

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN AGUSTIN DE AREQUIPA**

**ESCUELA DE POSGRADO**

**UNIDAD DE POSGRADO DE LA FACULTAD DE CIENCIAS  
BIOLOGICAS**



**DETERMINACIÓN DE LA REMANENCIA DE  
CONTAMINACIÓN POR CROMO EN EL RÍO  
CHILI, AREQUIPA – PERÚ, 2020**

Tesis presentada por el Maestro:

**Luque Zurita, Daniel Santos**

Para optar el Grado Académico de:

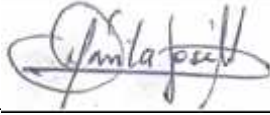
Doctor en Biología Ambiental

Asesor:

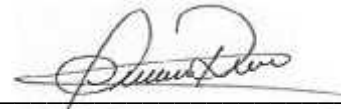
**Dr. Bocado Delgado, Edwin Fredy**

**Arequipa – Perú  
2022**

## JURADO EVALUADOR



**DR. BENJAMIN J. DAVILA F.**  
**PRESIDENTE**



**DR. EUSEBIO COLQUE RONDON.**  
**SECRETARIO**



**DR. ARMANDO ARENAZAS R.**  
**INTEGRANTE**



**DR. GRACIANO DEL CARPIO T.**  
**INTEGRANTE**



**DR. EDWIN BOCARDO D.**  
**ASESOR**

**FECHA DE SUSTENTACION:**

**05 / 08 /2022**

## **CONSTANCIA**

**El Dr. EDWIN BOCARDO DELGADO**

**HACE CONSTAR:**

Que, el trabajo correspondiente a la presente Tesis de Doctorado, titulada **“DETERMINACIÓN DE LA REMANENCIA DE CONTAMINACIÓN POR CROMO EN EL RÍO CHILI, AREQUIPA – PERÚ, 2020”** ha sido realizada por el Magister: **DANIEL SANTOS LUQUE ZURITA**, bajo mi dirección.



---

**Dr. EDWIN BOCARDO DELGADO**

**ASESOR**

## **DECLARACION JURADA DE AUTORIA**

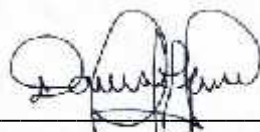
Yo, **DANIEL SANTOS LUQUE ZURITA** de nacionalidad **PERUANA** con documento de identidad N° **29557991** de profesión Biólogo con **CBP N° 3628**, declaro bajo juramento que:

La presente Tesis Titulada:

**“DETERMINACIÓN DE LA REMANENCIA DE CONTAMINACIÓN POR CROMO EN EL RÍO CHILI, AREQUIPA – PERÚ, 2020”**

### **ES DE MI AUTORIA**

Me afirmo y me ratifico en lo expresado, en señal de lo cual firmo el presente documento en la ciudad de Arequipa a 20 días del mes de diciembre del 2021



---

**DANIEL SANTOS LUQUE ZURITA**  
**DNI N° 29557991**

## **AGRADECIMIENTOS**

- ) Primero y, antes que nada, dar gracias a Dios, por estar conmigo en cada paso que doy, por fortalecer mi corazón e iluminar mi mente y por haber puesto en mi camino a aquellas personas que han sido mi soporte y compañía durante todo el periodo de estudio.
- ) A mi ASESOR por sus múltiples palabras de aliento, cuando más las necesite; por estar allí cuando mis horas de trabajo se hacían confusas. Gracias por sus orientaciones
- ) A los DOCENTES gracias por su paciencia, por compartir sus conocimientos de manera profesional e invaluable, por su dedicación perseverancia y tolerancia.

## **DEDICATORIA**

- ) A mis Padres Rómulo y María, y a mi familia ya que ustedes han sido siempre el motor que impulsa mis sueños y esperanzas, quienes estuvieron siempre a mi lado en los días y noches más difíciles durante mis horas de estudio. Siempre han sido mis mejores guías de vida.
  
- ) A mi esposa Shirley por ser el apoyo incondicional en mi vida que, con su amor y respaldo, me ayuda alcanzar mis objetivos.
  
- ) A mis hijas Sophie y Valery que son el impulso de salir adelante cada día y de tratar de ser siempre un ejemplo a seguir para ellas

## INDICE DE CONTENIDOS

CAPITULO I .....	1
INTRODUCCION .....	1
Hipótesis .....	1
Objetivos .....	2
Objetivo General.....	2
Objetivos Específicos .....	2
CAPITULO II .....	3
MARCO TEORICO .....	3
2.1. Antecedentes .....	3
2.2. Marco Conceptual.....	11
2.2.1 Las Zonas Ribereñas o Riberas.....	11
2.2.2. Fundamentos para la Ecología Ribereña .....	13
2.2.3. Contaminantes del Agua .....	18
2.2.3.1 Características Químicas del Agua tomadas en cuenta .....	19
CAPITULO III.....	22
MATERIAL Y METODOS.....	22
2.1. Zonas de Estudio.....	22
2.2. Determinación del índice de hábitat fluvial (IHF).....	23
2.3. Determinación de las características fisicoquímicas .....	27
2.4. Determinación del cromo total .....	28
CAPITULO IV .....	29
RESULTADOS Y DISCUSION .....	29
3.1. Determinación del índice de hábitat fluvial (IHF).....	29
3.1.1. Índice de calidad de hábitat para la Zona 01; Santuario de Chapi.....	29
3.1.2. Índice de calidad de hábitat para la Zona 02; Convento de Chilina .....	32
3.1.3. Índice de calidad de hábitat para la Zona 03; Puente San Martín.....	36
3.1.4. Índice de calidad de hábitat para la Zona 04; La Variante .....	39
3.1.5. Índice de calidad de hábitat para la Zona 05; Puente Tiabaya.....	43

3.1.6. Índice de calidad de hábitat para la Zona 05; Uchumayo .....	46
3.2. Presencia de fanerógamas ( <i>Rorippa nasturtium</i> ) .....	51
3.3. Algunas Características Fisicoquímicas de las zonas de estudio .....	52
3.4. Caracterización del cromo total .....	57
CONCLUSIONES .....	60
RECOMENDACIONES .....	61
BIBLIOGRAFÍA .....	62



## INDICE DE TABLAS

Tabla No. 2.1 Zonas de trabajo consideradas .....	22
Tabla No. 2.2 Determinación del índice de hábitat fluvial (IHF) .....	24
Tabla No. 3.1 Determinación del índice de hábitat fluvial (IHF) para la Zona 01, Santuario de Chapi .....	30
Tabla No. 3.2 Determinación del índice de hábitat fluvial (IHF) para la Zona 02, Convento de Chilina .....	33
Tabla No. 3.3 Determinación del índice de hábitat fluvial (IHF) para la Zona 03, Puente San Martín .....	37
Tabla No. 3.4 Determinación del índice de hábitat fluvial (IHF) para la Zona 04, La Variante .....	40
Tabla No. 3.5 Determinación del índice de hábitat fluvial (IHF) para la Zona 05, Puente Tiabaya .....	44
Tabla No. 3.6 Determinación del índice de hábitat fluvial (IHF) para la Zona 06, Uchumayo.....	47
Tabla No. 3.7. Índice de calidad de hábitat fluvial para cada una de las zonas.....	50
Tabla No. 3.8. Presencia de <i>Rorippa nasturtium</i> en las zonas de estudio .....	51
Tabla No. 3.9. Algunas características fisicoquímicas de las zonas de estudio .....	53
Tabla No. 3.10. Determinación de cromo total para diferentes medios en las zonas estudio.....	57

## INDICE DE FIGURAS

Figura No. 1 Ubicación de las zonas de estudio .....	23
Figura No. 2 Ubicación de las zonas de estudio .....	27
Figura No. 3 Medidor de temperatura en agua y sustrato.....	27
Figura No. 3.1. Zona 01, correspondiente al Santuario de Chapi .....	29
Figura No. 3.2. Vista de la Zona 01, correspondiente al Santuario de Chapi.....	32
Figura No. 3.3. Zona 02, correspondiente al Convento de Chilina .....	32
Figura No. 3.4. Vista de la Zona 02, correspondiente al Convento de Chilina .....	35
Figura No. 3.5. Zona 03, correspondiente al Puente San Martín.....	36
Figura No. 3.6. Vista de la Zona 03, correspondiente al Puente San Martín.....	39
Figura No. 3.7. Zona 04, correspondiente a la zona de la Variante.....	39
Figura No. 3.8. Vista de la Zona 04, correspondiente la Variante.....	42
Figura No. 3.9. Zona 05, correspondiente al Puente Tiabaya.....	43
Figura No. 3.10. Vista de la Zona 05, correspondiente al Puente Tiabaya.....	46
Figura No. 3.11. Zona 06, correspondiente a Uchumayo .....	46
Figura No. 3.12. Vista de la Zona 06, correspondiente la zona de Uchumayo .....	49
Figura No. 3.13. Índice de calidad de hábitat fluvial para cada una de las zonas .....	50
Figura No. 3.14. <i>Rorippa nasturtium</i> , con cobertura abundante en las orillas del río Chili, Zona del Puente Tiabaya .....	52
Figura No. 3.15. Relación entre la temperatura del agua y la temperatura del sustrato en las zonas estudio .....	53
Figura No. 3.16. Barro anaeróbico en el río y asociado a la raíz de <i>Rorippa nasturtium</i> .....	55
Figura No. 3.17. Materia orgánica en el sustrato en cada una de las zonas estudiadas ..	55
Figura No. 3.18. Relación entre la temperatura del agua, temperatura del sustrato y Materia orgánica en el sustrato en cada una de las zonas estudiadas .....	56
Figura No. 3.19. Concentración de cromo total en el agua de cada una de las zonas estudiadas .....	58
Figura No. 3.20. Concentración de cromo total en el sustrato y en <i>Rorippa nasturtium</i>	58

## RESUMEN

Se determino el remanente de contaminantes con especial interés en el cromo total en la cuenca del río Chili, se tuvo en consideración: que se encuentren dentro de la influencia de la ciudad de Arequipa y tener accesibilidad a la zona para poder obtener la información correspondiente; inicialmente se determinó los componentes del ecosistema del río Chili aplicando el índice de calidad de hábitat fluvial a las seis zonas de trabajo como son: Santuario de Chapi, Convento de Chilina, Puente de San Martin, Variante, Puente de Tiabaya y Uchumayo, en el cual se estableció que la zona del puente de San Martin tiene una regular calidad y las zonas correspondientes a la Variante, puente de Tiabaya y Uchumayo, tienen mala calidad, generándose el potencial para ser remanente de contaminación; se estableció que los niveles de cromo en mayor concentración se encuentran en el sustrato, alcanzando valores de 8.8 mg/kg, en el puente San Martín; 9.7 mg/kg, en la Variante, 9.5 mg/kg en el puente Tiabaya y 10.3 mg/kg en Uchumayo; respecto al agua los valores se mantienen más o menos constantes entre 0.0016 mg/L y 0.0018 mg/L; sólo para la zona de Uchumayo el valor alcanza 0.0032 mg/L. En el caso de cromo total para *Rorippa nasturtium*, los valores son de 0.95 mg/kg para el convento de Chilina, 1.46 mg/kg para el Puente San Martin, 5.54 mg/kg para la Variante, 4.58 mg/kg para el Puente Tiabaya y 4.09 mg/kg para Uchumayo. Se observó que la zona con mayor cantidad de cromo total se encuentra básicamente en puente San Martín, Variante, puente Tiabaya, y Uchumayo, que se encuentran en la parte baja de la cuenca del río Chili; coincidiendo con la mayor concentración de materia orgánica en el sustrato y la presencia de la especie *Rorippa nasturtium*.

Palabras clave: cromo, *Rorippa nasturtium*, río, materia orgánica

## ABSTRACT

It is proposed to determine the remainder of pollutants with special interest in total chromium in the Chili River, the area within the influence of the city of Arequipa was considered; Initially, the components of the Chili River ecosystem were determined by applying the river habitat quality index; in which it was established that the areas corresponding to the Variante, the Tiabaya bridge and Uchumayo, have poor quality, generating the potential to be a remnant of contamination; It was established that the chromium levels in the highest concentration are found in the substrate, reaching values of 8.8 mg / kg, in the San Martín bridge; 9.7 mg / kg, in the Variant, 9.5 mg / kg in the Tiabaya bridge and 10.3 mg / kg in Uchumayo; Regarding water, the values remain more or less constant between 0.0016 mg / l and 0.0018 mg / l; Only for the Uchumayo zone the value reaches 0.0032 mg / l. In the case of total chromium for *Rorippa nasturtium*, the values are 0.95 mg / kg for the Chilina convent, 1.46 mg / kg for the San Martin Bridge, 5.54 mg / kg for the Variant, 4.58 mg / kg for the Tiabaya Bridge and 4.09 mg / kg for Uchumayo. It was observed that the area with the highest amount of total chromium is basically found in the San Martín Bridge, Variante, the Tiabaya Bridge, and Uchumayo, which are located in the lower part of the Chili River basin; coinciding with the highest concentration of organic matter in the substrate and the presence of the *Rorippa nasturtium* species.

Keywords: chromium, *Rorippa nasturtium*, river, organic matter

# **CAPITULO I**

## **INTRODUCCION**

En el Perú y lógicamente en Arequipa la contaminación ambiental a nivel hídrico se viene incrementando provocando el deterioro y degradación de los ecosistemas fluviales, todo esto debido al aumento de la explotación del recurso y contaminación de las aguas; poniendo en amenaza la existencia de muchas comunidades vegetales y animales. Hay que tener en consideración que la vegetación ribereña influye en el mantenimiento y rehabilitación del estado ecológico de los ríos.

Desde el punto de vista del efecto de la contaminación, los ríos corresponden a ecosistemas resilientes, es decir, que tiene la capacidad de evitar el efecto contaminante en mayor grado que otros ecosistemas, sin embargo, esto solo aplica cuando se habla del agua, ya que en muchos casos ciertos contaminantes se mantienen en el medio, tanto en el sustrato como en la vegetación que absorbe el contaminante y que por lo tanto lo mantiene como remanente en el río, es importante conocer el nivel de remanencia ya que permite en primer lugar establecer los riesgos a la salud generados por el contaminante y en segundo lugar desarrollar un plan de descontaminación efectivo y coherente con la realidad.

Hasta hace algunos años se vertía al río Chili las aguas residuales de las curtiembres que existían en las cercanías, sin embargo, estas fueron retiradas y por lo tanto el efecto de contaminación de estas aguas residuales con alto contenido de cromo debería haber desaparecido.

### **Hipótesis**

De acuerdo a observaciones previas realizadas se cree factible la posibilidad de que existe remanencia de contaminación por cromo en algunos elementos del ecosistema del río Chili.

## **Objetivos**

### **Objetivo General**

Evaluar la remanencia de contaminación por cromo en el río Chili, Arequipa

### **Objetivos Específicos**

1. Determinar los componentes del ecosistema del río Chili que mantiene remanencia de niveles contaminantes de cromo
2. Cuantificar el nivel de cromo en los componentes del ecosistema río Chili
3. Estructurar una visión espacial de la presencia de contaminación por cromo en el río Chili

## CAPITULO II

### MARCO TEORICO

#### 2.1. Antecedentes

Lisboa, y Col. (2021) en su publicación “aplicabilidad de los protocolos de monitoreo desarrollados para proyectos de restauración activa en la evaluación de la restauración pasiva de un bosque ribereño subtropical en Brasil” comentan que se han desarrollado protocolos de monitoreo de restauración actuales para proyectos de restauración activa (basados en la plantación de plántulas) y se sabe poco sobre su aplicabilidad en la evaluación de la vegetación resultante de la restauración pasiva, una importante brecha de conocimiento para la restauración de bosques tropicales y subtropicales. El presente estudio se desarrolló en un bosque de ribera subtropical de 12 años en proceso de restauración pasiva (basada en la regeneración natural espontánea), y tuvo como objetivo evaluar la vegetación en regeneración mediante dos protocolos de seguimiento desarrollados para la restauración ecológica activa. Se evaluaron los siguientes indicadores de éxito de la restauración: cobertura del dosel; área basal; biomasa aérea; riqueza total; riqueza y densidad de árboles en regeneración. Se ha encontrado que la estrategia de restauración pasiva tiene éxito en el área de estudio ya que los valores observados para los indicadores (excepto el área basal y la biomasa) estaban por encima de los valores de referencia especificados para una restauración activa de 12 años. Nuestros resultados también muestran que, para la mayoría de los indicadores de éxito de la restauración, los valores de referencia establecidos para la evaluación de proyectos de restauración activa pueden ser superados a través de la regeneración natural no asistida, sugiriendo la viabilidad de la aplicación de estos protocolos de seguimiento para la evaluación de proyectos de restauración pasiva.

