se presentan ambos valores de caudales. El aforo con este método de área-velocidad se realizó el día 21 de octubre de 2020.

4.1.2. Método trazador-dilución

El método de trazador-dilución consiste en la inyección a pulso rápido de una cantidad conocida de un trazador químico sobre un río, de tal manera que, al producirse su mezcla completa en el curso de agua, es posible obtener el caudal a partir de la variación de la concentración del trazador con respecto al tiempo. El método considera el principio de conservación de masa descrito en la ecuación 3.

$$M_{entrada} = M_{salida} \quad \text{Ec. 3}$$

Es decir, la masa inyectada del trazador en una sección aguas arriba ($M_{entrada}$) debe ser igual a la masa del trazador que pasa por una sección aguas abajo del río (M_{salida}). La masa del trazador (M) puede calcularse como el producto de la concentración con la que se ha disuelto en el río (C) por el volumen de agua de la contiene (V), como se muestra en la ecuación 4.

$$M = C \cdot V \quad \text{Ec. 4}$$

Además, considerando que el caudal del río es el volumen de agua que pasa por una sección en un determinado tiempo ($Q = V / t$), entonces la ecuación 4 se transforma en:

$$M = C \cdot Q \cdot t \quad \text{Ec. 5}$$

Sin embargo, la concentración (C) con la que el trazador cruza la sección aguas abajo no es constante y varía con el tiempo, por lo tanto:

$$\Delta M = Q \cdot \Delta C \cdot \Delta t \quad \text{Ec. 6}$$

Resolviendo numéricamente la ecuación 6, se obtiene que la masa del trazador (**M**) es igual al producto del caudal (**Q**) por la sumatoria de la concentración del trazador que pasa sobre la sección (**ΣC**), multiplicado por la variación del tiempo (**Δt**).

$$M = Q \cdot \Sigma C \cdot \Delta t \quad \text{Ec. 7}$$

De esta manera, combinando las ecuaciones 3 y 7 se obtiene la ecuación general para la medición del caudal a partir del método de trazador-dilución:

$$Q = \frac{M_{entrada}}{\Delta t \cdot \Sigma C}$$

Ec. 8

Para el caso del río Dulcepamba, se realizó la medición con base en un trazador de fluorescencia (Rodamina B) y el equipo utilizado fue 'Mobile Discharge Tracer System TQ-F' de SOMMER Messtechnik GmbH (**Anexo 1a**). Este equipo está diseñado para monitorear la variación de la concentración de Rodamina B con respecto al tiempo, a través del registro de su fluorescencia. Es decir, previo a su uso, el equipo debe ser calibrado con la fluorescencia natural del río como se indica en el manual de Sommer (2012).

La cantidad de trazador a inyectar en cada tramo de estudio se estableció con base en las recomendaciones del fabricante (Sommer, 2012). Es decir, si el río presenta poco arrastre de sedimentos y es poco turbio, entonces se debe inyectar al menos 0.5 g de Rodamina B por cada m^3 estimado. De lo contrario, la cantidad a inyectar es de al menos 1g por cada m^3 . En el momento de la medición, el río Dulcepamba presentó una baja turbidez por lo que se optó a añadir el trazador a una relación de 0.5 g por cada m^3 .

En todos los tramos, las mediciones se realizaron por duplicado. En los puntos P1 y P4 se añadió 1 g de Rodamina B, mientras que en el punto P3 se añadió 0.5 g para la primera repetición y 0.12g en la

segunda repetición. En el punto P2 no se realizó medición de caudal por trazador-dilución dado los bajos caudales y la gran cantidad de pozas que hubieran dificultado la mezcla completa de la rodamina.

En campo es necesario verificar que el trazador no sea absorbido por el medio y que se produzca una mezcla completa, para ello se sugiere una longitud mínima (L) de al menos 20 a 30 veces el ancho del río, es decir, la distancia medida a lo largo de la trayectoria general del flujo, entre la sección transversal de inyección y la sección transversal aguas abajo. En la figura 4 se presenta un esquema general de la medición con trazadores. Es importante mencionar que el aforo con el método de trazador-dilución se realizó el 22 de octubre de 2020 (un día después al aforo realizado con el método área-velocidad).

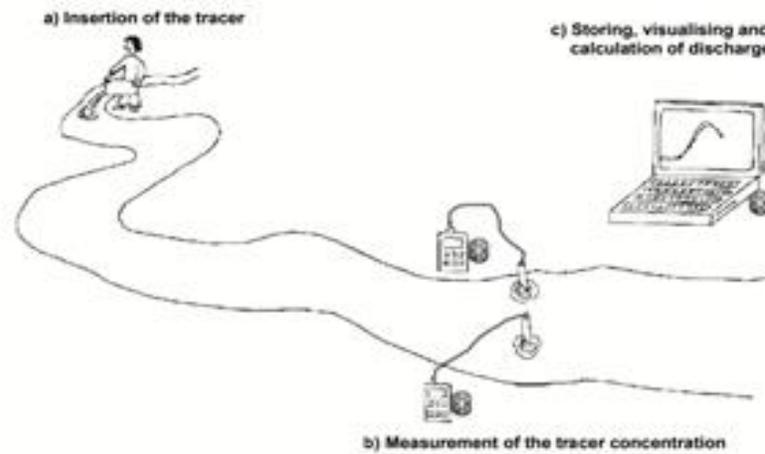


Figura 4. Esquema general del proceso de inyección de Rodamina B, y la medición de su variación de concentración con respecto al tiempo en la sección aguas abajo.

4.2. Análisis del hábitat del río

El estado del hábitat ribereño fue analizado a partir de la “Guía rápida de evaluación de ríos” elaborada por Celi et al. (2018), la cual se enfoca en el hábitat físico (nivel de deforestación, tipo de vegetación riparia, composición del sustrato), y las condiciones hidromorfológicas (tipos de corrientes, cambios en la profundidad del río, modificaciones del canal, erosión, etc). Cada indicador fue reclasificado numéricamente de acuerdo a su nivel de impacto en el estado ecológico del hábitat ribereño, como se indica en la **Tabla 3.**

Tabla 3. Definición de los indicadores del hábitat ribereño con sus respectivos niveles de impactos y clasificación numérica.