Gündüz y İmrek (2021) publican “Evaluación de la alteración del río mediante un nuevo índice hidromorfológico” en el que mencionan que los principales sistemas fluviales de las grandes cuencas hidrográficas se destruyen en su mayoría debido a las intensas

actividades humanas. Estos ríos son modificados por una serie de infraestructuras de agua como presas, vertederos de desvío, estructuras de control de inundaciones y trampas de sedimentos. Tales modificaciones alteran la hidrología, la continuidad y la calidad del hábitat de las masas de agua de los ríos y degradan su estado ecológico general. Se proporciona una evaluación sistemática y cuantitativa de la hidromorfología de los ríos con un índice compuesto basado en cuatro conjuntos de criterios (es decir, hidrología, continuidad del canal, calidad del hábitat y modificación del lecho) para evaluar el nivel de intervención humana. El índice desarrollado se prueba e implementa en la cuenca del río Gediz en Anatolia occidental (Turquía), que es una de las cuencas hidrográficas más importantes con respecto a los asentamientos humanos y la producción agrícola e industrial. Los resultados del índice desarrollado han revelado valores entre 42,36 y 88,14 en una escala de 0 a 100 y una disminución gradual en la calidad hidromorfológica general del río a lo largo de la trayectoria del flujo. El análisis ha demostrado que se encontró que los efectos de barrera son cruciales en la reducción de la continuidad del río y la modificación del lecho para el control de inundaciones ha resultado en la degradación de la calidad del hábitat de las riberas y las corrientes de agua. La metodología de índices desarrollada puede servir como una herramienta sistemática para evaluar la hidromorfología y su influencia asociada en el estado ecológico de los ríos. También puede ayudar a los responsables de la toma de decisiones a planificar y priorizar proyectos de restauración de ríos.

Guellaf y Kettani, (2021). “Evaluación del estado ecológico utilizando parámetros fisicoquímicos, bacteriológicos e índices bióticos de la cuenca del río Oued Martil en el noroeste de Marruecos” en el que comentan se llevó a cabo una evaluación de la calidad del agua de la cuenca del río Oued Martil (en el norte de Marruecos) que se encuentra bajo presiones naturales y antropogénicas durante un ciclo anual (primavera, verano, otoño de 2017 e invierno de 2018) en 20 estaciones de muestreo dentro de la cuenca. Esta evaluación se realizó utilizando índices bióticos que incluyen el IBMWP (Índice del Grupo de Trabajo de Monitoreo Biológico Ibérico), el QBR (Índice de Calidad Riparia) y el IHF (Índice de Hábitat Fluvial). También se evaluó la calidad fisicoquímica y bacteriológica con base en doce parámetros (temperatura, pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, demanda biológica de oxígeno, demanda química de oxígeno, materia



en suspensión, sulfato, nitrito, nitrato, coliformes fecales y estreptococos fecales) de las aguas superficiales. de la cuenca del río Oued Martil. Las puntuaciones de los índices bióticos, así como las mediciones de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, clasificaron las aguas de los tramos aguas arriba del río Oued Martil como de buena calidad, mientras que las de los tramos aguas abajo se clasificaron como de mala calidad. Sánchez-Pérez y Col. (2020) publicaron “Respuesta funcional del conjunto de peces a múltiples factores estresantes en un sistema fluvial mediterráneo altamente regulado” en el que mencionan que los ríos mediterráneos se caracterizan por fuertes limitaciones medioambientales y una fauna de peces muy endémica y con escasez de especies. En Europa, estos sistemas están expuestos a múltiples factores de estrés debido a las extensas actividades humanas. Se dispone de estudios sobre los efectos de algunos factores estresantes en los peces ribereños, pero hasta la fecha no se han evaluado las respuestas complejas de los conjuntos de peces a la interacción de la alteración del flujo con los cambios del hábitat físico y las especies invasoras. Este estudio analizó la respuesta de la diversidad funcional de las asociaciones de peces a múltiples factores estresantes en el sistema del río Segura en el sur de España. Se muestrearon conjuntos de peces en 16 sitios en dos períodos consecutivos (2009–2010 y 2013–2015). Posteriormente, evaluaron las respuestas de especialización funcional, originalidad y entropía (basadas en nueve rasgos funcionales y abundancias), así como la riqueza y abundancia de especies a la interacción de la alteración del régimen de flujo y el estado ecológico, la fragmentación y la abundancia de especies no nativas a través del espacio. y escalas temporales. El papel rector del régimen de flujo en la estructuración del conjunto de peces se superpuso a los cambios del hábitat físico, el deterioro y fragmentación de la calidad del agua, así como la presencia de especies de peces no nativas. Encontraron un aumento de la riqueza y abundancia de especies, pero disminución de la especialización funcional y originalidad en tramos de ríos con alto nivel de caudal base y condiciones hidrológicas más estables. Se observó patrón opuesto en tramos con severa reducción del caudal base y marcada inversión en el patrón estacional de caudales altos y bajos. Postularon que el uso de herramientas que consideren la identidad funcional de la especie como método para evaluar los efectos de las alteraciones ambientales sobre la biodiversidad de los peces podría mejorar las medidas de conservación de la fauna ictícola mediterránea. Además,

los flujos de diseño que imitan los patrones de régimen de flujo natural característicos de los ríos mediterráneos son una herramienta prometedora para proporcionar condiciones ambientales que favorecerían a los peces nativos dentro del conjunto y beneficiarían su conservación.

Ladrera y Col. (2019) en su publicación titulada “Impactos agrícolas en arroyos cercanos a las zonas vulnerables a los nitratos: un estudio de caso en la cuenca del Ebro, norte de España” comentan que la intensificación agrícola durante el último siglo ha provocado la degradación de los ríos en toda Europa. De la amplia gama de factores estresantes derivados de las actividades agrícolas que afectan a los ríos, la contaminación agrícola difusa ha recibido la mayor parte de la atención de administradores y científicos. El objetivo de este estudio fue determinar los principales factores estresantes que ejerce la agricultura intensiva en los arroyos alrededor de las Zonas Vulnerables a los Nitratos (NVZ), que son áreas de tierra que desembocan en aguas contaminadas por nitratos de acuerdo con la Directiva Europea de Nitratos (91/676 / EEC). El área de estudio estaba ubicada en el NO de La Rioja (norte de España), que tiene una de las concentraciones de nitrato más altas de la cuenca del Ebro. Las relaciones entre 40 variables ambientales y las características taxonómicas y funcionales de los conjuntos de macroinvertebrados (que son indicadores útiles de la calidad del agua) se analizaron en 11 tramos de arroyos afectados diferencialmente por la actividad agrícola río arriba. Los arroyos afectados por un mayor porcentaje de cobertura de tierra agrícola en la cuenca circundante tenían concentraciones de nitrato significativamente más altas que los sitios restantes. Sin embargo, la alteración hidromorfológica (es decir, simplificación de canales, bosques ribereños y degradación del hábitat), que está estrechamente relacionada con las prácticas agrícolas, fue el principal factor que afectó a los conjuntos de macroinvertebrados. Sugerimos que se implementen “buenas prácticas agrícolas” en los arroyos afectados por NVZ para revertir la degradación del arroyo, de acuerdo con la Directiva Marco Europea del Agua (WFD).

Anyinkeng y Col. (2020) publicaron “Potencial de fitorremediación de algunas macrófitas de un arroyo de lavado de autos en Buea, suroeste de Camerún” en el que mencionan que la fitorremediación es una técnica económica y respetuosa con el medio ambiente en la que se utilizan plantas verdes in situ para limpiar el suelo, los sedimentos

y el agua de metales pesados. Este estudio investigó el potencial de fitorremediación de seis macrófitas naturales de Nange (un arroyo en el municipio de Buea donde los automóviles han entrado y lavado durante más de 20 años). Se recolectaron muestras de plantas antes y después del lavado de autos y luego se analizaron para determinar la acumulación de cobre, zinc, plomo y cadmio. Hubo un aumento en la concentración de los cuatro metales pesados en el agua después del punto de lavado, y el Zn tuvo la concentración más alta (0,27 mg / L). La concentración media de metales pesados en el agua mostró que Zn y Pb tenían las concentraciones más altas (0,24 mg / L cada uno) mientras que la menor concentración se obtuvo en Cu (0,12 mg / kg). Las concentraciones de metales pesados en los sedimentos fueron más altas después del punto de lavado que antes. El cadmio tuvo la concentración más alta (5,58 mg / kg) mientras que el Cu tuvo la menor concentración (0,75 mg / kg). *Ludwigia peruviana* tuvo los BAF más altos para todos los metales pesados (22,95 para Cu, 33,41 para Zn, 21,79 para Pb y 7,85 para Cd). Las especies con los mínimos fueron: *Anubias barteri* para Cu (7.16), *Polygonum persicaria* para Zn (14.28), *Rorippa nasturtium-aquaticum* para Pb (11.60) y *Vallisneria spiralis* para Cd (1.98). *L. peruviana* tuvo los valores más altos de BAC (Cu = 10.11, Zn = 14.73, Pb = 11.39, Cd = 3.85) y valores de BCF (Cu = 12.84, Zn = 18.67, Pb = 10.40, Cd = 4.00). *A. barteri* tuvo el TF más alto (Cu = 1,49, Zn = 1,27, Cd = 1,99) excepto por Pb donde tanto *A. barteri* como *L. peruviana* tuvieron cada uno un TF de 1,10. Si bien se encontró que las seis plantas eran buenos acumuladores de metales pesados, *L. peruviana* mostró una eficiencia notable, lo que indica que la especie es un buen candidato para limpiar dichos ambientes.

Wong-Arguelles, y Col. (2020). “Credibilidad de la fitorremediación in situ para la restauración de entornos perturbados” en el que comentan que, en México, la contaminación por metales potencialmente tóxicos en el suelo y el agua representa importantes problemas ecológicos y de salud. Las plantas capaces de crecer en terrenos antropogénicamente modificados reflejan su capacidad de adaptación a diversas condiciones ambientales. La mayoría de los estudios de fitorremediación se llevan a cabo en condiciones de laboratorio y solo unos pocos estudios evalúan la capacidad de la fitoextracción en condiciones in situ. Este capítulo resume la información obtenida, por fuentes científicas, sobre los estudios de fitorremediación in situ realizados en México.

La mayoría de los estudios corresponden a sitios contaminados con metales traza por las actividades mineras. La información aquí descrita será útil para planificar la remediación de sitios contaminados por metales potencialmente tóxicos en México y puede extrapolarse a diferentes sitios contaminados con metales potencialmente tóxicos en todo el mundo. Aquí se describen cuatro plantas hiperacumuladoras de metales traza (*Hydrocotyle ranunculoides*, *Parietaria pensylvanica* y *Commelina diffusa* para Zn y *Rorippa nasturtium-aquaticum* para Cu). Las especies nativas deben ser estudiadas para establecer mecanismos de fitoextracción de metales e interacción con agua / suelo y microorganismos para mejorar la eficiencia de la fitorremediación in situ.

Jaeger, y Col. (2019) en su publicación “Variabilidad espacial y temporal en la atenuación de microcontaminantes orgánicos polares en una corriente urbana de tierras bajas” comentan que la contaminación de los ríos por trazas de compuestos orgánicos (TrOC) representa un riesgo para los ecosistemas acuáticos y la calidad del agua potable. Se espera que las condiciones ambientales que varían espacial y temporalmente desempeñen un papel importante en el control de la atenuación de los TrOC en la corriente. Esta variabilidad rara vez se capta mediante estudios in situ de atenuación de TrOC. En su lugar, se informan instantáneas o condiciones promedio ponderadas en el tiempo y las tasas de atenuación correspondientes. Se buscó investigar esta variabilidad y los factores que la controlan mediante el análisis de 24 TrOC en un tramo de 4,7 km del río Erpe (Berlín, Alemania). Los factores investigados incluyeron la luz solar y la temperatura del agua, así como la presencia de macrófitas. Se siguieron las constantes de la tasa de atenuación en 48 parcelas de agua por hora consecutivas a lo largo de dos secciones de río contiguas de diferentes características. La sección 1 estaba menos sombreada y más densamente cubierta de macrófitas sumergidas en comparación con la sección 2. La campaña de muestreo se repitió después de la remoción de macrófitas de la sección 1. Los hallazgos muestran que la sección 1 generalmente proporcionó condiciones más favorables tanto para la foto como para la biodegradación. La eliminación de macrófitas mejoró la fotólisis de algunos compuestos (por ejemplo, hidroclorotiazida y diclofenaco) al tiempo que redujo la biodegradación de metoprolol. Los productos de transformación ácido metoprolol y ácido valsartán se formaron a lo largo del tramo en todas las condiciones.

Kilunga, y Col. (2017) en su artículo “Acumulación de metales tóxicos y microcontaminantes orgánicos en sedimentos de ríos urbanos tropicales, Kinshasa, República Democrática del Congo” mencionan que la creciente contaminación de los recursos de agua dulce por metales tóxicos y contaminantes orgánicos persistentes (COP) es una de las principales preocupaciones ambientales a nivel mundial. Los sedimentos superficiales recolectados de tres ríos principales llamados Makelele, Kalamu y Nsanga, que drenan a través de la ciudad de Kinshasa, República Democrática del Congo, se caracterizaron por tamaño de grano, materia orgánica, metales tóxicos, COP (incluidos plaguicidas organoclorados (OCP), bifenilos policlorados (PCB), éteres difenílicos polibromados (PBDE) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP). Además, se realizó el factor de enriquecimiento (EF) y el índice de geoacumulación (Igeo) para determinar la fuente de metal y el estado de contaminación. Los resultados destacaron una alta concentración de metales tóxicos en todas las muestras de sedimentos, alcanzando los valores ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) de 325 (Cu), 549 (Zn), 165 (Pb) y 1,5 (Cd). Se detectaron valores altos de PCB y OCP en muestras de sedimentos, p. Ej. en el río Makelele, los valores de PCB variaron de 0,9 a 10,9 con un total de PCB ( $7 \text{ PCB} \times 4,3$ ):  $169,3 \mu\text{g kg}^{-1}$ ; OCP de 21,6 a 146,8 con OCP:  $270,6 \mu\text{g kg}^{-1}$ . Las concentraciones de PBDE fueron más altas en los ríos investigados en comparación con los valores detectados en muchos ríos del África subsahariana. El valor de PAHs osciló entre 22,6 y  $1011,9 \mu\text{g kg}^{-1}$ . La contaminación de los ríos puede explicarse por actividades domésticas intensas locales, escorrentías urbanas y agrícolas, descargas de aguas residuales industriales y hospitalarias a los ríos sin tratamiento previo. Esta investigación proporciona no solo una primera información de referencia sobre el alcance de la contaminación en este ecosistema tropical, sino que también representa herramientas útiles incorporadas para evaluar la calidad de los sedimentos en los sistemas receptores de ríos que se pueden aplicar a ambientes acuáticos similares.

Barhoumi y Col. (2019) en su artículo “Ocurrencia, distribución y riesgo ecológico de metales traza y contaminantes orgánicos en sedimentos superficiales de un río del sureste de Europa (río Some u Mic, Rumania)” mencionan que la creciente contaminación de los recursos de agua dulce por metales traza y contaminantes orgánicos persistentes es una

preocupación ambiental importante. Se investiga por primera vez, la distribución, las fuentes y el riesgo ecológico de los metales traza y contaminantes orgánicos, incluidos los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), los bifenilos policlorados (PCB) y los plaguicidas organoclorados (OCP), en sedimentos superficiales de un río del sureste de Europa (río Some u Mic, Rumania). Las concentraciones de Cd, Cr, Cu, Pb, Ni y Zn variaron de 0,04 a 0,4, 9,4 a 43,15, 7,2 a 65,6, 12,3 a 131,4, 14,7 a 47,7 y 42,1 a 236,8 mg kg<sup>-1</sup> dw, respectivamente. Las concentraciones de PAH, PCB y OCP totales variaron de 24,8 a 575,6, de 2,7 a 252,7 y de 2,1 a 44,3 ngg<sup>-1</sup> dw, respectivamente. Algunos parámetros de los sedimentos, es decir, el pH, el carbono orgánico total (COT) y el contenido de materia orgánica total (MO), desempeñaron un papel importante en la distribución espacial de los contaminantes. Un análisis combinado basado en índices de diagnóstico y análisis multivariados reveló que los HAP se originaban principalmente a partir de fuentes pirolíticas. Las composiciones de PCB mostraron signos de contaminación distintos para los PCB triclorados a tetraclorados, característica de la contaminación por mezclas técnicas de Aroclor-1016 y -1254. Los congéneres dominantes de OCP fueron -HCH y p, p-DDD, lo que refleja el uso anterior de HCH y DDT técnicos en prácticas agrícolas. La fuente de metales y el estado de la contaminación se evaluó mediante el índice de geoacumulación y el factor de enriquecimiento, que indican una contaminación generalizada por Pb, Cd, Zn, Ni y Cu. El uso de las Directrices de calidad de sedimentos (SQG), el cociente medio del rango del efecto medio (m-ERM-Q) y el factor equivalente tóxico (TEF) indicó que los mayores riesgos ecológicos ocurrieron para los PCB y DDT. Este trabajo presenta no solo información de línea de base inicial sobre el alcance de las contaminaciones orgánicas e inorgánicas en un río de interés ecológico y económico, sino que también proporciona una relación de diagnóstico / enfoque combinado estadístico que se puede utilizar para evaluar la calidad de los sedimentos en entornos similares.

Batt, y Col. (2017) publicaron “Estudio estadístico de contaminantes orgánicos persistentes: estimaciones de riesgo para los seres humanos y la vida silvestre a través del consumo de pescado de los ríos de EE. UU” en el que menciona que la EPA de EE. UU. realizó un estudio estadístico nacional de la contaminación de tejidos de peces en 540 sitios fluviales (que representan 82954 km de ríos) en 2008-2009, y analizó muestras para

50 contaminantes orgánicos persistentes (COP), incluidos 21 congéneres de PCB, 8 congéneres de PBDE y 21 plaguicidas organoclorados. Los resultados de la encuesta se utilizaron para proporcionar estimaciones nacionales de contaminación por estos COP. Los PCB fueron los más abundantes, medidos en el 93,5% de las muestras. Las concentraciones sumadas de los 21 congéneres de PCB tenían una media ponderada nacional de 32,7  $\mu\text{g} / \text{kg}$  y una concentración máxima de 857  $\mu\text{g} / \text{kg}$ , y excedieron el valor de detección de cáncer de salud humana de 12  $\mu\text{g} / \text{kg}$  en el 48% de la población nacional muestreada de ríos. km, y en el 70% de la población urbana muestreada. También se detectaron con frecuencia PBDE (92,0%), clordano (88,5%) y DDT (98,7%), aunque en concentraciones más bajas. Los resultados se examinaron por subpoblaciones de ríos, incluidas las urbanas o no urbanas y tres ecorregiones definidas. Los PCB, PBDE y DDT se encuentran en concentraciones significativamente más altas en los peces de los ríos urbanos que en los no urbanos; sin embargo, la distribución varió más entre las ecorregiones. Los valores de detección de vida silvestre publicados anteriormente para especies de aves y mamíferos se convirtieron de pescado entero a valores de detección de filetes y se utilizaron para estimar el riesgo para la vida silvestre a través del consumo de pescado.

## **2.2. Marco Conceptual**

### **2.2.1 Las Zonas Ribereñas o Riberas**

El agua dulce es esencial para la vida y ha sido un componente clave para el desarrollo de la civilización humana y el elemento básico para el manejo de cuencas. A escala de cuenca, los cauces (canales) y áreas aledañas son completamente interdependientes con el paisaje del que forman parte. Esta conexión es esencial para el desarrollo de los sistemas ribereños, de los cuales la sociedad deriva muchos bienes y servicios. Sin embargo, la extensión del manejo de los corredores ribereños, humedales y paisajes resulta en una desconexión de los canales del río desde sus paisajes, con ruptura del flujo de los beneficios sociales, económicos y ecológicos. Los sistemas ribereños han sido sustancialmente alterados a nivel mundial, desde los inicios de la población humana. Las

presiones antropogénicas, en particular los patrones de futuros desarrollos, comprometen la integridad ecológica de los ríos a escala global. (Guevara et al, 2008)

El manejo de los ecosistemas de agua dulce para el uso del hombre generalmente ha seguido rutas insostenibles que degradan las funciones naturales, las cuales sostienen la vida a largo plazo con oportunidades económicas y de calidad de vida. Históricamente, los controles legales sobre contaminación de ríos se han enfocado en reparar los daños después de que estos han ocurrido. Por tanto, existe una necesidad apremiante de cambiar de enfoque sobre el manejo ribereño, hacia un reconocimiento de que el ambiente fluvial es un sistema dinámico y complejo, en el que se basan los beneficios socioeconómicos. Muchos ejemplos de la degradación de ríos son el resultado de un inapropiado uso del suelo y del agua en agricultura, ganadería, cosecha forestal, urbanización, etc. Estas actividades alteran la estructura del paisaje rural e incrementan la cantidad de sustancias tales como sedimentos, nitrógeno, cloruros, entre otros elementos que convergen a los arroyos. La magnitud relativa de la contribución por descarga de aguas residuales, fertilizantes y depósitos atmosféricos depende de los mosaicos que cubren las cuencas (Guevara et al, 2008). El uso de las zonas ribereñas se ha establecido como un enlace clave entre las zonas agrícolas y el ambiente ribereño. Se ha postulado que las riberas, como áreas de amortiguación (riparian buffer zones), son efectivas en la reducción de las concentraciones de nutrientes que viajan a través del agua de escorrentía superficial y subsuperficial (Guevara et al, 2008).

Las zonas ribereñas constituyen uno de los ecosistemas más diversos, dinámicos y complejos sobre la tierra. Su composición biótica, geomorfología, hidrología, microclima y química son casi siempre muy diferentes de las zonas altas. Estas zonas son sitios frecuentes de incremento de las perturbaciones naturales (por ejemplo, crecidas), mientras simultáneamente funcionan como buffer o barreras para otras perturbaciones naturales. Esto incluye su uso como fuente de agua para la disminución, como zonas de seguridad y como puntos de control y barrera contra el fuego. A pesar de los recursos, valores bióticos y humanos, pocos estudios han investigado el papel que desempeñan las áreas ribereñas en los patrones y procesos a diferentes escalas espaciales y temporales en los ríos.



### **2.2.2. Fundamentos para la Ecología Ribereña**

Existen actualmente diversos enfoques que dan significado al término ribereño (riparian o riparia). Esto ha creado, en algunos casos, confusión para delimitar el área de trabajo y de investigación. Naiman et ál., (2005) detallan algunos aspectos de terminología usados en el estudio ecológico de las zonas ribereñas. Palabras como riparius, de origen latino, significa “de o que pertenece a la orilla o ribera de un río”. El término ribereño (riparian) en general reemplaza el latino y normalmente describe las comunidades bióticas que viven sobre los bordes de arroyos y lagos. Por tanto, ribereño se ha usado como adjetivo y ripario (a) como un nombre singular o plural, para describir los ensambles bióticos de las zonas de transición suelo – agua, asociadas con los sistemas acuáticos (Naiman et ál., 2005). Las comunidades ribereñas constan no solo de grandes árboles, sino también de la flora y fauna que se encuentran asociadas con el sistema suelo – sedimento. Sin embargo, la mayor parte de la información disponible comprende estudios sobre comunidades vegetales aledañas a quebradas, arroyos y ríos. En la actualidad se ha incrementado el estudio de las comunidades faunísticas asociadas con el ambiente ribereño. Buena parte de la ecología ribereña se ha enfocado en el estudio de las zonas inundables, o floodplains, las cuales pueden contener lagos y humedales fluviales conectados a los cauces de los ríos mediante el flujo de agua superficial y subterránea. El término ripario, claramente comprende la zona de transición o ecotono entre los componentes acuáticos y terrestres del paisaje rural o suburbano. (Guevara et al, 2008)

Las áreas ribereñas han recibido niveles variables de atención dependiendo del campo de interés. Durante más de una centuria el término ribereño ha sido estrechamente asociado con leyes del agua. Un derecho ribereño de agua generalmente provee a un propietario el derecho a usar una parte de ese recurso hídrico para diferentes propósitos, cuyos límites están enmarcados en los bordes de un arroyo, río u otro cuerpo de agua. El reconocimiento del término ribereño en ciencia básica ha sido mucho más reciente; desde 1970 ha ocurrido una explosión de información sobre aspectos ecológicos, hidro biológicos, biogeoquímicos, estéticos, culturales y sociales relacionados con las zonas ribereñas. Debido a lo relativamente nuevo de nuestro entendimiento sobre cómo funcionan las

áreas ribereñas, una definición ecológica precisa y simple del término aún no ha surgido. Sin embargo, la mayoría de las definiciones científicas de “ribereño” comparten características comunes, que incluyen escala, hidrología, fauna, flora y, algunas veces, tipo de suelo (NRC, 2002). Debido a la carencia de una definición consistente, particularmente de fácil utilidad para las entidades ambientales cuyos programas pretenden proteger y manejar dichas áreas, en el presente documento se consideró la definición del National Research Council (Guevara et al, 2008)

Las áreas ribereñas son zonas de transición entre los ecosistemas terrestres y acuáticos. Se distinguen por gradientes en las condiciones biofísicas, ecológicas, de procesos y de la biota. Estas son áreas a través de las cuales la hidrología superficial y subsuperficial conecta los cuerpos de agua con sus zonas adyacentes. Esto incluye aquellas porciones de los ecosistemas terrestres que influyen significativamente en el intercambio de materia y energía con los ecosistemas acuáticos (i.e., una zona de influencia). Las zonas ribereñas están adyacentes a corrientes de agua efímera, intermitente y perenne, lagos y líneas costeras estuarino – marinas.

Una característica importante de esta definición es que el concepto de área ribereña presenta gradientes en las condiciones ambientales y en las funciones entre la altiplanicie y los ecosistemas acuáticos. Aunque las áreas ribereñas comprenden parte de los humedales en un escenario paisajístico típico, y también incluyen porciones acuáticas y de tierras altas, existen distinciones relevantes entre estos sistemas (Naiman et ál., 2005). Para la Dra. Adriana Kutschker y la Lic. Gabriela Papazian (2014), los ambientes ribereños son una parte esencial de los ecosistemas fluviales. Constituyen la zona de transición o interfaz entre los sistemas acuático y terrestre, y actúan como un cinturón de protección para el río o arroyo, atenuando los potenciales efectos negativos derivados de las presiones y amenazas del entorno. Presentan una estructura compleja y heterogénea, con interacciones físicas, químicas y biológicas que le confieren propiedades particulares al suelo y a la vegetación. La vegetación de ribera constituye, por lo tanto, uno de los elementos fundamentales en la regulación de los procesos fluviales. (Guevara et al, 2008) La delimitación física y ecológica de las riberas varía de un sistema fluvial a otro y no resulta una tarea sencilla. Las mismas podrían definirse como las franjas de terreno

existentes entre el nivel ocupado habitualmente por las aguas bajas del río, y el límite superior alcanzado en las inundaciones extraordinarias.

Los bosques ribereños, en un sentido amplio, corresponden a la masa boscosa que crece en las márgenes de los ríos o sus llanuras de inundación, y que brinda funciones y servicios ambientales particulares. Además de proporcionar hábitats propicios para especies de plantas y animales, amortiguan el ingreso de sedimentos y contaminantes a los cursos de agua, regulan la entrada de luz y disminuyen la temperatura del agua por sombreado, lo cual repercute en la estructura y la dinámica de los diferentes niveles tróficos. Una buena cobertura vegetal en las riberas modera la fuerza de las crecidas estabilizando las márgenes del río y evitando su erosión; en sitios con suelos permeables y bajo coeficiente de escorrentía, aumenta la capacidad de infiltración y retención del agua, permitiendo la recarga de los acuíferos. Asimismo, la caída de troncos aumenta la complejidad estructural del cauce y favorece tanto la retención de partículas como la creación de nuevos hábitats. En este contexto, mantener la integridad de los bosques ribereños contribuye a conservar la calidad y biodiversidad de los ecosistemas acuáticos y su entorno. (Guevara et al, 2008)

A pesar de la importancia de los ecosistemas ribereños, y de los cursos de agua que le dan origen, estos ambientes están entre los paisajes más fuertemente degradados por acción del hombre. Además de la expansión urbana, se desarrollan distintas actividades (extracción forestal, agricultura, ganadería extensiva e intensiva, plantaciones con coníferas exóticas), que de manera directa o indirecta afectan la integridad ecológica de los sistemas acuáticos.

En la actualidad, en varios países hay acciones orientadas a restaurar aquellos corredores ribereños afectados por los diversos usos de la tierra. Existen diferentes formas de manejo en estos ecosistemas, como la rehabilitación, revegetación, regeneración o restauración, tendientes a recuperar los procesos fluviales, incrementar la resiliencia del ecosistema acuático, establecer un sistema compatible con el uso de la tierra o recuperar el paisaje natural. La elección de la intervención más adecuada va a depender de las condiciones del entorno inmediato al río (dimensión transversal) y del estado de los tramos situados aguas arriba y abajo del tramo a tratar (dimensión longitudinal).

Los valores y funciones que presentan los bosques de ribera los hacen excelentes indicadores de la gestión del territorio y son útiles como elemento clave para la calificación del estado ecológico de los ríos y arroyos.

En la actualidad, existen numerosos índices que permiten evaluar la calidad ecológica de las riberas, de manera rápida y eficaz. Entre ellos, se puede citar el Índice de Calidad de Bosques de Ribera (QBR) propuesto originalmente para ríos de España, y que fuera adaptado a ríos andino – patagónicos (QBRp) por este equipo de trabajo. Este índice evalúa aspectos relacionados a la estructura de la cubierta vegetal, el grado de cobertura y la calidad de la vegetación, la conectividad longitudinal y lateral (con los ecosistemas naturales circundantes) y la naturalidad del canal fluvial.

El índice de hábitat fluvial (IHF) pretende valorar la capacidad del hábitat físico para albergar una fauna determinada. A una mayor heterogeneidad y diversidad de estructuras físicas del hábitat le corresponde una mayor diversidad de las comunidades biológicas que lo ocupan (Smith & Smith, 2000). El hábitat suministra espacio físico y proporciona fuente de alimento para las especies. Estas características del hábitat constituyen *The Templet* en el cual la evolución forja estrategias de vida características que adaptan a las especies al ambiente (Southwood, 1988). La heterogeneidad del hábitat fluvial se considera actualmente como uno de los principales factores de influencia de la riqueza de especies de invertebrados acuáticos (Voelz & McArthur, 2000). Bajo esta premisa se han desarrollado técnicas y métodos de muestreo en ríos para evaluar la calidad biológica en función de los macroinvertebrados, y en los cuales se contempla el muestreo de todos los hábitats fluviales existentes para obtener listados exhaustivos de las especies presentes (Pardo et al, 2002).

Se ha aplicado a diferentes ríos y arroyos patagónicos, principalmente de la provincia de Chubut, a partir de su inclusión en numerosos proyectos de investigación. Esto ha permitido evaluar la calidad ecológica de los bosques de ribera en ríos y arroyos de diferentes cuencas, que se encuentran sometidos a distintos usos de la tierra.