Indicador del estado del hábitat ribereño	Nivel de impacto	Valor
1. Hábitat físico		
1.1. <i>Tipo de paisaje y nivel de deforestación</i>		
Bosque sin intervenciones (no deforestado)	Bajo	1
Bosque medianamente intervenido (nivel moderado de deforestación)	Medio	2
Pastos, casas o construcciones (nivel alto de deforestación)	Alto	3
1.2. <i>Tipo de vegetación ribereña</i>		
Vegetación natural en ambos lados de la ribera	Bajo	1
Vegetación intervenida en lado de la ribera, y natural en la otra	Medio	2
Vegetación altamente intervenida (poca vegetación natural)	Alto	3
1.3. Composición del sustrato		
Sustrato natural (equilibrado en nutrientes)	Bajo	1
Sustrato intervenido (muy poco o muchos nutrientes)	Medio	2
Sustrato dominado por arenas (cantidad mínima de nutrientes)	Alto	3
2. Condiciones hidromorfológicas		
2.1. Tipos de corrientes en el río		
Presencia de los tres tipos de corrientes (normal, rápidas, pozas)	Bajo	1
Presencia de dos tipos de corrientes (generalmente normal y pozas)	Medio	2
Presencia de un tipo de corriente (generalmente pozas)	Alto	3
2.2. Cambios en el ancho y profundidad del cauce		
No presenta cambios significativos, los pocos por condiciones naturales	Bajo	1
Presenta pocos cambios debido a intervención antrópica	Medio	2
Presenta muchos cambios por acción antrópica (construcciones)	Alto	3
2.3. Erosión		
No existe erosión en las riberas	Bajo	1
Nivel de erosión de riberas que va de poca a moderada	Medio	2
Alto nivel de erosión en las riberas	Alto	3
2.4. Intervención antrópica (muros, puentes, gaviones, etc)		
Sin presencia significativa de intervención antrópica	Bajo	1
Nivel bajo a moderado de intervención antrópica	Medio	2
Nivel alto de intervención antrópica	Alto	3
2.5. Nivel de dragado		
El río no ha sido dragado	Bajo	1
El río ha sido poco dragado	Medio	2
El río ha sido frecuentemente dragado	Alto	3
2.6. Alteraciones en el cauce		
No hay presencia de desvíos artificiales o represas	Bajo	1
Presencia de un tipo de alteración del cauce (desvío artificial o represa)	Medio	2
Presencia tanto de desvíos artificiales como de represas	Alto	3

4.3. Calidad físico-química del agua

En cada punto de muestreo se tomaron datos de diferentes parámetros físico-químicos como temperatura del agua (TA), oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica (CE), sólidos disueltos totales (SDT), pH, y potencial óxido-reducción (ReDOX) mediante la sonda multiparamétrica YSI pro-plus instrument (**Anexo 1a**). La medición de la turbidez se realizó mediante un turbidímetro portátil HANNA instrument 2100Q. Se tomó una muestra de agua en un vial que fue introducido en la parte superior del turbidímetro para posteriormente tomar la lectura. Adicionalmente, se analizaron las concentraciones de nitratos, fosfatos y alcalinidad del agua a través de los Kits de pruebas rápidas de calidad del agua LaMotte (**Anexo 1a**).

Para la alcalinidad se realizó una titulación rápida de una muestra de agua mediante el Alkalinity Kit Total (LaMotte). Para lo cual primero se añadió el BCG-MR Indicator Tablet y se disolvió hasta obtener un color azul-verdoso, seguido con el valorador se colocó el Alkalinity Titration Reagent B hasta que se obtuvo un color púrpura que determina la alcalinidad total de la muestra. Para nitratos, se tomó una muestra de 5 mL en un vial donde se agregó la tableta #1 (2799A) y se agitó. Posteriormente, se agregó la tableta #2 CTA (NN-3703A) y se agitó nuevamente. Se dejó en reposo durante 5 minutos y se determinó la concentración con base en la coloración (estándares de colores provistos por LaMotte). El fosfato fue cuantificado con el kit low range phosphate de LaMotte. Esto consistió en llenar dos viales con 10 mL de muestra. En un vial se agregó 1 mL de Phosphate Acid Reagent (V-6282) y se mezcló. Adicionalmente se agregó 0.1 g de una cucharilla de Phosphate reducing agent (V-6283) y se mezcló. El vial de agua procesada se pone en el agujero fijo y el de muestra cruda sobre el comparador móvil. Finalmente se desplazó el comparador móvil hasta encontrar la concentración por colorimetría.

Finalmente, la calidad físico-química fue evaluada a través del índice National Sanitation Foundation Water Quality Index (NSF-WQI) (Kachroud et al., 2019; Ewaid, 2017). Esta métrica se basa en nueve parámetros que son oxígeno disuelto, pH, nitratos, fosfatos, turbidez, sólidos disueltos totales, temperatura del agua, coliformes fecales (FC) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅). Para el presente estudio, no se consideró FC ni DBO₅, sin embargo, sus pesos dentro del índice fueron ajustados con base en las recomendaciones de Kachroud et al., (2019) y Ewaid (2017). Los rangos de calidad del agua con base en NSF-WQI, son presentados en la **Tabla 4**.

Tabla 4. Rangos numéricos del NSF-WQI con sus respectivas clasificaciones de calidad físico-química del agua.

Calidad del agua	NSF-WQI
Muy mala	0 – 25
Mala	26 – 50
Media	51 – 70
Buena	71 – 90
Excelente	90 – 100

4.4. Muestreo e identificación de macroinvertebrados

La importancia de analizar macroinvertebrados, radica tanto en su abundancia como en la diversidad de especies, órdenes, familias y géneros, que se puedan encontrar, ya que dependen del análisis cuantitativo de diversidad y cualitativo dependiente de la resistencia que pueden tener en hábitats de condiciones saludables o que ya han sido intervenidos o contaminados (Damanik-Ambarita et al., 2016). Se los considera dentro de estudios de impacto ambiental, debido a que sus condiciones de hábitat son particulares para cada especie, habiendo así, especies que no pueden subsistir en hábitats que presenten condiciones precedentes de la contaminación o intervención o a su vez, especies muy resistentes que se encuentran presentes en dichos hábitats intervenidos (Damanik-Ambarita et al., 2018).

El muestreo de macroinvertebrados se realizó mediante el método estandarizado descrito en Gabriels et al. (2010) con una red de marco tipo D (500 μm). Por cada punto de muestreo se generaron tres transectos cubriendo diferentes hábitats y sustratos presentes. Por cada transecto fue muestreado durante un minuto. Además, se generó una colecta en piedras, hojas y otros microhábitats para garantizar una evaluación exhaustiva de la biodiversidad de macroinvertebrados. Las muestras fueron posteriormente ubicadas en envases de vidrio, reemplazando el agua por alcohol al 96% para ser transportadas al Laboratorio Nacional de Referencia del Agua.