Vázquez y col. (2018) menciona que las orillas de ríos y arroyos son zonas de transición entre los ecosistemas terrestres y acuáticos (zonas ribereñas). En ellas la vegetación presente, compuesta por árboles, arbustos y hierbas, es conocida como vegetación ribereña. Las plantas de la zona ribereña están adaptadas a las fluctuaciones del nivel del

agua de los ríos que se presentan en épocas de secas y de lluvias. En secas, el nivel del agua de los ríos baja, mientras que en lluvias las orillas se inundan, por lo que las especies están sometidas a un gran estrés hídrico. Por otro lado, al encontrarse en esta zona de transición terrestre – acuática, la vegetación ribereña es muy importante ya que ofrece diversos servicios ambientales. Por ejemplo, las raíces de los árboles y arbustos en las orillas permiten que la infiltración del agua en el suelo sea mayor, lo que disminuye la erosión de las orillas de los ríos y reduce las escorrentías superficiales, de manera que se recarga el manto freático. Al retener el agua, la vegetación ribereña no solo ayuda a que las inundaciones río abajo sean menores, también mantiene la calidad del agua de los ríos al actuar como filtro, ya que retiene sedimentos, nutrientes y contaminantes, impidiendo que lleguen a las corrientes de agua.

La vegetación ribereña también contribuye a la conservación de la biodiversidad, ya que ofrece condiciones adecuadas para la presencia de una gran diversidad de especies, tanto terrestres como acuáticas, como por ejemplo aves, ranas (anfibios), peces e insectos acuáticos. Por un lado, la sombra de los árboles permite que la cantidad de luz y la temperatura sean propicias para estos organismos, mientras que la hojarasca acumulada en el cauce del río les sirve como sustrato, refugio y/o alimento. Además, por encontrarse a lo largo de grandes extensiones a lo largo de los ríos, la vegetación ribereña forma corredores que favorecen el movimiento de plantas y animales, incrementando la biodiversidad del paisaje. Durante las últimas décadas, la expansión de la agricultura y la ganadería ha eliminado o reducido al mínimo la vegetación ribereña en muchos ríos, lo que ha modificado la función ecológica que desempeña, y los servicios ambientales que aporta, como la calidad del agua de los ríos. Recientemente, se han realizado estudios en arroyos de la cuenca alta del río La Antigua donde se observaron las características y su funcionamiento, considerando la presencia o la ausencia de la vegetación ribereña. En presencia de vegetación ribereña, se encontró que el nivel del agua fue constante durante todo el año y la calidad del agua era mejor, más transparente, ya que tenía menos sedimentos suspendidos (es decir, estaba menos lodosa) y con pocos nutrientes. En contraste, en ausencia de la vegetación ribereña, se observó que los ríos tenían más agua durante de la época de lluvias, pero disminuía drásticamente en las secas, además estaba más lodosa y con muchos nutrientes y contaminantes.

El estado de salud de un río, y por tanto de la calidad del agua, también se puede analizar a través de la presencia de algunos organismos, como lo son algunas especies de peces, macroinvertebrados y algas llamadas “especies indicadoras”, las cuales pueden ser muy tolerantes o muy sensibles a los cambios en la calidad del agua y a la presencia de contaminación. En particular las algas son consideradas indicadores ecológicos ideales, ya que responden rápidamente a las alteraciones en la calidad del agua. Las algas que predominan en los arroyos son las diatomeas, que son organismos microscópicos y se pueden encontrar sobre diferentes sustratos como plantas, piedras y el sedimento de los ríos, entre otros sustratos.

Las especies de diatomeas tienen diferentes requerimientos de nutrientes, temperatura y luz, y varía su tolerancia a las perturbaciones. De esta forma, al identificar la presencia de las diferentes especies de diatomeas, podemos conocer la calidad del agua que corre por el río.

### **2.2.3. Contaminantes del Agua**

Según Custodio (2017), Los principales contaminantes del agua son los siguientes:

Aguas residuales y otros residuos que demandan oxígeno (en su mayor parte materia orgánica, cuya descomposición produce la desoxigenación del agua).

Agentes infecciosos.

Nutrientes vegetales que pueden estimular el crecimiento de las plantas acuáticas. Éstas, a su vez, interfieren con los usos a los que se destina el agua y, al descomponerse, agotan el oxígeno disuelto y producen olores desagradables.

Productos químicos, incluyendo los pesticidas, varios productos industriales, las sustancias tensioactivas contenidas en los detergentes, y los productos de la descomposición de otros compuestos orgánicos.

Petróleo, especialmente el procedente de los vertidos accidentales.

Minerales inorgánicos y compuestos químicos.

Sedimentos formados por partículas del suelo y minerales arrastrados por las tormentas y escorrentías desde las tierras de cultivo, los suelos sin protección, las explotaciones mineras, las carreteras y los derribos urbanos.

Sustancias radiactivas procedentes de los residuos producidos por la minería y el refinado del uranio y el torio, las centrales nucleares y el uso industrial, médico y científico de materiales radiactivos. (Custodio, 2017)

Residuos sólidos dispuestos en forma inadecuada sobre el suelo son también una fuente de contaminación de las aguas superficiales o subterráneas, mientras que contaminantes del aire como el dióxido de azufre pueden también constituirse en contaminantes del agua, en este caso a través de su precipitación en forma de lluvia ácida. (Custodio, 2017)

### **2.2.3.1 Características Químicas del Agua tomadas en cuenta**

Según Fedorov y Col (2019) los parámetros serían:

La medida del contenido orgánico. A lo largo de los años, se han ido desarrollando diferentes ensayos para la determinación del contenido orgánico de las aguas residuales. En general, los diferentes métodos pueden clasificarse en dos grupos, los empleados para determinar altas concentraciones de contenido orgánico y los empleados para determinar las concentraciones a nivel traza.

El primer grupo incluye los siguientes ensayos de laboratorio: demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), y carbono orgánico total (COT). En el pasado, se empleaban otros ensayos, entre los que destacaban nitrógeno total y albuminoide, nitrógeno orgánico y amoniacal, y oxígeno consumido. Estas determinaciones aun figuran en los análisis completos de aguas residuales, excepción hecha de las determinaciones relativas al nitrógeno albuminoide y al oxígeno consumido. Sin embargo, su importancia ya no es la misma. Mientras que antes se empleaban casi exclusivamente como indicadores de la materia orgánica, actualmente se emplean para determinar la disponibilidad de nitrógeno para mantener la actividad biológica en los procesos de tratamiento de aguas residuales industriales y para evitar indeseables proliferaciones de algas en las aguas receptoras.

**Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)** La DBO es el método usado con mayor frecuencia en el campo de tratamiento de las aguas residuales. Si existe suficiente oxígeno disponible, la descomposición biológica aerobia de un desecho orgánico continuará hasta que el desecho se haya consumido. El período de incubación estándar es

de 5 días a 20°C, pero se pueden usar tiempos mayores y otras temperaturas, la oxidación bioquímica es un proceso lento, cuya duración es, en teoría, infinita. En un período de 20 días se completa la oxidación del 95 a 99% de la materia carbonosa, y en los 5 días que dura el ensayo de la DBO se llega a oxidar entre el 60 y 70%. Se asume la temperatura de 20°C como un valor medio representativo de temperatura que se da en los cursos de agua que circulan a baja velocidad en climas suaves, y es fácilmente duplicada en un incubador.

**Demanda Química de Oxígeno (DQO)** El ensayo de la DQO se emplea para medir el contenido de materia orgánica tanto de las aguas naturales como de las residuales. En el ensayo, se emplea un agente químico fuertemente oxidante en medio ácido para la determinación del equivalente de oxígeno de la materia orgánica que puede oxidarse. El dicromato de potasio proporciona excelentes resultados en este sentido. El ensayo debe hacerse a altas temperaturas. Para facilitar la oxidación de determinados tipos de compuestos orgánicos es preciso emplear un catalizador (sulfato de plata). El ensayo de la DQO también se emplea para la medición de la materia orgánica presente en aguas residuales industriales y municipales que contengan compuestos tóxicos para la vida biológica. En muchos tipos de aguas residuales es posible establecer una relación entre DBO y DQO. Ello puede ser de gran utilidad puesto que la primera necesita 5 días para ser determinado frente a las tres horas que necesita la DQO para ser determinada.

Una vez establecida la correlación entre ambos parámetros, pueden emplearse las medidas de la DQO para el funcionamiento y control de las plantas de tratamiento.

**Carbono Orgánico Total (COT)** Este método es especialmente indicado para pequeñas concentraciones de materia orgánica. El ensayo se lleva a cabo inyectando una cantidad conocida de la muestra en un horno a temperaturas altas, o en un medio químicamente oxidante. En presencia de un catalizador, el carbono orgánico se oxida a anhídrido carbónico, la producción del cual se mide cuantitativamente con un analizador de infrarrojos. El ensayo puede realizarse en muy poco tiempo y su uso se está extendiendo muy rápidamente. No obstante, algunos compuestos orgánicos presentes pueden oxidarse, lo cual conducirá a valores medidos del COT ligeramente inferiores a las cantidades realmente presentes en la muestra.



Materia orgánica. Son varios los componentes inorgánicos de las aguas residuales y naturales que tienen importancia para la determinación y control de la calidad del agua. Las concentraciones de las sustancias inorgánicas en el agua aumentan tanto por el contacto del agua con las diferentes formaciones geológicas, como por las aguas residuales, tratadas o sin tratar, que a ella se descargan.

Alcalinidad. La alcalinidad de un agua residual está provocada por la presencia de hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos de elementos como el calcio, el magnesio, el sodio, el potasio o el amoníaco. De entre todos ellos, los más comunes son el bicarbonato de calcio y el bicarbonato de magnesio. La alcalinidad ayuda a regular los cambios del pH producido por la adición de ácidos. Normalmente el agua residual es alcalina, propiedad que adquiere de las aguas de tratamiento, el agua subterránea, y los materiales añadidos en los usos domésticos.

Nitrógeno. Los elementos nitrógeno y fósforo son esenciales para el crecimiento de protistas y plantas, razón por la cual reciben el nombre de nutrientes o bioestimuladores. Trazas de otros elementos, tales como el hierro, son necesarias para el crecimiento biológico. No obstante, el nitrógeno y el fósforo son, en la mayoría de los casos, los principales elementos nutritivos. Puesto que el nitrógeno es absolutamente básico para la síntesis de proteínas, será preciso conocer datos sobre la presencia del mismo en las aguas, y en que cantidades, para valorar la posibilidad de tratamiento de las aguas residuales domésticas e industriales, mediante procesos biológicos.

### CAPITULO III

#### MATERIAL Y METODOS

##### 2.1. Zonas de Estudio

El trabajo se realizó en la cuenca del río Chili, considerando la zona de influencia de la ciudad de Arequipa; se tomaron 06 zonas de estudio cuya ubicación y descripción se observan en la siguiente tabla

**Tabla No. 2.1 Zonas de trabajo consideradas**

CÓDIGO	COORDENADAS UTM (WGS 84)		ALTITUD (msnm)	DESCRIPCIÓN
	NORTE	ESTE		
Zona - 01	8 193482	230080	2527	Santuario de Chapi
Zona - 02	8188462	229199	2382	Convento de Chilina
Zona - 03	8184448	228152	2168	Puente San Martín
Zona - 04	8 182385	226739	2136	Variante
Zona - 05	8178857	222766	2042	Puente de Tiabaya
Zona - 06	218967	8182157	1872	Uchumayo

El trabajo de campo se realizó entre los meses de setiembre a noviembre del año 2021, considerando la época de estiaje en la cual los contaminantes alcanzan mayor concentración por haber menor volumen de agua.



**Figura No. 1 Ubicación de las zonas de estudio**

La tabla y figura anterior muestran la ubicación de las zonas de estudio consideradas para el presente trabajo de investigación, los criterios utilizados para la elección de las mismas fueron:

Se trató de considerar dos zonas en el área previa a la influencia de la ciudad sobre la cuenca del río Chili (Zona 01 y Zona 02), otras dos zonas consideradas directamente en el área de influencia (Zona 03 y Zona 04) y las últimas dos zonas posteriores al área de influencia de la ciudad de Arequipa (Zona 05 y Zona 06).

Otro criterio estuvo determinado por la accesibilidad de la zona para poder tomar la información correspondiente.

## **2.2. Determinación del índice de hábitat fluvial (IHF)**

Se consideró la determinación del índice de hábitat fluvial para poder establecer la disposición espacial de los problemas de contaminación presentes en el río Chili; para ello se aplicó la metodología descrita por Acosta y Col. (2009), cuya información es recogida en la siguiente tabla:

**Tabla No. 2.2 Determinación del índice de hábitat fluvial (IHF)**

<b>BLOQUES</b>		<b>Puntuación</b>	<b>ZONA</b>
<b>1. Inclusión de rápidos</b>			
Rápidos	Piedras, cantos y gravas no fijadas por sedimentos finos. Inclusión 0-30%	10	
	Piedras, cantos y gravas poco fijadas por sedimentos finos. Inclusión 30-60%	5	
	Piedras, cantos y gravas medianamente fijadas por sedimentos finos. Inclusión > 60%	0	
<b>Total (una categoría)</b>			
<b>2. Frecuencia de rápidos</b>			
	Alta frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos/ ancho del río < 7	10	
	Escasa frecuencia de rápidos. Relación distancia de rápidos ancho de río 7 - 15	8	
	Ocurrencia ocasional de rápidos. Relación distancia de rápidos ancho de río 16-25	6	
	Constancia de flujo laminar o rápidos someros. Relación distancia de rápidos ancho de río > 25	4	
	Sólo posas	2	
<b>Total (una categoría)</b>			
<b>3. Composición de sustrato (en caso de ausencia absoluta del valor debe ser 0 para cada apartado)</b>			
	% Bloques y piedras	1 – 10 %	2
		> 10%	5
	% Cantos y gravas	1 – 10 %	2
		> 10%	5
	% Arena	1 – 10 %	2
		> 10%	5
	% Limo y arcilla	1 – 10 %	2
		> 10%	5
<b>Total (una categoría)</b>			
<b>4. Regímenes de velocidad /profundidad</b>			
Somero: < 0.5 m/s	Cuatro categorías: lento-profundo, lento-somero, rápido-profundo, rápido-somero	10	
Lento: < 0.3 m/s	Sólo 3 de las 4 categorías	8	
	Sólo 2 de las 4 categorías	6	
	Sólo 1 de las 4 categorías	4	
<b>Total (una categoría)</b>			

<b>5. Porcentaje de sombra en el cauce</b>		
	Sombreado con ventanas	10
	Totalmente en sombra	7
	Grandes claros	5
	Expuesto	3
<b>Total (una categoría)</b>		
<b>6. Elementos de heterogeneidad (si hay ausencia de hojarasca el valor debe ser 0 puntos)</b>		
	Hojarasca > 10 % ó < 75 %	4
	Hojarasca < 10 % ó > 75 %	2
	Presencia de troncos y ramas	2
	Raíces expuestas	2
	Diques naturales	2
<b>Total (una categoría)</b>		
<b>7. Cobertura de vegetación acuática (en caso de ausencia absoluta el valor debe ser cero para cada apartado)</b>		
% Plocon + Briofito	10 – 50 %	10
	< 10 % ó > 50 %	5
	Ausencia absoluta	0
% Pecton	10 – 50 %	10
	< 10 % ó > 50 %	5
	Ausencia absoluta	0
% Fanerógamas	10 – 50 %	10
	< 10 % ó > 50 %	5
	Ausencia absoluta	0
<b>Total (una categoría)</b>		
<b>PUNTUACIÓN TOTAL (suma de puntuaciones anteriores)</b>		
<b>&lt; 40 Mala Calidad de Hábitat, 40 -75 Regular Calidad de Hábitat; &gt; 75 Calidad Óptima de Hábitat</b>		

El método corresponde a realizar un análisis de una porción tomada de la cuenca, para el presente trabajo se consideró 200 metros lineales de la cuenca en cada una de las zonas consideradas; en ésta se hace una evaluación de siete bloques los cuales corresponden a:

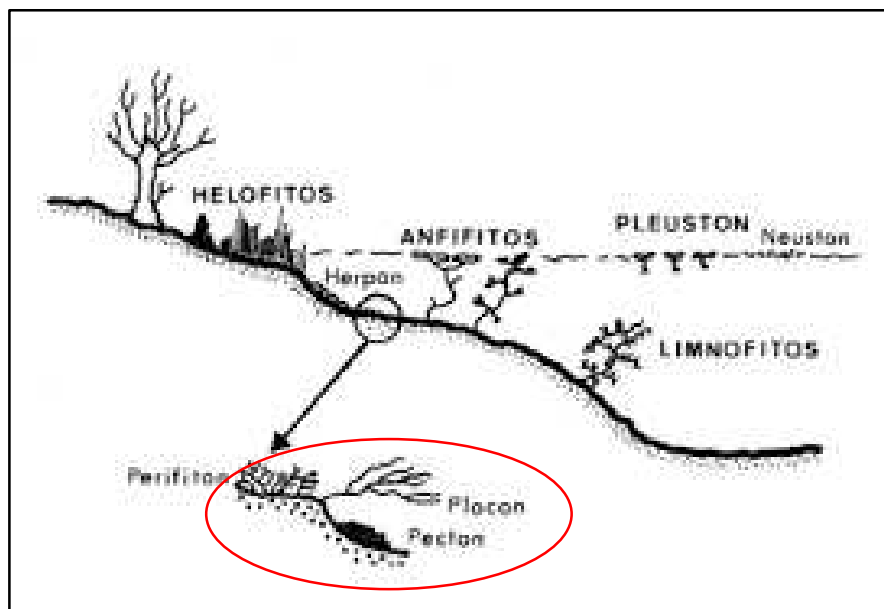
1. Inclusión de rápidos; en el cual a partir de la observación de algunas de las características del sustrato nos permite establecer la presencia de los denominados rápidos, se debe considerar en la superficie de los 200 metros un análisis porcentual de determinados componentes como son Piedras, cantos y gravas los

cuales deben estar fijadas o no con sedimentos finos; cada una de estas posibilidades presenta un determinado puntaje que va de 0 a 10.

2. Frecuencia de rápidos; para este segundo bloque se considera cuán frecuente se presentan los rápidos en la zona considerada de estudio, es decir, en los 200 metros para ello se establece una relación entre la distancia que existe de un rápido a otro y el ancho del río; de acuerdo a ello si el valor de la relación es menor de 7 o hasta mayor de 25 se establecen puntajes que van de 2 a 10 puntos.
3. Composición del sustrato; tome en cuenta y complementa la observación del bloque, uno estableciendo la proporción porcentual de la presencia de bloques y piedras, cantos y gravas, arena, lino y arcilla.
4. Regímenes de velocidad/profundidad; en este caso se considera una velocidad denominada somera aquella que tiene valores menores de 0.5 m/s y una lenta aquella que tiene valores menores a 0.3 m/s; en base a ellos se establecen cuatro categorías posibles a observar en la zona de estudio que son, lento-profundo, lento-somero, rápido-profundo, rápido-somero.
5. Porcentaje de sombra en el cauce; este bloque mide un poco la presencia de vegetación en los bordes y que invade por la parte aérea el cauce, las categorías consideradas son, sombreado con ventanas, totalmente en sombra, grandes claros, y expuestos.
6. Elementos de heterogeneidad; considerando ciertos elementos que hacen diferencia que permiten establecer la dinámica de la cuenca estos son hojarasca, presencia de troncos y ramas, raíces expuestas y diques naturales.
7. Cobertura de vegetación acuática; este caso resulta fundamental para los objetivos del presente trabajo y corresponde al análisis del tipo de vegetación que se encuentra asociado entre orilla y río es decir correspondiente a plantas fundamentalmente hidrófilas dentro de ellos tenemos Plocon + Briofita, Pecton y fanerógamas.

Se denomina Plocón, a la vegetación que se encuentra fijada en el fondo de agua y cuyas partes vegetativas flotan en toda la columna de agua

Se denomina Pectos, a las especies vegetales que se ubican como almohadillas en el fondo de los cuerpos de agua normalmente asociado a orillas.



**Figura No. 2 Ubicación de las zonas de estudio**

La figura anterior nos muestra de manera gráfica la definición de Plocón y Pecton.

### **2.3. Determinación de las características fisicoquímicas**

Los parámetros considerados en la evaluación corresponden a la temperatura de agua y temperatura de sustrato, presencia de barro anaeróbico y contenido de materia orgánica en el sustrato:

Temperatura; para la temperatura se consideró el Soil and wáter tester, que permite medir temperatura tanto en agua como en sustrato.



**Figura No. 3 Medidor de temperatura en agua y sustrato**

Para la determinación de materia orgánica en el sustrato se extrajo una cantidad aproximada de 1.5 kilogramos del mismo, este se llevó a la estufa hasta eliminar totalmente la humedad (dos pesos iguales), de ellos se pesaron 100 g del sustrato seco y se le llevó a la mufla a 900 °C asegurándose que toda la materia orgánica sea combustión CO<sub>2</sub> y agua; luego de ello se procedió a pesar el resultante y por diferencia se obtuvo el valor de la materia orgánica.

#### **2.4. Determinación del cromo total**

Para la determinación del cromo total que se hizo en sustrato, agua y en tejidos vegetales se utilizó la tecnología de la espectrofotometría de absorción atómica, considerando el filtro correspondiente a cromo total, el trabajo se realizó con el apoyo de laboratorio PROCEIN. S.A.C.



## CAPITULO IV

### RESULTADOS Y DISCUSION

#### 3.1. Determinación del índice de hábitat fluvial (IHF)

Para poder hacer un análisis integral de la problemática de la remanencia de un determinado contaminante en un río (Windsor, et al. 2019; Siddiqui, et. al. 2019), para el presente caso específicamente del cromo, resulta importante determinar el índice de hábitat fluvial (IHF), ya que a partir de él se estudió y se obtuvo información que permitió, de cierta manera, explicar la naturaleza y dinámica del contaminante a lo largo de toda la porción del río.

##### 3.1.1. Índice de calidad de hábitat para la Zona 01; Santuario de Chapi

Inicialmente se hizo el análisis para la denominada zona 01 que corresponde al Santuario de Chapi



**Figura No. 3.1. Zona 01, correspondiente al Santuario de Chapi**

**Tabla No. 3.1 Determinación del índice de hábitat fluvial (IHF) para la Zona 01, Santuario de Chapi**

BLOQUES		Puntuación	ZONA 01
<b>1. Inclusión de rápidos</b>			
Rápidos	Piedras, cantos y gravas no fijadas por sedimentos finos. Inclusión 0-30%	10	X
	Piedras, cantos y gravas poco fijadas por sedimentos finos. Inclusión 30-60%	5	
	Piedras, cantos y gravas medianamente fijadas por sedimentos finos. Inclusión > 60%	0	
<b>Total (una categoría)</b>			<b>10</b>
<b>2. Frecuencia de rápidos</b>			
	Alta frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos/ ancho del río < 7	10	X
	Escasa frecuencia de rápidos. Relación distancia de rápidos ancho de río 7 - 15	8	
	Ocurrencia ocasional de rápidos. Relación distancia de rápidos ancho de río 16-25	6	
	Constancia de flujo laminar o rápidos someros. Relación distancia de rápidos ancho de río > 25	4	
	Sólo posas	2	
<b>Total (una categoría)</b>			<b>10</b>
<b>3. Composición de sustrato (en caso de ausencia absoluta del valor debe ser 0 para cada apartado)</b>			
% Bloques y piedras	1 – 10 %	2	
	> 10%	5	<b>5</b>
% Cantos y gravas	1 – 10 %	2	
	> 10%	5	<b>5</b>
% Arena	1 – 10 %	2	
	> 10%	5	<b>5</b>
% Limo y arcilla	1 – 10 %	2	<b>2</b>
	> 10%	5	
<b>Total (una categoría)</b>			<b>17</b>
<b>4. Regímenes de velocidad /profundidad</b>			
Somero: < 0.5 m/s	Cuatro categorías: lento-profundo, lento-somero, rápido-profundo, rápido-somero	10	X
Lento: < 0.3 m/s	Sólo 3 de las 4 categorías	8	
	Sólo 2 de las 4 categorías	6	
	Sólo 1 de las 4 categorías	4	
<b>Total (una categoría)</b>			<b>10</b>

<b>5. Porcentaje de sombra en el cauce</b>				
	Sombreado con ventanas	10		
	Totalmente en sombra	7		
	Grandes claros	5	<b>X</b>	
	Expuesto	3		
<b>Total (una categoría)</b>			<b>5</b>	
<b>6. Elementos de heterogeneidad (si hay ausencia de hojarasca el valor debe ser 0 puntos)</b>				
	Hojarasca	> 10 % ó < 75 %	4	<b>4</b>
	Hojarasca	< 10 % ó > 75 %	2	
	Presencia de troncos y ramas		2	<b>2</b>
	Raíces expuestas		2	<b>2</b>
	Diques naturales		2	
<b>Total (una categoría)</b>				<b>8</b>
<b>7. Cobertura de vegetación acuática (en caso de ausencia absoluta el valor debe ser cero para cada apartado)</b>				
% Plocon + Briofito	10 – 50 %		10	<b>10</b>
	< 10 % ó > 50 %		5	
	Ausencia absoluta		0	
% Pecton	10 – 50 %		10	<b>10</b>
	< 10 % ó > 50 %		5	
	Ausencia absoluta		0	
% Fanerógamas	10 – 50 %		10	
	< 10 % ó > 50 %		5	
	Ausencia absoluta		0	
<b>Total (una categoría)</b>				<b>20</b>
<b>PUNTUACIÓN TOTAL (suma de puntuaciones anteriores)</b>				<b>80</b>
<b>&lt; 40 Mala Calidad de Hábitat, 40 -75 Regular Calidad de Hábitat; &gt; 75 Calidad Óptima de Hábitat</b>				

Las descripciones del análisis correspondiente a los siete bloques se observan en el capítulo de material y métodos; para este caso se debe hacer notar que respecto a frecuencia de rápidos (2), se ha considerado una distancia de rápidos promedio de 40 metros y el ancho del río de 14.84 metros lo que da un valor de relación de 2.69 que establece un valor de 10. El valor final del índice calidad de hábitat para este tramo corresponde a 80 que determina una calidad óptima de hábitat



**Figura No. 3.2. Vista de la Zona 01, correspondiente al Santuario de Chapi**

La figura anterior permite visualizar las características tomadas en cuenta en la determinación del índice de calidad de hábitat, como son la presencia de rápidos, el tipo de sustrato presente, la presencia de ramas y raíces expuestas, etc.

### **3.1.2. Índice de calidad de hábitat para la Zona 02; Convento de Chilina**



**Figura No. 3.3. Zona 02, correspondiente al Convento de Chilina**

La figura muestra a la zona 02 que corresponde al convento de Chilina, la línea roja marca el tramo de 200 metros considerados para el análisis.

Si bien es cierto esta zona se encuentra ya muy cerca de la zona central de la ciudad de Arequipa, todavía mantiene ciertas características de naturalidad que evitan visualizar el impacto presente en el río; se presume que se debe a los pocos vertimientos clandestinos de agua que se dan hacia la parte alta de la cuenca.

**Tabla No. 3.2 Determinación del índice de hábitat fluvial (IHF) para la Zona 02, Convento de Chilina**

BLOQUES		Puntuación	ZONA 02
<b>1. Inclusión de rápidos</b>			
Rápidos	Piedras, cantos y gravas no fijadas por sedimentos finos. Inclusión 0-30%	10	<b>X</b>
	Piedras, cantos y gravas poco fijadas por sedimentos finos. Inclusión 30-60%	5	
	Piedras, cantos y gravas medianamente fijadas por sedimentos finos. Inclusión > 60%	0	
<b>Total (una categoría)</b>			<b>10</b>
<b>2. Frecuencia de rápidos</b>			
	Alta frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos/ ancho del río < 7	10	<b>x</b>
	Escasa frecuencia de rápidos. Relación distancia de rápidos ancho de río 7 - 15	8	
	Ocurrencia ocasional de rápidos. Relación distancia de rápidos ancho de río 16-25	6	
	Constancia de flujo laminar o rápidos someros. Relación distancia de rápidos ancho de río > 25	4	
	Sólo posas	2	
<b>Total (una categoría)</b>			<b>10</b>
<b>3. Composición de sustrato (en caso de ausencia absoluta del valor debe ser 0 para cada apartado)</b>			
	% Bloques y piedras	1 – 10 %	2
		> 10%	5
	% Cantos y gravas	1 – 10 %	2
		> 10%	5
	% Arena	1 – 10 %	2
		> 10%	5
	% Limo y arcilla	1 – 10 %	2
		> 10%	5
<b>Total (una categoría)</b>			<b>17</b>

<b>4. Regímenes de velocidad /profundidad</b>			
Somero: < 0.5 m/s	Cuatro categorías: lento-profundo, lento-somero, rápido-profundo, rápido-somero	10	<b>X</b>
Lento: < 0.3 m/s	Sólo 3 de las 4 categorías	8	
	Sólo 2 de las 4 categorías	6	
	Sólo 1 de las 4 categorías	4	
<b>Total (una categoría)</b>			<b>10</b>
<b>5. Porcentaje de sombra en el cauce</b>			
	Sombreado con ventanas	10	<b>X</b>
	Totalmente en sombra	7	
	Grandes claros	5	
	Expuesto	3	
<b>Total (una categoría)</b>			<b>10</b>
<b>6. Elementos de heterogeneidad (si hay ausencia de hojarasca el valor debe ser 0 puntos)</b>			
	Hojarasca > 10 % ó < 75 %	4	<b>4</b>
	Hojarasca < 10 % ó > 75 %	2	
	Presencia de troncos y ramas	2	<b>2</b>
	Raíces expuestas	2	<b>2</b>
	Diques naturales	2	
<b>Total (una categoría)</b>			<b>8</b>
<b>7. Cobertura de vegetación acuática (en caso de ausencia absoluta el valor debe ser cero para cada apartado)</b>			
% Plocon + Briofito	10 – 50 %	10	<b>10</b>
	< 10 % ó > 50 %	5	
	Ausencia absoluta	0	
% Pecton	10 – 50 %	10	<b>10</b>
	< 10 % ó > 50 %	5	
	Ausencia absoluta	0	
% Fanerógamas	10 – 50 %	10	
	< 10 % ó > 50 %	5	
	Ausencia absoluta	0	
<b>Total (una categoría)</b>			<b>20</b>
<b>PUNTUACIÓN TOTAL (suma de puntuaciones anteriores)</b>			<b>85</b>
<b>&lt; 40 Mala Calidad de Hábitat, 40 -75 Regular Calidad de Hábitat; &gt; 75 Calidad Óptima de Hábitat</b>			

En la tabla anterior se muestra los resultados para la caracterización de la calidad de hábitat en la zona 02 que corresponde al convento de Chilina, se debe mencionar que para el caso de frecuencia de rápidos (2), se ha considerado una distancia entre rápidos

promedio de 49 metros, y un ancho promedio de río de 18.5 metros estableciéndose un valor de relación de 2.64.

Luego del análisis de todos los parámetros se establece una puntuación final de 85 que corresponde a una calidad óptima de hábitat.



**Figura No. 3.4. Vista de la Zona 02, correspondiente al Convento de Chilina**

La figura anterior muestra una vista característica de la zona evaluada, observándose los detalles considerados para la determinación del índice de calidad de hábitat.

### 3.1.3. Índice de calidad de hábitat para la Zona 03; Puente San Martín



**Figura No. 3.5. Zona 03, correspondiente al Puente San Martín**

La figura muestra a la zona 03 que corresponde al Puente San Martín, la línea roja marca el tramo de 200 metros considerados para el análisis.

En esta zona ya se puede observar el impacto generado por la influencia de las actividades de la ciudad sobre el río, situación que se verifica en los detalles considerados para la determinación del índice de calidad de hábitat.