Los macroinvertebrados colectados fueron identificados a nivel de familia de acuerdo con las claves taxonómicas estándar descritas en Domínguez & Fernández (2009) y Thorp et al. (2014). Por cada punto de muestreo, el estado de las comunidades de macroinvertebrados se evaluó a través de la abundancia total (N), abundancia relativa (R) y diversidad biológica utilizando índices de Simpson (L) y Shannon-Weaver (H') (Qureshi et al., 2020; Spellerberg & Fedor, 2003). Además del índice de Sørensen-Dice que permite comparar la similitud de dos muestras (Gragera & Suppakitpaisarn, 2016). Finalmente, la calidad biológica del agua se evaluó a través de un índice ampliamente utilizados para las cuencas hidrográficas con condiciones similares a la del río Dulcepamba: Biological Monitoring Working Party modified for Colombia (BMWP) (Damanik-Ambarita et al., 2016).

El índice BMWP consiste en una suma de valores numéricos asignados a cada familia de macroinvertebrados que varían en un rango de 1 a 10, donde 1 representa familias tolerantes a la contaminación (indicadores de una mala salud del ecosistema acuático), mientras que 10 describe a las familias sensibles a contaminación (indicadores de buena salud del ecosistema acuático) (Gutiérrez-Fonseca & Lorion, 2014).

Tabla 5. Rangos numéricos del índice BMWP con sus respectivas clasificaciones de calidad biológica del agua.

Calidad del agua / índices	Puntuación
Biological Monitoring Working Party modified for Colombia (BMWP)	
Muy crítica	0 - 15
Crítica	15 - 35
Dudosa	35 - 60
Aceptable	60 - 100
Buena	>100

5. Resultados

5.1. Caudales

Los resultados de los aforos realizados en las cuatro secciones de estudio en el río Dulcepamba muestran una reducción de más del 97% del caudal luego de la captación del proyecto hidroeléctrico de Hidrotambo S.A. En la sección P1 (aguas arriba de captación) el caudal osciló entre 2.020 y 2.302 m³/s, mientras que en la sección P2 (aguas abajo de captación) el caudal se encontró entre 0.049 y 0.103 m³/s (**Tabla 6**). En general, las mediciones realizadas por el método trazador-dilución presentaron valores mayores a los obtenidos con el método área-velocidad. Las diferencias se explican porque el aforo con trazador-dilución se realizó al día siguiente del aforo con área-velocidad, considerando que entre ambas mediciones se registraron ligeras precipitaciones en la cuenca. No obstante, en ambos casos es ampliamente notable la reducción del caudal entre las secciones P1 y P2.

En la sección P3, previo a la devolución del agua por parte de Hidrotambo S.A., el caudal varió entre 0.110 y 0.250 m³/s. Estos resultados muestran que los ríos tributarios en el tramo de estudio aportan un aproximado de 0.120 m³/s. A pesar de este aporte, el cauce principal del río Dulcepamba no alcanza el caudal ecológico (1.46 m³/s) entre las secciones P2 y P3. Finalmente, en P4 (posterior a la devolución), el caudal del río Dulcepamba alcanzó aproximadamente su caudal original, variando entre 1.790 y 2.589 m³/s.

Tabla 6. Caudales medidos a través de los métodos área-velocidad y trazador-dilución. El apartado “Preliminar (en campo)” se refiere al dato obtenido en campo con base a los algoritmos de integración del molinete electromagnético HACH FH950.

Método de medición	Caudales (m ³ /s)			
	P1	P2	P3	P4
Preliminar (en campo)	2.020	0.049	0.110	1.790
Área-velocidad	2.138	0.052	0.130	1.964
Trazador-dilución	2.302	0.103*	0.250	2.589
Promedio	2.152	0.051	0.163	2.114
Desviación estándar	0.142	0.002	0.076	0.420

* Medición a través del método Área-Velocidad. Dado el bajo caudal y la frecuencia de pozas no se utilizó trazador-dilución para esta medición, ya que no se aseguraría la mezcla completa.

En la **Figura 5** se presenta un esquema detallado de los perfiles de flujo, niveles y caudales obtenidos en cada sección de estudio. Se observa que las secciones P2 y P3 presentan bajas velocidades de flujo (~50 m/s) en comparación a las obtenidas en los puntos P1 y P4 (~80 m/s). Esta disminución de la velocidad responde a la reducción del caudal, pero también se produce por la estructura de captación del proyecto hidroeléctrico, el cual actúa como barrera sobre el río y reduce la energía cinética del agua. Esto afecta directamente a la morfología del cauce, varios parámetros físico-químicos de calidad del agua (e.g., oxígeno disuelto) y, por lo tanto, a las comunidades acuáticas.