**Tabla No. 3.3 Determinación del índice de hábitat fluvial (IHF) para la Zona 03, Puente San Martín**

<b>BLOQUES</b>		<b>Puntuación</b>	<b>ZONA 03</b>
<b>1. Inclusión de rápidos</b>			
Rápidos	Piedras, cantos y gravas no fijadas por sedimentos finos. Inclusión 0-30%	10	
	Piedras, cantos y gravas poco fijadas por sedimentos finos. Inclusión 30-60%	5	<b>X</b>
	Piedras, cantos y gravas medianamente fijadas por sedimentos finos. Inclusión > 60%	0	
<b>Total (una categoría)</b>			<b>5</b>
<b>2. Frecuencia de rápidos</b>			
	Alta frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos/ ancho del río < 7	10	<b>x</b>
	Escasa frecuencia de rápidos. Relación distancia de rápidos ancho de río 7 - 15	8	
	Ocurrencia ocasional de rápidos. Relación distancia de rápidos ancho de río 16-25	6	
	Constancia de flujo laminar o rápidos someros. Relación distancia de rápidos ancho de río > 25	4	
	Sólo posas	2	
<b>Total (una categoría)</b>			<b>10</b>
<b>3. Composición de sustrato (en caso de ausencia absoluta del valor debe ser 0 para cada apartado)</b>			
	% Bloques y piedras	1 – 10 %	2
		> 10%	5
	% Cantos y gravas	1 – 10 %	2
		> 10%	5
	% Arena	1 – 10 %	2
		> 10%	5
	% Limo y arcilla	1 – 10 %	2
		> 10%	5
<b>Total (una categoría)</b>			<b>14</b>
<b>4. Regímenes de velocidad /profundidad</b>			
Somero: < 0.5 m/s	Cuatro categorías: lento-profundo, lento-somero, rápido-profundo, rápido-somero		10
Lento: < 0.3 m/s	Sólo 3 de las 4 categorías		8
	Sólo 2 de las 4 categorías		6
	Sólo 1 de las 4 categorías		4
<b>Total (una categoría)</b>			<b>6</b>

<b>5. Porcentaje de sombra en el cauce</b>			
	Sombreado con ventanas	10	
	Totalmente en sombra	7	
	Grandes claros	5	
	Expuesto	3	<b>X</b>
<b>Total (una categoría)</b>			<b>3</b>
<b>6. Elementos de heterogeneidad (si hay ausencia de hojarasca el valor debe ser 0 puntos)</b>			
	Hojarasca	> 10 % ó < 75 %	4
	Hojarasca	< 10 % ó > 75 %	2
	Presencia de troncos y ramas	2	<b>2</b>
	Raíces expuestas	2	
	Diques naturales	2	
<b>Total (una categoría)</b>			<b>2</b>
<b>7. Cobertura de vegetación acuática (en caso de ausencia absoluta el valor debe ser cero para cada apartado)</b>			
% Plocon + Briofito	10 – 50 %	10	
	< 10 % ó > 50 %	5	
	Ausencia absoluta	0	
% Pecton	10 – 50 %	10	
	< 10 % ó > 50 %	5	
	Ausencia absoluta	0	
% Fanerógamas	10 – 50 %	10	
	< 10 % ó > 50 %	5	<b>5</b>
	Ausencia absoluta	0	
<b>Total (una categoría)</b>			<b>5</b>
<b>PUNTUACIÓN TOTAL (suma de puntuaciones anteriores)</b>			<b>45</b>
<b>&lt; 40 Mala Calidad de Hábitat, 40 -75 Regular Calidad de Hábitat; &gt; 75 Calidad Óptima de Hábitat</b>			

La figura anterior muestra los resultados del índice de calidad de hábitat para la zona 03, que corresponde a aguas abajo del puente San Martín; se debe mencionar que para el caso de la frecuencia de rápidos se ha tomado una distancia promedio de 36 metros, y un ancho promedio de 19.12 metros estableciéndose una relación de 1.88.

Luego de la valoración establecida por el método para cada uno de los bloques, se obtiene un valor total de 45 el cual corresponde a una calidad de hábitat regular



**Figura No. 3.6. Vista de la Zona 03, correspondiente al Puente San Martín**

La figura anterior muestra una vista característica de la zona evaluada, observándose los detalles considerados para la determinación del índice de calidad de hábitat.

#### **3.1.4. Índice de calidad de hábitat para la Zona 04; La Variante**



**Figura No. 3.7. Zona 04, correspondiente a la zona de la Variante**

La figura muestra a la zona 04 que corresponde zona conocida como la Variante, la línea roja marca el tramo de 200 metros considerados para el análisis.

Lo que se observa en esta zona es que la modificación de las características del río es más notoria, lo cual debe estar relacionado con el impacto que genera las actividades desarrolladas en la ciudad de Arequipa sobre el río Chili.

**Tabla No. 3.4 Determinación del índice de hábitat fluvial (IHF) para la Zona 04, La Variante**

<b>BLOQUES</b>		<b>Puntuación</b>	<b>ZONA 04</b>
<b>1. Inclusión de rápidos</b>			
Rápidos	Piedras, cantos y gravas no fijadas por sedimentos finos. Inclusión 0-30%	10	
	Piedras, cantos y gravas poco fijadas por sedimentos finos. Inclusión 30-60%	5	<b>X</b>
	Piedras, cantos y gravas medianamente fijadas por sedimentos finos. Inclusión > 60%	0	
<b>Total (una categoría)</b>			<b>5</b>
<b>2. Frecuencia de rápidos</b>			
	Alta frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos/ ancho del río < 7	10	<b>x</b>
	Escasa frecuencia de rápidos. Relación distancia de rápidos ancho de río 7 - 15	8	
	Ocurrencia ocasional de rápidos. Relación distancia de rápidos ancho de río 16-25	6	
	Constancia de flujo laminar o rápidos someros. Relación distancia de rápidos ancho de río > 25	4	
	Sólo posas	2	
<b>Total (una categoría)</b>			<b>10</b>
<b>3. Composición de sustrato (en caso de ausencia absoluta del valor debe ser 0 para cada apartado)</b>			
	% Bloques y piedras	1 – 10 %	2
		> 10%	5
	% Cantos y gravas	1 – 10 %	2
		> 10%	5
	% Arena	1 – 10 %	2
		> 10%	5
	% Limo y arcilla	1 – 10 %	2
		> 10%	5
<b>Total (una categoría)</b>			<b>7</b>

<b>4. Regímenes de velocidad /profundidad</b>			
Somero: < 0.5 m/s	Cuatro categorías: lento-profundo, lento-somero, rápido-profundo, rápido-somero	10	
Lento: < 0.3 m/s	Sólo 3 de las 4 categorías	8	
	Sólo 2 de las 4 categorías	6	<b>X</b>
	Sólo 1 de las 4 categorías	4	
<b>Total (una categoría)</b>			<b>6</b>
<b>5. Porcentaje de sombra en el cauce</b>			
	Sombreado con ventanas	10	
	Totalmente en sombra	7	
	Grandes claros	5	
	Expuesto	3	<b>X</b>
<b>Total (una categoría)</b>			<b>3</b>
<b>6. Elementos de heterogeneidad (si hay ausencia de hojarasca el valor debe ser 0 puntos)</b>			
	Hojarasca > 10 % ó < 75 %	4	
	Hojarasca < 10 % ó > 75 %	2	<b>2</b>
	Presencia de troncos y ramas	2	
	Raíces expuestas	2	
	Diques naturales	2	
<b>Total (una categoría)</b>			<b>2</b>
<b>7. Cobertura de vegetación acuática (en caso de ausencia absoluta el valor debe ser cero para cada apartado)</b>			
% Plocon + Briofito	10 – 50 %	10	
	< 10 % ó > 50 %	5	
	Ausencia absoluta	0	<b>0</b>
% Pecton	10 – 50 %	10	
	< 10 % ó > 50 %	5	
	Ausencia absoluta	0	
% Fanerógamas	10 – 50 %	10	
	< 10 % ó > 50 %	5	<b>5</b>
	Ausencia absoluta	0	
<b>Total (una categoría)</b>			<b>5</b>
<b>PUNTUACIÓN TOTAL (suma de puntuaciones anteriores)</b>			<b>38</b>
<b>&lt; 40 Mala Calidad de Hábitat, 40 -75 Regular Calidad de Hábitat; &gt; 75 Calidad Óptima de Hábitat</b>			

La tabla anterior muestra los resultados de la determinación de calidad de hábitat para la zona conocida como la Variante; para este caso se ha considerado una distancia promedio entre rápidos de 78.56 metros y el ancho del río como 18 metros dando una relación de 4.36.

Luego del análisis de cada uno de los siete bloques se obtiene un puntaje final de 38 el cual corresponde a una mala calidad de hábitat



**Figura No. 3.8. Vista de la Zona 04, correspondiente la Variante**

La figura anterior muestra una vista característica de la zona evaluada, observándose los detalles considerados para la determinación del índice de calidad de hábitat; dentro de los cuales destaca ya la presencia significativa de *Rorippa nasturtium*.

### 3.1.5. Índice de calidad de hábitat para la Zona 05; Puente Tiabaya



**Figura No. 3.9. Zona 05, correspondiente al Puente Tiabaya**

La figura muestra a la zona 05 que corresponde agua arriba del Puente Tiabaya, la línea roja marca el tramo de 200 metros considerados para el análisis.

Se observa un mayor impacto sobre las características del río, destaca la modificación del color del agua siendo esta de una tonalidad más oscura de lo que se observa aguas arriba.

**Tabla No. 3.5 Determinación del índice de hábitat fluvial (IHF) para la Zona 05, Puente Tiabaya**

<b>BLOQUES</b>		<b>Puntuación</b>	<b>ZONA 05</b>	
<b>1. Inclusión de rápidos</b>				
Rápidos	Piedras, cantos y gravas no fijadas por sedimentos finos. Inclusión 0-30%	10		
	Piedras, cantos y gravas poco fijadas por sedimentos finos. Inclusión 30-60%	5	<b>X</b>	
	Piedras, cantos y gravas medianamente fijadas por sedimentos finos. Inclusión > 60%	0		
<b>Total (una categoría)</b>			<b>5</b>	
<b>2. Frecuencia de rápidos</b>				
	Alta frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos/ ancho del río < 7	10		
	Escasa frecuencia de rápidos. Relación distancia de rápidos ancho de río 7 - 15	8		
	Ocurrencia ocasional de rápidos. Relación distancia de rápidos ancho de río 16-25	6		
	Constancia de flujo laminar o rápidos someros. Relación distancia de rápidos ancho de río > 25	4	<b>X</b>	
	Sólo posas	2		
<b>Total (una categoría)</b>			<b>4</b>	
<b>3. Composición de sustrato (en caso de ausencia absoluta del valor debe ser 0 para cada apartado)</b>				
	% Bloques y piedras	1 – 10 %	2	<b>2</b>
		> 10%	5	
	% Cantos y gravas	1 – 10 %	2	
		> 10%	5	
	% Arena	1 – 10 %	2	
		> 10%	5	
	% Limo y arcilla	1 – 10 %	2	
		> 10%	5	<b>5</b>
<b>Total (una categoría)</b>				<b>7</b>
<b>4. Regímenes de velocidad /profundidad</b>				
Somero: < 0.5 m/s	Cuatro categorías: lento-profundo, lento-somero, rápido-profundo, rápido-somero	10		
Lento: < 0.3 m/s	Sólo 3 de las 4 categorías	8		
	Sólo 2 de las 4 categorías	6		
	Sólo 1 de las 4 categorías	4	<b>X</b>	
<b>Total (una categoría)</b>			<b>4</b>	



<b>5. Porcentaje de sombra en el cauce</b>			
	Sombreado con ventanas		10
	Totalmente en sombra		7
	Grandes claros		5
	Expuesto		3
<b>Total (una categoría)</b>			<b>3</b>
<b>6. Elementos de heterogeneidad (si hay ausencia de hojarasca el valor debe ser 0 puntos)</b>			
	Hojarasca	> 10 % ó < 75 %	4
	Hojarasca	< 10 % ó > 75 %	2
	Presencia de troncos y ramas		2
	Raíces expuestas		2
	Diques naturales		2
<b>Total (una categoría)</b>			<b>0</b>
<b>7. Cobertura de vegetación acuática (en caso de ausencia absoluta el valor debe ser cero para cada apartado)</b>			
% Plocon + Briofito	10 – 50 %		10
	< 10 % ó > 50 %		5
	Ausencia absoluta		0
% Pecton	10 – 50 %		10
	< 10 % ó > 50 %		5
	Ausencia absoluta		0
% Fanerógamas	10 – 50 %		10
	< 10 % ó > 50 %		5
	Ausencia absoluta		0
<b>Total (una categoría)</b>			<b>5</b>
<b>PUNTUACIÓN TOTAL (suma de puntuaciones anteriores)</b>			<b>28</b>
<b>&lt; 40 Mala Calidad de Hábitat, 40 -75 Regular Calidad de Hábitat; &gt; 75 Calidad Óptima de Hábitat</b>			

En la tabla anterior se observa los resultados de la determinación de calidad de hábitat para la zona ubicada aguas arriba del puente Tiabaya, se debe hacer referencia al hecho de que sólo se han observado la presencia de zonas de rápidos someros.

Luego de la determinación de los valores de los 07 bloques, se determina un valor final de 28 puntos lo que establece una mala calidad de hábitat



**Figura No. 3.10. Vista de la Zona 05, correspondiente al Puente Tiabaya**

La figura anterior muestra una vista característica de la zona evaluada, observándose los detalles considerados para la determinación del índice de calidad de hábitat; al igual que el caso anterior se observa la presencia significativa de *Rorippa nasturtium*.

### **3.1.6. Índice de calidad de hábitat para la Zona 06; Uchumayo**



**Figura No. 3.11. Zona 06, correspondiente a Uchumayo**

La figura muestra a la zona 06 que corresponde la zona conocida como Uchumayo, la línea roja marca el tramo de 200 metros considerados para el análisis.

Se observa impacto sobre las características del río, se determina la presencia de la abundancia de fanerógamas en las orillas del río correspondientes fundamentalmente a *Rorippa nasturtium*.

**Tabla No. 3.6 Determinación del índice de hábitat fluvial (IHF) para la Zona 06, Uchumayo**

BLOQUES		Puntuación	ZONA 06
<b>1. Inclusión de rápidos</b>			
Rápidos	Piedras, cantos y gravas no fijadas por sedimentos finos. Inclusión 0-30%	10	
	Piedras, cantos y gravas poco fijadas por sedimentos finos. Inclusión 30-60%	5	<b>X</b>
	Piedras, cantos y gravas medianamente fijadas por sedimentos finos. Inclusión > 60%	0	
<b>Total (una categoría)</b>			<b>5</b>
<b>2. Frecuencia de rápidos</b>			
	Alta frecuencia de rápidos. Relación distancia entre rápidos/ ancho del río < 7	10	
	Escasa frecuencia de rápidos. Relación distancia de rápidos ancho de río 7 - 15	8	
	Ocurrencia ocasional de rápidos. Relación distancia de rápidos ancho de río 16-25	6	
	Constancia de flujo laminar o rápidos someros. Relación distancia de rápidos ancho de río > 25	4	<b>X</b>
	Sólo posas	2	
<b>Total (una categoría)</b>			<b>4</b>
<b>3. Composición de sustrato (en caso de ausencia absoluta del valor debe ser 0 para cada apartado)</b>			
% Bloques y piedras	1 – 10 %	2	<b>2</b>
	> 10%	5	
% Cantos y gravas	1 – 10 %	2	
	> 10%	5	
% Arena	1 – 10 %	2	<b>2</b>
	> 10%	5	
% Limo y arcilla	1 – 10 %	2	
	> 10%	5	<b>5</b>
<b>Total (una categoría)</b>			<b>9</b>

<b>4. Regímenes de velocidad /profundidad</b>			
Somero: < 0.5 m/s	Cuatro categorías: lento-profundo, lento-somero, rápido-profundo, rápido-somero	10	
Lento: < 0.3 m/s	Sólo 3 de las 4 categorías	8	
	Sólo 2 de las 4 categorías	6	
	Sólo 1 de las 4 categorías	4	<b>X</b>
<b>Total (una categoría)</b>			<b>4</b>
<b>5. Porcentaje de sombra en el cauce</b>			
	Sombreado con ventanas	10	
	Totalmente en sombra	7	
	Grandes claros	5	
	Expuesto	3	<b>X</b>
<b>Total (una categoría)</b>			<b>3</b>
<b>6. Elementos de heterogeneidad (si hay ausencia de hojarasca el valor debe ser 0 puntos)</b>			
	Hojarasca > 10 % ó < 75 %	4	
	Hojarasca < 10 % ó > 75 %	2	
	Presencia de troncos y ramas	2	
	Raíces expuestas	2	
	Diques naturales	2	
<b>Total (una categoría)</b>			<b>0</b>
<b>7. Cobertura de vegetación acuática (en caso de ausencia absoluta el valor debe ser cero para cada apartado)</b>			
% Plocon + Briofito	10 – 50 %	10	
	< 10 % ó > 50 %	5	
	Ausencia absoluta	0	<b>0</b>
% Pecton	10 – 50 %	10	
	< 10 % ó > 50 %	5	
	Ausencia absoluta	0	
% Fanerógamas	10 – 50 %	10	
	< 10 % ó > 50 %	5	<b>5</b>
	Ausencia absoluta	0	
<b>Total (una categoría)</b>			<b>5</b>
<b>PUNTUACIÓN TOTAL (suma de puntuaciones anteriores)</b>			<b>30</b>
<b>&lt; 40 Mala Calidad de Hábitat, 40 -75 Regular Calidad de Hábitat; &gt; 75 Calidad Óptima de Hábitat</b>			

En la tabla anterior se muestran los resultados de la ponderación del índice calidad de hábitat para la zona conocida como Uchumayo, Zona 06; sólo se observa la presencia de rápidos someros, entre otras de las características mencionadas en la tabla.