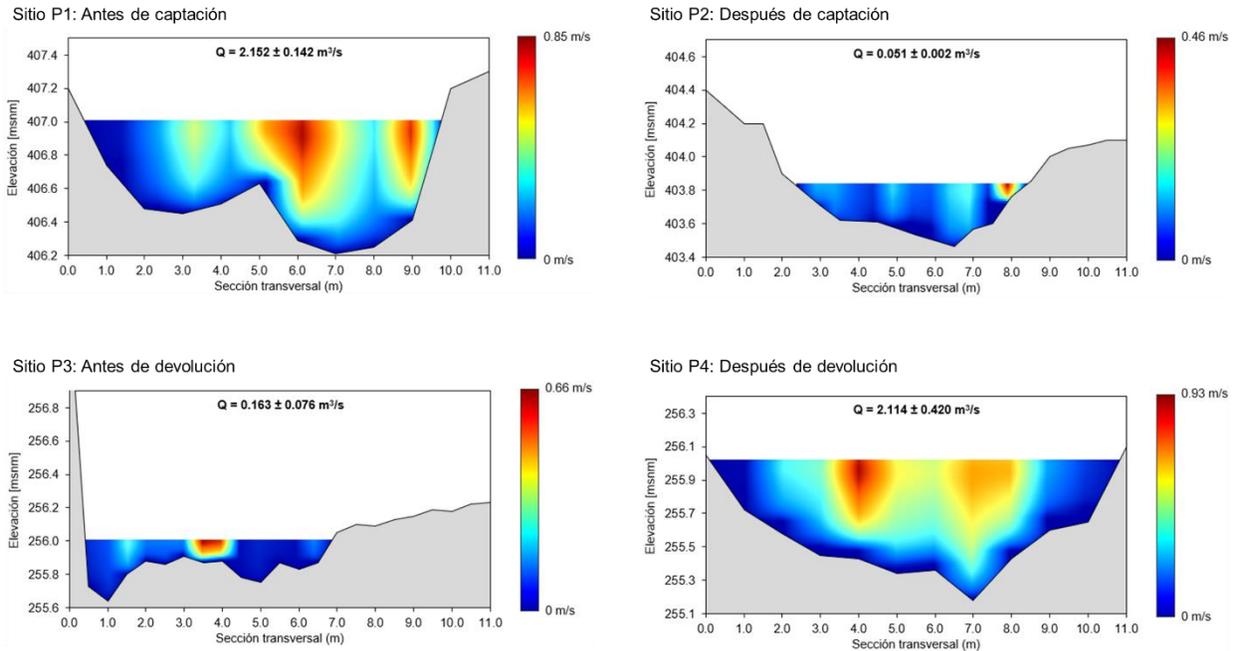


Figura 5. Esquemas de velocidad de flujo, niveles y caudales de las secciones analizadas. Los perfiles de velocidad se generaron con base en interpolaciones de los datos generados con las mediciones del molinete electromagnético.

5.2. Estado del hábitat del río

Los resultados presentados en la **Tabla 6** confirmaron el notable impacto sobre las condiciones físicas e hidromorfológicas del río en el tramo de estudio del río Dulcepamba, pues los valores indican un estado seriamente afectado por las modificaciones geomorfológicas causadas por la captación del proyecto hidroeléctrico de Hidrotambo S.A. El primer impacto notable es la presencia del muro de piedra suelta que forma parte de la obra de captación, pues actúa como una barrera que genera la pérdida de conectividad en el hábitat. En general, se observó una disminución de la vegetación riparia desde P2 hasta P4, producto de la intervención del cauce del río y la toma de más del 95% del caudal del río Dulcepamba (véase sección 5.1.). El nivel de erosión que presentaron los bancos de cada sección de análisis fue relativamente alto, excepto en el punto aguas arriba de la captación (P1). Los cambios en el ancho y la profundidad del cauce por acción antrópica (en este caso el desvío artificial del cauce) también fueron relativamente altos a partir de P2 (tramo posterior a captación). En general, la valoración cuantitativa del estado del hábitat del río

muestra valores desde 14 hasta 26, mostrando una tendencia de incremento en la afectación al ecosistema acuático aguas abajo de la captación hasta la devolución.

Tabla 7. Indicadores del estado del hábitat del río con sus respectivos niveles de impacto. Las métricas fueron obtenidas a través de la guía rápida de evaluación de ríos realizada por Celi et al. (2018)

Indicador	Sitios			
	P1	P2	P3	P4
Hábitat físico				
Nivel de deforestación (paisaje)	Medio	Medio	Alto	Alto
Impacto sobre vegetación ribereña	Medio	Medio	Alto	Alto
Impacto sobre sustrato	Bajo	Medio	Alto	Alto
Condiciones hidromorfológicas				
Impacto sobre las corrientes	Bajo	Alto	Bajo	Alto
Cambios en ancho y profundidad	Medio	Alto	Alto	Alto
Nivel de erosión	Bajo	Alto	Alto	Alto
Intervención antrópica (muros, puentes, gaviones)	Medio	Alto	Alto	Alto
Nivel de dragado	Bajo	Medio	Medio	Medio
Alteraciones en cauce (captaciones, represas)	Medio	Alto	Alto	Alto
Estado general del hábitat ribereño				
Valoración cuantitativa	14	22	25	26
Valoración cualitativa	Buen estado	Afectado	Afectado	Afectado

5.3. Condiciones físico-químicas

El análisis físico-químico reveló que ningún parámetro de calidad del agua infringió los límites establecidos en las normativas Ecuatoriana-TULSMA (MAE, 2015) y Americana (EPA, 1986, 2017), excepto el pH que superó el rango máximo (~ 9.0) en los sitios P1, P2 y P3 (Tabla 8). Sin embargo, las tendencias de varios parámetros como temperatura y oxígeno disueltos responden al impacto generado por la reducción del caudal.

Tabla 8. Parámetros fisicoquímicos y calidad del agua de los sitios de estudio en el río Dulcepamba.

Parámetro fisicoquímico	Sitios de muestreo				Normativa	
	P1	P2	P3	P4	TULSMA	EPA
Temp (°C)	20.7	21.4	24.8	23.4		
OD (mg/L)	8.11	8.07	7.37	8.43	> 6.0	> 7.0
CE (us/cm)	112.8	213.8	142.5	123.3	1000	500
SDT (mg/L)	56.5	57.0	71.5	61.5	1000	500
pH	9.27*	9.24*	9.10*	8.14	6.0 - 9.0	6.5 - 9.0
NO ₃ ⁻ (mg/L)	1	1	2	2	10	10
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	0.2	0.4	0.4	0.4	2	0.7
Dur (mg/L CaCO ₃)	5.26	3.92	5.04	4.48	-	20
Turb (NTU)	3.22	2.52	2.90	2.37	10	8
SST (mg/L)	5	3	3	1	100	
Calidad del Agua (NSF- WQI)	85	82	79	87		

Temperatura del agua (Temp), oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica (CE), sólidos disueltos totales (SDT), pH, nitratos (NO₃⁻), fosfatos (PO₄³⁻), dureza (Dur), turbidez (Turb), y sólidos suspendidos (SST). Criterios de calidad del agua para la protección de la vida acuática y riego basados en las normativas Ecuatoriana-TULSMA (MAE, 2015) y Estadounidense (EPA, 1986, 2017).

Las temperaturas del agua oscilaron entre 23 y 24°C, excepto en la parte alta del muestreo (sitios P1 y P2) donde la temperatura promedió los 21°C. Esta diferencia de temperaturas se debe principalmente a los cambios de la distribución de la vegetación ribereña que afectan el balance energético del río a través de la intercepción de energía solar (Lozano-Parra et al., 2018). De hecho, la disminución de los caudales y las modificaciones morfológicas (generadas por la intervención de Hidrotambo S.A. en río Dulcepamba) se traducen en la reducción de la vegetación ribereña, contribuyendo significativamente a este comportamiento. Por otra parte, los niveles de oxígeno disuelto (OD) variaron entre 7.5 y 8.6 mg/L, presentando una tendencia de disminución desde los puntos P1 a P3. Este comportamiento está directamente relacionado con la reducción de los caudales entre los puntos P2 y P3, dado que las velocidades de flujo disminuyen y se da paso a una menor oxigenación del agua.

Un comportamiento similar ocurre con la conductividad, pues al disminuir la velocidad de flujo se forman pozas o estanques que influyen directamente en los tiempos de retención de los iones (Hsu, 2005) así como la presencia de una mayor tasa de evaporación debido a la exposición solar por la falta de cobertura vegetal en las riberas del río. Este último es de gran relevancia en los valores obtenidos y se ve reflejado en el P2, el cual presentó el mayor grado de conductividad (213.3 $\mu\text{S}/\text{cm}$), respecto a los demás puntos. Al igual que el OD, los SDT presentaron una tendencia de aumento entre los puntos P1 y P3 con una variación que va desde 56.5 hasta 71.5 mg/L. Esto quiere decir que los puntos analizados tienen bajas cantidades de sales inorgánicas, materia orgánica y otros metales disueltos que se ven influenciados por la geología de drenaje, la precipitación atmosférica, el balance hídrico y la velocidad de flujo que permite la erosión de suelo (Weber-Scannell & Duffy, 2007).

El pH indica que el agua es alcalina en todos los puntos y que sus valores se deben probablemente a las actividades agrícolas y la estructura geomorfológica de la zona (piedra caliza) (Showalter, 2014). En contraste, las concentraciones de nitrato variaron entre 1 y 2 mg/L que, aunque no excede el rango sugerido, sus valores indican que la modificación del embalse, por parte de la hidroeléctrica, afecta directamente en la distribución de nutrientes (Jiménez-Segura et al., 2014). De forma general estos valores reflejan una baja afectación por actividades humanas, descomposición de materia orgánica, presencia de tanques sépticos o fertilización excesiva con nitrógeno (Heaton, 1985). Además, se debe tomar en cuenta que el cauce natural del río determina un mantenimiento esencial en la cuenca, asegurando una buena diversidad y la movilización de sedimentos y materia orgánica (Carracedo Martín & García, 2011).

La dureza varió de 3.92 a 5.26 mg/L, y es clasificada como suave (< 50 mg/L) por lo que presenta bajas cantidades de sales de magnesio y calcio caracterizadas geomorfológicamente por rocas como el granito (Carmona, 2018). La turbidez del agua registra valores significativos (<3 NTU) en los puntos con baja intervención antropogénica, por lo que se puede decir que es provocada por la presencia de partículas en suspensión, ya sean, de naturaleza inorgánica provenientes de la erosión del suelo (arcillas y fangos) o de naturaleza orgánica (algas, zooplancton, ácidos fúlvicos y parásitos) (Marcó et al., 2004).

Los sólidos suspendidos totales (SST) variaron de 1 a 5 mg/L y se encuentran relacionados directamente con la turbidez, por lo que la erosión natural y la velocidad de los flujos serían sus principales influyentes. No obstante, las concentraciones de fosfatos oscilaron entre 0.2 a 0.4 mg/L y aumentaron progresivamente, lo cual significa que hay más contribuyentes de fuentes no puntuales de contaminantes basados en fertilizantes o fuentes naturales (Showalter, 2014).

Finalmente, de acuerdo con la **Tabla 4** se puede observar que la calidad del agua en los cuatro puntos se encuentra dentro del rango de buena calidad del agua en base a parámetros fisicoquímicos (ver **Tabla 8**). Sin embargo, se observa una leve disminución comparando punto por punto y su incremento cuando el agua se devuelve al cauce.

5.4. Estado de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos

Se encontraron siete órdenes y 21 familias de macroinvertebrados acuáticos en los cuatro sitios muestreados. El sitio P1, localizado antes de la captación del agua por parte de Hidrotambo S.A., presentó la mayor abundancia de macroinvertebrados sensibles a contaminación (indicadores de buen estado del ecosistema acuático) con un total de 73 individuos (~67% de la abundancia total para este punto). El sitio P2 presentó el segundo valor de abundancia más alto, sin embargo, los macroinvertebrados resistentes a contaminación (indicadores de un mal estado del ecosistema acuático) fueron mayoría, representando el 56% de la abundancia total. Este aumento en la abundancia de macroinvertebrados indicadores de mal estado del ecosistema acuático responde a la barrera generada por la obra de captación del proyecto hidroeléctrico de Hidrotambo S.A y la reducción del 97% del caudal. De hecho, en las secciones anteriores se presentó una tendencia similar a la degradación de la calidad del agua del punto P2 en comparación al P1, lo que afecta directamente a las comunidades de macroinvertebrados. El sitio P3 presentó la menor abundancia, pero el valor más alto de órdenes, valor que comparte con el sitio P4, aunque este presenta un valor más alto en la abundancia con respecto al sitio P3.

La abundancia de las familias tolerantes a la contaminación y las familias sensibles presentan una relación similar en los valores totales, pero mirando de manera individual cada sitio muestreado si existen valores diferentes entre ambos grupos. En los sitios muestreados P2 y P3 los valores de la abundancia de las familias tolerantes a la contaminación son mucho más altos que la abundancia de las familias sensibles a la contaminación. En los sitios muestreados P1 y P4 la relación entre las familias tolerantes y sensibles es inversa a la que presentan los anteriores tres puntos descritos. Por otro lado, el índice de diversidad Shannon muestra un rango de valores similares en todos los puntos muestreados (diversidad media), siendo el P1 el valor más bajo. Sin embargo, es importante mencionar que esto responde a que un indicador de buena calidad como es la familia *Leptophlebiidae* (*Ephemeroptera*) representó una gran mayoría en el punto P1. En cambio, P2 presentó una mayor diversidad de macroinvertebrados, pero en su mayoría es una diversidad de familias que son malos indicadores de calidad del agua.

Tabla 9. Abundancia de macroinvertebrados acuáticos de órdenes y familias encontrados en los puntos muestreados en el río Dulcepamba.

Orden	Familia	P1	P2	P3	P4	Total
<i>Acari</i>	<i>Crambidae</i>	1	1			2
<i>Coleoptera</i>	<i>Elmidae</i>	16			10	26
	<i>Hydrophilidae</i>					0
	<i>*Psephenidae</i>				1	1
	<i>Scarabaeidae</i>			1		1
	<i>*Blephariceridae</i>	1				1
<i>Diptera</i>	<i>Ceratopogonidae</i>		13		1	14
	<i>Chironomidae</i>		14	19	8	41
	<i>*Heptageniidae</i>		2		3	5
	<i>Tipulidae</i>	1				1
	<i>Baetidae</i>					0
<i>Ephemeroptera</i>	<i>*Leptophlebiidae</i>	70	37	17	40	164
	<i>*Perlidae</i>		1			1
	<i>Hydrachnidiae</i>	2				2
<i>Hemiptera</i>	<i>Naucoridae</i>			1		1
	<i>*Perlidae</i>				2	2
<i>Plecoptera</i>	<i>*Hydroptilidae</i>				1	1
<i>Trichoptera</i>	<i>Hydrobiosidae</i>					0
	<i>Hydropsychidae</i>	17		12	6	35
	<i>*Naucoridae</i>	2				2
	<i>Lumbricidae</i>		22			22
Abundancia						
	Sensibles a contaminación	73	40	17	47	177
	Tolerantes a contaminación	37	50	33	25	145
	Total	110	90	50	72	322
Diversidad						
	Índice de Shannon	1.0	1.5	1.2	1.5	
Calidad biológica del Agua						
	BMWP-col	49	43	27	59	
	ETP	89	60	29	49	

* Familias sensibles a la contaminación encontradas en los sitios de muestreos.