Luego de la valoración realizada se obtiene un puntaje de 30 determinándose por lo tanto una mala calidad de hábitat.

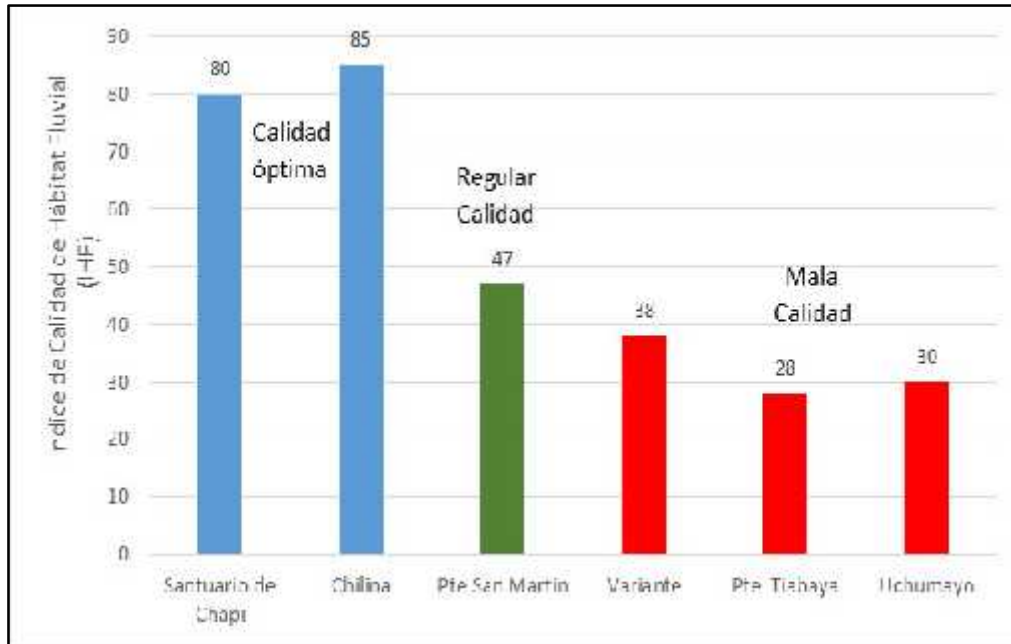


**Figura No. 3.12. Vista de la Zona 06, correspondiente la zona de Uchumayo**

La figura anterior muestra una vista característica de la zona evaluada, observándose los detalles considerados para la determinación del índice de calidad de hábitat; al igual que el caso anterior se observa la presencia significativa de *Rorippa nasturtium*.

**Tabla 3.7. Índice de calidad de hábitat fluvial para cada una de las zonas**

<b>Codificación</b>	<b>Zona 01</b>	<b>Zona 02</b>	<b>Zona 03</b>	<b>Zona 04</b>	<b>Zona 05</b>	<b>Zona 06</b>
<b>Denominación</b>	<b>Santuario de Chapi</b>	<b>Chilina</b>	<b>Puente San Martín</b>	<b>Variante</b>	<b>Puente Tiabaya</b>	<b>Uchumayo</b>
<b>IHF</b>	80	85	47	38	28	30
<b>Calificación</b>	Calidad óptima	Calidad óptima	Regular calidad	Mala calidad	Mala calidad	Mala calidad



**Figura 3.13. Índice de calidad de hábitat fluvial para cada una de las zonas**

La tabla y figura anterior muestra el consolidado de la información del índice de calidad de hábitat fluvial determinado para las diferentes zonas en el río Chili, como se nota, la zonas consideradas involucran una parte previa a la zona de influencia de la ciudad de Arequipa sobre el río que corresponden al Santuario de Chapi y Convento de Chilina, zonas en la parte intermedia y ya incluidas en el área de influencia de la ciudad, como son la zona del puente San Martín y la Variante, y por otro lado, zonas que ya están hacia la parte baja de la cuenca que corresponden al puente Tiabaya y la zona de Uchumayo.

Son estas tres últimas zonas que presentan una mala calidad de hábitat fluvial; de acuerdo a Aljahdali, M. O., & Alhassan, A. B. (2020) y Rani y Col (2021); el efecto de los remanentes de la contaminación de diferentes elementos de las ciudades se manifiestan sobre la calidad de hábitat de los ríos en las partes bajas de las cuencas de los mismos, situación que se observa claramente en los resultados del análisis realizado; si bien es cierto el puente San Martín muestra una regular calidad de hábitat fluvial, el efecto termina siendo acumulativo es decir se va notar en los puntos más bajos de la zona de influencia de la ciudad.

### 3.2. Presencia de fanerógamas (*Rorippa nasturtium*)

La determinación de la presencia de especies fanerógamas en las orillas de los ríos corresponde un parámetro bastante considerado para entender los niveles de contaminación que presenta el mismo, trabajos como el de Bouaroudj y Col. (2019), mencionan la importancia de *Rorippa nasturtium*, y su relación con la presencia de materia orgánica y por ende fenómenos de contaminación.

Por otro lado, Anyinkeng y Col. (2020) y Wong-Argüelles (2021) reportan a *Rorippa nasturtium*, como una especie hiper acumuladora de metales, dándole especial énfasis al cromo, tanto así que proponen desarrollar estrategias de fito remediación para controlar el mismo en aguas residuales.

**Tabla 3.8. Presencia de *Rorippa nasturtium* en las zonas de estudio**

<b>Codificación</b>	<b>Zona 01</b>	<b>Zona 02</b>	<b>Zona 03</b>	<b>Zona 04</b>	<b>Zona 05</b>	<b>Zona 06</b>
<b>Denominación</b>	<b>Santuario de Chapi</b>	<b>Chilina</b>	<b>Puente San Martín</b>	<b>Variante</b>	<b>Puente Tiabaya</b>	<b>Uchumayo</b>
<b>Estimación de presencia de Rorippa</b>	Nula	Escasa	Moderada	Abundante	Abundante	Abundante

Como se observa en la tabla anterior, la presencia de *Rorippa nasturtium*, de la zona del puente San Martín con una cobertura moderada, sin embargo, las tres últimas zonas ya presentan una cobertura significativa de esta especie a nivel de sus orillas. Se debe mencionar además que *Rorippa nasturtium*, corresponde a la fanerógama dominante e incluso en algunas zonas exclusiva presente en las orillas del área estudiada.



**Figura 3.14. *Rorippa nasturtium*, con cobertura abundante en las orillas del río Chili, Zona del Puente Tiabaya**

En la figura anterior se puede mostrar el nivel de cobertura que llega a alcanzar la especie *Rorippa nasturtium*, en las partes bajas de la cuenca del río Chili

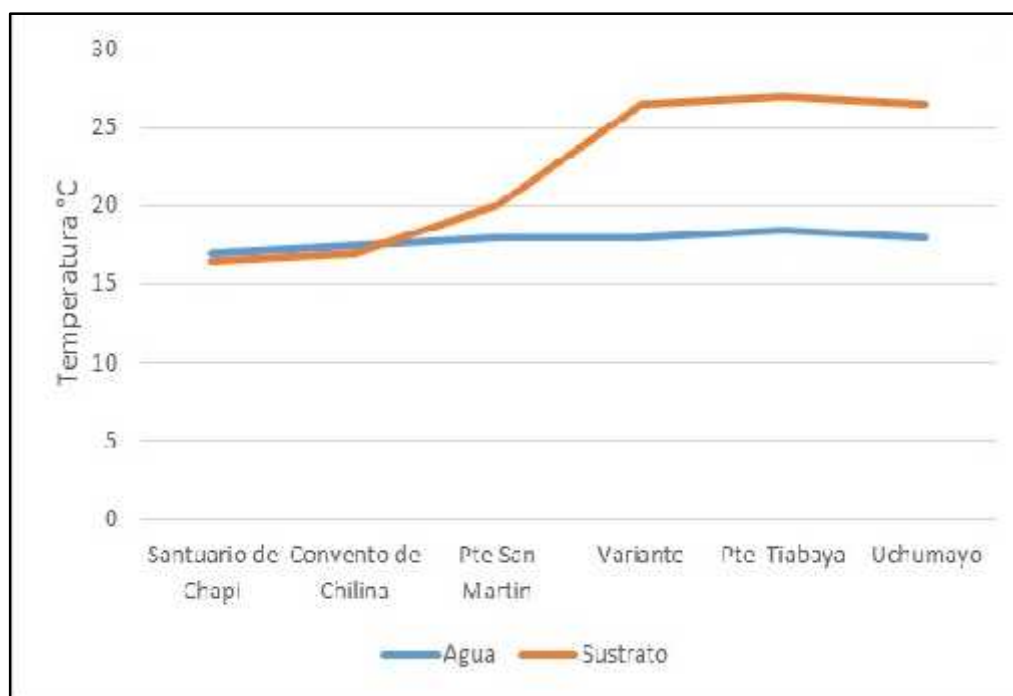
### **3.3. Algunas Características Físicoquímicas de las zonas de estudio**

Se tomaron algunos parámetros físicoquímicos de la zona de estudio, sobre todo aquellos que se considera podrían estar relacionados con la presencia de contaminantes y con las características de la pérdida de calidad de hábitat fluvial; dentro de estos parámetros se consideró la temperatura del agua, la temperatura del sustrato, presencia de barro anaeróbico, contenido de materia orgánica en sustrato; los resultados de estos parámetros se observan en la siguiente tabla.



**Tabla 3.9. Algunas características fisicoquímicas de las zonas de estudio**

	Zona 01	Zona 02	Zona 03	Zona 04	Zona 05	Zona 06
<b>PARÁMETRO</b>	<b>Santuario de Chapi</b>	<b>Convento de Chilina</b>	<b>Puente San Martín</b>	<b>Variante</b>	<b>Puente Tiabaya</b>	<b>Uchumayo</b>
<b>Temperatura en agua (°C)</b>	17	17.5	18	18	18.5	18
<b>Temperatura en sustrato (°C)</b>	16.5	17	20	26.5	27	26.5
<b>Presencia de barro anaeróbico</b>	No	No	Moderado	Abundante	Muy abundante	Muy abundante
<b>Contenido de materia orgánica en sustrato (g/kg)</b>	0.56	0.48	26.84	25.32	122.5	94.6



**Figura 3.15. Relación entre la temperatura del agua y la temperatura del sustrato en las zonas estudio**

La figura anterior muestra los valores de la temperatura del agua y la temperatura del sustrato en los diferentes zonas de estudio; se debe recordar que la zonas de estudio están ubicadas en base a un gradiente altitudinal de río Chili, correspondiendo al punto más alto al Santuario de Chapi y el más bajo a la zona de Uchumayo; respecto a la temperatura del agua se observa que esta con valores más o menos constantes que fluctúan entre los 17 y 18.5 °C; sin embargo, la variación de la temperatura del sustrato es más amplia en las diferentes zonas y van de los 16.5 °C hasta los 27 °C.

Como se muestra en la gráfica, la variación de temperatura se observa desde el puente San Martín donde se tiene un valor de 20 °C y en las tres zonas más bajas los valores se encuentran alrededor de los 26.5 °C.

Se consideró también la presencia del denominado barro anaeróbico, que consiste en un barro de color negro con un olor característico “huevo podrido” que representa la presencia del ácido sulfhídrico (SH<sub>2</sub>), también conocido como sulfuro de hidrógeno. Para autores como Asaoka y Col (2018) Fedorov, Mikhailenko y Dotsenko, (2019), la presencia de este sulfuro de hidrógeno en el sustrato de los ríos hace referencia a la descomposición anaeróbica de la materia orgánica; los procesos de descomposición de esta materia orgánica en condiciones anaeróbica involucran reacciones exotérmicas, es decir, con liberación de calor, se explica por lo tanto la coincidencia entre los elevados valores de temperatura observados en las tres últimas zonas y la presencia de abundante barro anaeróbico.

Por otro lado, existe una relación entre las zonas en las cuales existe la presencia de *Rorippa nasturtium*, con la presencia del barro anaeróbico, de hecho, al extraer los especímenes de *Rorippa nasturtium*, se nota asociada a sus raíces una cantidad significativa de este mencionado barro anaeróbico

Coles, y Lall, (2020) y Wong-Argüelles y Col. (2021); consideran a *Rorippa nasturtium*, además de una especie fitoextractora, es una especie que puede generar fitoestabilización con la materia orgánica, es decir, dentro de los procesos de fitorremediación existe la denominada fitoestabilización, que consiste únicamente en detener al contaminante alrededor de la rizosfera, esto puede explicar la observación antes mencionada; en el

entendido que existe una fuerte contaminación por materia orgánica en el río Chili, es en las partes bajas y a través de la acción de esta especie que se retiene y que se procede a su descomposición anaeróbica realizada fundamentalmente por bacterias.



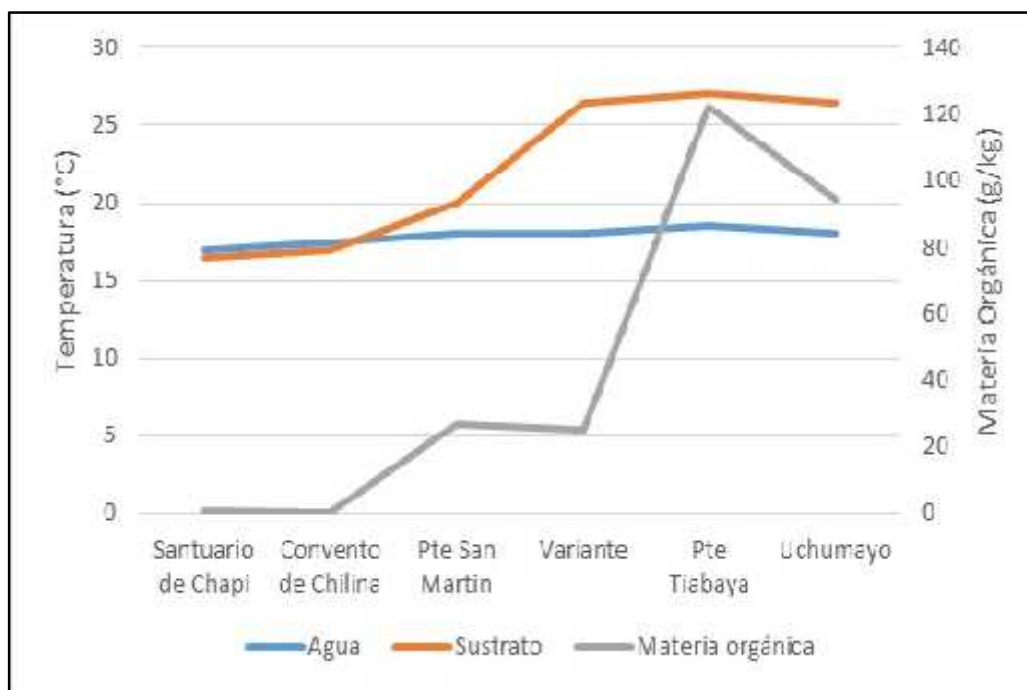
**Figura 3.16. Barro anaeróbico en el río y asociado a la raíz de *Rorippa nasturtium***

A través del proceso de descomposición se determinó también la cantidad de materia orgánica a nivel del sustrato; como se observa en la siguiente figura, los valores guardan relación con la presencia del barro anaeróbico, además con la fluctuación térmica que existe a nivel del sustrato



**Figura 3.17. Materia orgánica en el sustrato en cada una de las zonas estudiadas**

La interrelación que existe entre la temperatura del sustrato, la presencia del barro anaeróbico, y fundamentalmente la presencia de materia orgánica en el sustrato determinan que esta sustancia termina siendo un elemento contaminante, ya que se encuentra en concentraciones elevadas, y que se mantiene sobre todo en la parte baja de la cuenca del río Chili.