En general, el índice BWMP muestra ligeros descensos en la calidad del agua desde P1 a P2, pero esta disminución es mucho más marcada desde P2 a P3, pasando de 49 en P1 (calidad del agua dudosa) a 27 en P3 (calidad del agua crítica). Este resultado sugiere que el impacto producido por Hidrotambo S.A. en el río Dulcepamba sí presenta un efecto significativo en las comunidades de macroinvertebrados y la calidad biológica del agua, que incrementa desde P1 a P3.

Finalmente, se utilizó el índice ETP el cual utiliza a los órdenes que presentan familias sensibles: *Ephemeroptera*, *Trichoptera* y *Plecoptera*. El índice mostró el valor más alto en el P1 seguido por P2, P4 y

por último el P3. Los resultados presentados difieren con los del índice BMWP, el cual tiene una tendencia de degradación de la calidad del agua esperada. La diferencia en los resultados de estos dos índices puede deberse a la cantidad de órdenes/familias. En el índice ETP no todas las familias de los órdenes utilizados son sensibles y no toma en cuenta a otras familias de otros órdenes que también presentan sensibilidad ante contaminaciones como lo hace el ETP, por lo que la utilización de este índice no es el ideal. Sin embargo, para fines de comparación con estudios realizados previamente se lo ha incluido.

En el informe de caracterización ictiológica realizado por Carrera & Noboa (2004), se señala que el río Dulcepamba se encontraba en buenas condiciones, pero levemente contaminado, considerando el análisis de macroinvertebrados acuáticos. Sin embargo, en el presente estudio los puntos de muestreo son únicamente antes y después de la toma de agua sin tomar en cuenta el transecto del caudal ecológico. En el presente estudio, los dos sitios muestreados en el caudal ecológico (P2 y P3) presentan la menor cantidad de familias sensibles a la contaminación en comparación de los sitios que se encuentran antes y después de la toma de agua.

En el estudio hidrobiológico Hidrotambo de 2005 también se presenta un estudio con macroinvertebrados en donde los resultados encontrados en este estudio son muy diferentes a los encontrados en este. En el estudio del 2005 se observa una alta abundancia de macroinvertebrados (~350 en cada sitio muestreado) así como también más variedad de familias encontradas (~20 en cada sitio muestreado). Valores que contrastan con los resultados de este estudio donde la abundancia máxima en uno de los sitios de muestreo es de 110 y el máximo de familias encontradas en un sitio es de 8. Esto denota un visible empeoramiento respecto a las comunidades de macroinvertebrados presentes en el río. Por otro lado, se utiliza el índice de Shannon y el índice ETP. Para el índice de Shannon, los puntos muestreados presentan valores similares entre ellos al igual que este estudio. Sin embargo, en el estudio de 2005 el valor de este índice es de ~2.9 y el que se presenta en este estudio es de ~1.2, ambos valores representan una diversidad media, pero se observa que el valor ha disminuido. Por otro lado, los valores en del índice ETP en el estudio del 2005 son de ~11 mientras que en el actual son de ~85. Por lo que los resultados actuales de este índice muestran una mejor comunidad de macroinvertebrados que en el estudio del 2005.

En el informe biótico (Narváez, 2016) también se realiza este estudio en donde la abundancia, las familias encontradas y el índice de Shannon presentan un poco de similitud con el presente estudio. La abundancia encontrada en los dos sitios muestreada fue de 86 y 46, el total de familias es de 12 y 2 para cada sitio y finalmente el índice de Shannon es de 1.9. por lo que podemos observar que en el estudio de 2016 existe una mayor cantidad de familias en cada sitio y un índice de diversidad más alto que en el presente estudio. Los resultados del índice ETP y del BMWP/Col son similares en ambos estudios por lo que no se observan cambios significativos.

6. Conclusiones y Recomendaciones

Los resultados obtenidos muestran que el caudal antes de la captación en octubre 2020 (periodo de estiaje) fue 2.15 m³/s, y que el caudal ecológico medido en la misma época (0.051 ± 0.002 m³/s) no es suficiente para el buen funcionamiento del ecosistema acuático y no cumple con lo estipulado en la Resolución SENAGUA Recurso Extraordinario de Revisión (proceso 2018-008), que menciona que Hidrotambo S.A debe dejar un caudal ecológico de 1.46 m³/s y no operar en meses de estiaje.

En general, la reducción de más del 97% de caudal del río Dulcepamba entre los puntos P1 y P2 (zona donde se localiza la captación del proyecto Hidrotambo S.A.) ha generado impactos directos en la velocidad de flujo, hidromorfología del río, y vegetación ribereña, dando paso a una disminución notable del oxígeno disuelto, aumento de la conductividad y temperatura del agua, entre otros factores que afectan el desarrollo normal de la vida acuática. Cabe destacar que, las concentraciones de nutrientes (nitratos y fosfatos) y algunos parámetros físicoquímicos (dureza y turbidez) se encuentran en concentraciones relativamente bajas, lo cual sugiere que las fuentes de estos parámetros son principalmente naturales. Sin embargo, no se descarta la ligera contribución de la actividad agrícola en la zona.

La vegetación cercana al área de captación se caracteriza por especies arbustivas y algunos árboles que se encuentran a una distancia considerable del cauce del río. De igual forma en el área antes de la captación es visible la erosión derivada de la inestabilidad del suelo en las cercanías del cauce procedente de las actividades empleadas para la modificación natural de cause con fines a la construcción de la Hidroeléctrica. Además, de crecidas en meses de invierno (marzo 2015) que provocan el arrastre de sedimentos, rocas, árboles, así como el deslizamiento de tierra.

Con base en los resultados de la caracterización de comunidades de macroinvertebrados acuáticos, se confirmó que la disminución del caudal en el tramo de mayor afectación junto con las modificaciones al hábitat acuático ocasionadas por Hidrotambo S.A. han afectado a la salud del río. Como se mencionó anteriormente es muy importante tanto el análisis cuantitativo (e.g., diversidad de acuerdo al índice de Shannon) como el cualitativo de las comunidades biológicas (evaluación taxonómica de cada especie en el índice BMWP-col) ya que una combinación de los dos permite una mejor interpretación de los resultados. Es importante destacar la mayor presencia de especies de macroinvertebrados tolerantes a la contaminación (indicadores de mala calidad del agua) se encontró en el punto 2 debido a su intervención por la modificación del cauce del río y la captación de aproximadamente el 97% caudal del río Dulcepamba.

Por lo que concluimos que existe una afectación al ecosistema acuático derivado de las acciones de Hidrotambo S.A. En la visita para la evaluación se observó que la hidroeléctrica sigue captando casi en su totalidad el agua del río Dulcepamba incumpliendo la resolución de no operar en meses de estiaje.

Recomendaciones

- Establecer un monitoreo hidrológico y acuático permanente.
- Cambiar la estructura de desviación del caudal de captación de tal forma que mantenga el caudal ecológico requerido que no afecte a la conectividad hidrobiológica del río.
- Establecer estaciones hidrometeorológicas arriba y abajo de la captación y de la zona de devolución.
- Realizar estudios en diferentes épocas del año, para con base en ello tener mayor detalle del impacto ambiental del hidro proyecto en la zona.
- Considerar los períodos de actividad agrícola para así determinar el origen de ciertos químicos presentes en el agua.
- El mes de noviembre, durante el cual Hidrotambo S.A puede captar 0.30 m³/s, debería ser incluido como un mes de no operación ya que también es considerado como mes de estiaje. La visita técnica realizada a finales del mes de octubre muestra que el caudal en este periodo es inferior a lo que podría captar Hidrotambo en el mes de noviembre. El caudal no podría incrementarse de forma significativa en un periodo corto de tiempo.

7. Referencias bibliográficas

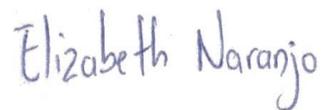
- Carmona, K. J. (2018). Determinación de plomo y dureza cálcica en agua de consumo humano de Caja de Agua – San Juan de Lurigancho. Febrero – Marzo 2017. *Universidad Privada Norbert Wiener*. Retrieved from <http://repositorio.uwiener.edu.pe/xmlui/handle/123456789/1657>
- Carracedo, V., & García Codrón, J. C. (2011). Consecuencias biogeográficas de las infraestructuras hidroeléctricas del Rio Nansa (Cantabria). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*.
- Carrera, E., & Noboa, M. (2004). *Informe de la caracterización Ictiológica del río Dulcepamba en la comunidad de San Pablo de Amalí, provincia de Bolívar*. Quito, Ecuador.
- Celi, J., Guerra, N., & Rodes, M. (2018). *Guía Rápida para la Evaluación del Estado de los Ríos*. Tena, Ecuador: Universidad Regional Amazónica Ikiám.
- Chow, V. Te, Maidment, D., & Mays, L. (1988). *Applied Hydrology*. (R. Eliassen, P. H. King, & R. K. Linsley, Eds.). Singapore: McGraw-Hill. Retrieved from http://ponce.sdsu.edu/Applied_Hydrology_Chow_1988.pdf
- Damanik-Ambarita, M. N., Lock, K., Boets, P., Everaert, G., Nguyen, T. H. T., Forio, M. A. E., et al. (2016). Ecological water quality analysis of the Guayas river basin (Ecuador) based on macroinvertebrates indices. *Limnologica*, 57, 27–59. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.01.001>
- Damanik-Ambarita, M. N., Boets, P., Nguyen Thi, H. T., Forio, M. A. E., Everaert, G., Lock, K., et al. (2018). Impact assessment of local land use on ecological water quality of the Guayas river basin (Ecuador). *Ecological Informatics*, 48, 226–237. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2018.08.009>
- Domínguez, E., & Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo.
- Ewaid, S. H. (2017). Water quality evaluation of Al-Gharraf river by two water quality indices. *Applied*

Water Science, 7(7), 3759–3765. <https://doi.org/10.1007/s13201-016-0523-z>

- 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). *Limnologica*, 40(3), 199–207. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.10.001>
- GAD Chillanes. (2014). *Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial del Cantón Chillanes, Provincia de Bolívar 2014 – 2019*.
- GADP San José del Tambo. (2015). *Actualización del Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial de la Parroquia Rural San José del Tambo del Cantón Chillanes Provincia de Bolívar*.
- Gragera, A., & Suppakitpaisarn, V. (2016). Semimetric Properties of Sørensen-Dice and Tversky Indexes (pp. 339–350). https://doi.org/10.1007/978-3-319-30139-6_27
- Gutiérrez-Fonseca, P. E., & Lorion, C. M. (2014). Application of the BMWP-Costa Rica biotic index in aquatic biomonitoring: sensitivity to collection method and sampling intensity. *Revista de Biología Tropical*, 62, 275. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15792>
- Gualsaquí, A. (2019). Informe Técnico con relación al trámite de Recurso Extraordinario de Revisión. Demarcación Hidrográfica Esmeraldas- Secretaría del Agua.
- Heaton, T. H. E. (1985). Isotopic and chemical aspects of nitrate in the groundwater of the Springbok Flats. *Water SA*, 11(4), 199–208.
- Hsu, S. Y. (2005). Effects of flow rate, temperature and salt concentration on chemical and physical properties of electrolyzed oxidizing water. *Journal of Food Engineering*, 66(2), 171–176. <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2004.03.003>
- Jacobson, J. (2015). *Discharge Measurement: USGS presentation*. United States. Retrieved from <https://ca.water.usgs.gov/FERC/presentations/Discharge-Measurement-Data.pdf>
- Jiménez-Segura, L. F., Restrepo-Santamaría, D., López-Casas, S., Delgado, J., Valderrama, M., Álvarez, J., & Gómez, D. (2014). Ictiofauna y desarrollo del sector hidroeléctrico en la cuenca del río Magdalena-Cauca, Colombia. *Biota Colombiana*, 15(2).
- Kachroud, M., Trolard, F., Kefi, M., Jebari, S., & Bourrié, G. (2019). Water Quality Indices: Challenges and Application Limits in the Literature. *Water*, 11(2), 361. <https://doi.org/10.3390/w11020361>
- Lamberti, G. A., & Gregory, S. V. (2007). CPOM Transport, Retention, and Measurement. In *Methods in Stream Ecology* (pp. 273–289). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-012332908-0.50015-2>
- Marcó, L., Azario, R., Metzler, C., Garcia, M. C., Marcó, L., Azario, R., et al. (2004). La turbidez como indicador básico de calidad de aguas potabilizadas a partir de fuentes superficiales. Propuestas a propósito del estudio del sistema de potabilización y distribución en la ciudad de Concepción del Uruguay (Entre Ríos, Argentina). *Higiene y Sanidad Ambiental*, 4, 72–82.
- Newmiller, J., Walker, W., Fleenor, W., & Pinter, N. (2017). *Análisis Hidrológico e Hidráulico del Río Dulcepamba*.
- Newmiller, J., Walker, W., Fleenor, W. E., & Pinter, N. (2020). Case Study: Reconstructing the 2015 Dulcepamba River Flood Disaster. *Environmental and Engineering Geoscience*, 56(3), 1–12. <https://doi.org/10.2113/EEG-2337>
- Qureshi, H., Anwar, T., Habib, N., Ali, Q., Haider, M. Z., Yasmin, S., et al. (2020). Multiple comparisons of diversity indices invaded by Lantana camara. *Brazilian Journal of Biology*, (AHEAD). <https://doi.org/10.1590/1519-6984.222147>
- Showalter, R. (2014). *The Ecological Impact of a Small Run-of-the-River Project: Expected Environmental Consequences of Hydroelectric Development on the Dulcepamba River*. San Pablo de Amalí, Bolívar, Ecuador.

- Soenksen, P. J. (1990). Automatic Tracer-Dilution method used for stage-discharge ratings and streamflow hydrographs on small Iowa Streams. *Water-Resources Investigation Report, 89-4187*, 1-45. Retrieved from <https://pubs.usgs.gov/wri/1989/4187/report.pdf>
- Sommer Measurement System Technology. (2012). *TQ-Tracer, Mobile Discharge Measurement System - User Manual*. Retrieved from <https://www.manualslib.com/manual/1445003/Sommer-Tq-S-Tracer.html>
- Spellerberg, I. F., & Fedor, P. J. (2003). A tribute to Claude Shannon (1916-2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the 'Shannon-Wiener' Index. *Global Ecology and Biogeography, 12*(3), 177-179. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00015.x>
- Thorp, J. H., Rogers, D. C., & Dimmick, W. W. (2014). *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates: Ecology and General Biology* (Fourth, Vol. 1). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/C2010-0-65590-8>
- Vera, H. (2018). *Informe Técnico Recurso de Apelación*. Quito, Ecuador.
- Weber-Scannell, P. K., & Duffy, L. K. (2007). Effects of total dissolved solids on aquatic organisms: A review of literature and recommendation for salmonid species. *American Journal of Environmental Sciences, 3*(1), 1-6. <https://doi.org/10.3844/ajessp.2007.1.6>

Elaborado por:



Elizabeth Estefanía Naranjo Garófalo



Juseth Enrique Chancay Sánchez



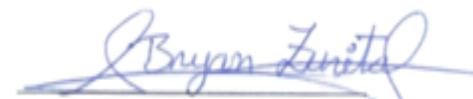
Lilian Lizeth Sabando Bravo



Cyntia Daniela Alvear Sayavedra



Emily Roxana Galarza Naranjo



Bryan Ricardo Zurita Piaún



Luis Carlos Carrasco Soledispa



Diana Pamela Ortiz Salgado



Gabriela Estefanía Jiménez Granda

Revisado y Aprobado por:

Jorge Emilio Celi Sangurima, PhD
Director de la Cátedra Unesco en Manejo de Aguas Dulces Tropicales

6. Anexos

Nombre del equipo / Instrumento de medición	Marca	Descripción / Modelo	Imagen del equipo / instrumento	Parámetro de medición	Rango de medición	Sensibilidad
Sonda multiparamétrica Pro Plus	YSI Professional Plus	Sonda de múltiples sensores. Modelo YSI-6050000		Temperatura del agua (°C)	0 - 25,00 °C	1,91 %
				Conductividad (μS/cm)	0 – 1000 uS/cm	0,03 %
				Oxígeno disuelto (mg/L)	0 a 50 mg/l	0,05 %
				Sólidos disueltos totales (mg/L)	0 a 0.99 g/L	0,05 %
				pH	NIST (4,01; 6,86; 9,18)	0,03 %
Turbidímetro portátil	HACH	2100Q		Turbiedad (NTU)	0-100 NTU	± 2 % de lectura
Alkalinity kit Total	LAMOTTE	Kit para análisis de agua / LABORATOR IO MOVIL		Dureza / alcalinidad (mg/L CaCO ₃)	0-200 ppm	4 ppm
Low range Phosphate	LAMOTTE	Kit para análisis de agua / LABORATOR IO MOVIL		Fosfatos (mg/L)	0.0-2.0 ppm	0.1 ppm
Nitrate Nitrogen Tablet Kit	LAMOTTE	Kit para análisis de agua / LABORATOR IO MOVIL		Nitratos (mg/L)	0-15 ppm	1 ppm
Medidor electromagnético de velocidad y flujo	HACH	Sistema de caudalímetro portátil / FH950 (velocidad y profundidad)		Velocidad (m/s)	0 a 6,09 m/s (0 a 20 pies/s)	±2% de lectura ±0,015 m/s (±0,05 pies/s) a 3,04 m/s (0 a 10 pies/s); ± 4% de lectura entre 3,04 y 4,87 m/s (10 a 16 pies/s)
				Profundidad (m)	3,05 m (0-10 pies) La mayor de ± 2% de la lectura o ± 0,015 m (±	3,18 cm (1,25 pulg.)

					0.504 pulgadas).	
Sistema de medición de descarga-019	SOMMER Messtechnik GmbH	Sistema que utiliza el método de dilución por trazador / TQ-AMP		Descarga (m ³ /s)	Fluoresceína / rodamina WT: 0-50 µg/l (ppb)	0.05 µg/l (ppb)
Altimetro de precisión-029	ZIPLEVEL	Pro-2000		Elevación (m, pies, pulgadas)	Rango vertical: 40 '(12 m) (20' (6 m) por encima y por debajo de la unidad base) 48" (122 cm) rango completo en alta precisión. Rango horizontal: 200' (60 m) círculo (100' cable).	Isotérmica Típica: Mayor de 0.1 «o 0.15% de lectura. 0.1 ", 1/8", 0.01 ", 2mm con ± 0.050"