**Figura 3.18. Relación entre la temperatura del agua, temperatura del sustrato y Materia orgánica en el sustrato en cada una de las zonas estudiadas**

En la figura anterior se muestra en un mismo gráfico de doble eje Y, los valores para temperatura de agua, temperatura del sustrato, y la cantidad de materia orgánica en cada una de las zonas estudiadas; como ya se observó previamente el valor de temperatura en agua se mantiene relativamente constante, sin embargo se nota una fuerte relación entre la variación de la temperatura en el sustrato y la presencia de materia orgánica en él; si a esto se suma la presencia de barro anaeróbico y de la *Rorippa nasturtium*, pues se establece claramente un nivel significativo de contaminación por acumulación de materia orgánica

Li y Col. (2017) Patel y Col. (2018) & Baran y Col. (2019) analizaron el efecto que tiene la presencia de materia orgánica en los ríos respecto a los riesgos de contaminación sobre la población, pero, además el efecto sobre la movilidad que generan en metales pesados tales como el cromo; de acuerdo a los autores mencionados, muchos de estos metales quedan detenidos al interior de la materia orgánica a través de los años sin poder ser desplazados por arrastre que pueda generarse en el caudal del río.

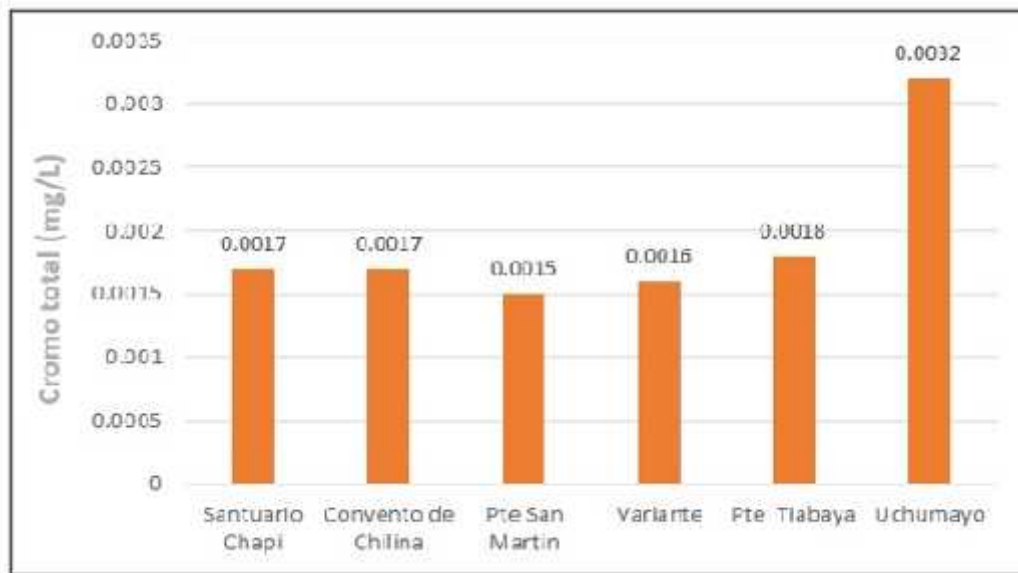
### 3.4. Caracterización del cromo total

Se realizó la determinación del cromo total por espectrofotometría de absorción atómica a nivel del sustrato, agua y en *Rorippa nasturtium*

**Tabla 3.10. Determinación de cromo total para diferentes medios en las zonas estudio**

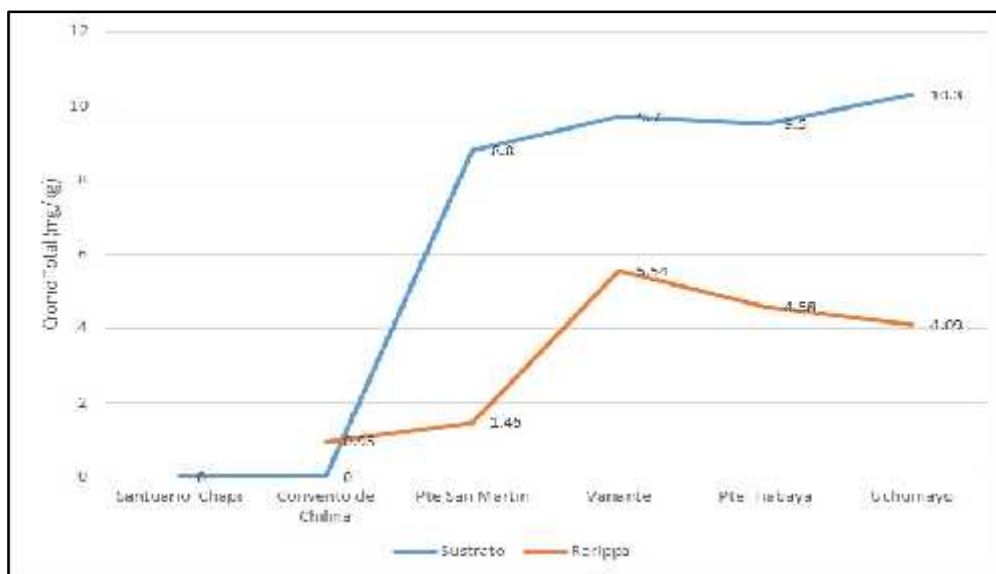
	<b>Zona 01</b>	<b>Zona 02</b>	<b>Zona 03</b>	<b>Zona 04</b>	<b>Zona 05</b>	<b>Zona 06</b>
<b>Medio</b>	<b>Santuario de Chapi</b>	<b>Convento de Chilina</b>	<b>Pte San Martin</b>	<b>Variante</b>	<b>Puente Tiabaya</b>	<b>Uchumayo</b>
<b>Sustrato mg /kg</b>	< 0.5	< 0.5	8.8	9.7	9.5	10.3
<b>Agua mg/L</b>	0.0017	0.0017	0.0015	0.0016	0.0018	0.0032
<b>Rorippa mg/kg</b>		0.95	1.46	5.54	4.58	4.09

Como se observa la concentración de cromo a nivel de agua es ligeramente constante salvo en el caso de zona 6 que corresponde a Uchumayo donde se eleva de una manera significativa



**Figura 3.19. Concentración de cromo total en el agua de cada una de las zonas estudiadas**

En la figura se visualiza de mejor manera la concentración de cromo total en agua, donde el valor se incrementa significativamente en la zona de Uchumayo; sin embargo, no llega a superar el estándar de calidad ambiental para agua que corresponde a 0.05 mg por litro (D.S. 004-2017-MINAM)



**Figura 3.20. Concentración de cromo total en el sustrato y en *Rorippa nasturtium***

La figura anterior muestra la relación entre la concentración de cromo total en el sustrato y en *Rorippa nasturtium*, para cada una de las zonas de trabajo, llama la atención que mientras que para el sustrato la cantidad de cromo total en la zona del convento de Chilina sea de cero (no detectado), sin embargo los pocos especímenes encontrados de *Rorippa nasturtium*, presentan una concentración de 0.95 mg/kg; debe entenderse por lo tanto que si bien en el sedimento el valor no es detectado debe haber concentraciones muy bajas que pueden irse acumulándose a través del tiempo en los tejidos del vegetal.

Desde la zona del puente San Martín los valores de cromo total se incrementan tanto a nivel de sustrato como en el tejido vegetal, sin embargo, en este último, el valor es significativamente más bajo que en el del sustrato; para Bian y Col. (2018); Ranieri, y Col (2020); y Chen, y Col. los procesos de fito extracción en general y el que se da en *Rorippa nasturtium*, se ve relativamente limitado cuando la concentración de materia orgánica en el sustrato es elevada, sin embargo, el tiempo permite que el proceso se realice con eficacia.

El río Chili fue sometido a través de muchos años a la presencia de grandes concentraciones de cromo total debido a una serie de actividades que en muchos casos todavía se realizan; sin embargo, algunas medidas de control de contaminación, como por ejemplo la construcción de una planta de tratamiento redujo significativamente el vertimiento de estos contaminantes al río; de acuerdo a lo observado se puede establecer que respecto al cromo podría ser que aún se lleven a cabo algún tipo de vertimientos o que se mantenga remanente de la época en la que la contaminación era bastante alta; este remanente estaría relacionada con la presencia de la materia orgánica y que de cierta manera podrá ser eliminada a través de los años con la presencia de la especie *Rorippa nasturtium*.

## CONCLUSIONES

Primera. - Para determinar los componentes del ecosistema del río Chili que mantiene remanencia de niveles contaminantes de cromo total; se aplicó el índice de calidad de hábitat fluvial; en el cual se estableció que las zonas correspondientes a la Variante, puente de Tiabaya y Uchumayo, tienen mala calidad, generándose el potencial para ser remanente al mencionado contaminante.

Segunda. - Se establece que los niveles de cromo en mayor concentración se encuentran en el sustrato, respecto al agua los valores se mantienen más o menos constantes; sólo para la zona de Uchumayo se alcanza el valor más alto. En el caso de cromo total para *Rorippa nasturtium*, los valores fluctúan en las diferentes zonas de estudio.

Tercera. - Se observa que las zonas con mayor cantidad de cromo total se encuentran básicamente en puente San Martín, Variante, puente Tiabaya, y Uchumayo, que corresponde a la parte baja de la cuenca del río Chili; coincidiendo con la mayor concentración de materia orgánica en el sustrato y la presencia de la especie *Rorippa nasturtium*



## **RECOMENDACIONES**

- La presente investigación se realizó entre los meses de septiembre a noviembre, deberían considerarse evaluaciones en la época de avenida, meses de febrero y marzo, para determinar el efecto del incremento de caudal sobre los parámetros estudiados.
- Dar a conocer a la comunidad en general el riesgo debido a la presencia de contaminantes no sólo considerando al cromo total sino también a la presencia de materia orgánica.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta, Ríos, Rieradevall y Prat (2009) Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú; *Limnetica*, 28 (1): 35-64
- Aljahdali, M. O., & Alhassan, A. B. (2020). Ecological risk assessment of heavy metal contamination in mangrove habitats, using biochemical markers and pollution indices: A case study of *Avicennia marina* L. in the Rabigh lagoon, Red Sea. *Saudi journal of biological sciences*, 27(4), 1174-1184.
- Anyinkeng, N., Neba, G. A., Mih, A. M., & Tening, A. S. (2020). Phytoremediation Potential of Some Macrophytes from a Car Wash Stream in Buea, South Western Cameroon. *Journal of Environmental Protection*, 11(12), 1052-1063.
- Álvarez, J. A. P., Fernández, S., Ferrero, M., Jiménez, J. S., Corteguera, P. S., Rodríguez, C. H., & Álvarez, A. G. (2017). Fármacos como contaminantes emergentes: procedimiento para su cuantificación en aguas residuales. *Tecnoaqua*, (27), 74-78.
- Asaoka, S., Umehara, A., Otani, S., Fujii, N., Okuda, T., Nakai, S., & Hayakawa, S. (2018). Spatial distribution of hydrogen sulfide and sulfur species in coastal marine sediments Hiroshima Bay, Japan. *Marine pollution bulletin*, 133, 891-899.
- Azpilcueta Pérez, M. E., Pedroza Sandoval, A., Sánchez Cohen, I., Jacobo, S., del Rosario, M., & Trejo Calzada, R. (2017). Calidad química del agua en un área agrícola de maíz forrajero (*Zea mays* L.) en la Comarca Lagunera, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 33(1), 75-83.
- Baran, A., Mierzwa-Hersztek, M., Gondek, K., Tarnawski, M., Szara, M., Gorczyca, O., & Koniarz, T. (2019). The influence of the quantity and quality of sediment organic matter on the potential mobility and toxicity of trace elements in bottom sediment. *Environmental geochemistry and health*, 41(6), 2893-2910.
- Barboza, E., Corroto, F., Salas, R., Gamarra, O., Ballarín, D., & Ollero, A. (2017). Hidrogeomorfología en áreas tropicales: aplicación del índice

- hidrogeomorfológico (IHG) en el río Utcubamba (Perú). *Ecología Aplicada*, 16(1).
- Barhoumi, B., Beldean-Galea, M. S., Al-Rawabdeh, A. M., Roba, C., Martonos, I. M., Balc, R., ... & Baciu, C. (2019). Occurrence, distribution and ecological risk of trace metals and organic pollutants in surface sediments from a Southeastern European river (Someu Mic River, Romania). *Science of the Total Environment*, 660, 660-676.
  - Batt, A. L., Wathen, J. B., Lazorchak, J. M., Olsen, A. R., & Kincaid, T. M. (2017). Statistical survey of persistent organic pollutants: risk estimations to humans and wildlife through consumption of fish from US rivers. *Environmental science & technology*, 51(5), 3021-3031.
  - Bian, X., Cui, J., Tang, B., & Yang, L. (2018). Chelant-induced phytoextraction of heavy metals from contaminated soils: a review. *Polish journal of environmental studies*, 27(6), 2417-2424.
  - Bouaroudj, S., Menad, A., Bounamous, A., Ali-Khodja, H., Gherib, A., Weigel, D. E., & Chenchouni, H. (2019). Assessment of water quality at the largest dam in Algeria (Beni Haroun Dam) and effects of irrigation on soil characteristics of agricultural lands. *Chemosphere*, 219, 76-88.
  - Cárdenas, A. Y., Reyes, B., Ríos, N., Woo, A., Ramírez, E., & Ibrahim, M. (2017). Impacto de los sistemas silvopastoriles en la calidad del agua de dos microcuencas ganaderas de Matiguás, Nicaragua. *Encuentro*, (77).
  - Chen, H., Chen, H., & Chen, Z. (2021). A review of in situ phytoextraction of rare earth elements from contaminated soils. *International Journal of Phytoremediation*, 1-10
  - Coles, Z. S., & Lall, N. (2020). Sustainable Production of Aquatic and Wetland Plants. In *Aquatic Plants* (pp. 291-329). CRC Press.
  - Custodio m. R. Villanueva, (2012), impactos antropogénicos en la calidad de agua del río Cunas, Apunt. Cienens. Soc. 02(02) Universidad Nacional del Centro, Perú.

- Custodio, M., Chanamé, F., & Bulege, W. (2017). Evaluación de la calidad del agua del río Cunas índices fisicoquímicos y biológicos, Junín-Perú. *Prospectiva Universitaria*, 10(1).
- EPA. Environmental Protection Agency, (2000). *Standard Methods de la Environmental Protección Agency (EPA)*
- Fedorov, Y. A., Mikhailenko, A. V., & Dotsenko, I. V. (2019). Sulfide sulfur in water objects with different mineralization. *Water Resources*, 46(2), S59-S64.
- Guellaf, A., & Kettani, K. (2021). Assessing the ecological status using physico-chemical, bacteriological parameters and biotic indices of the Oued Martil River basin in northwestern Morocco. *Biología*, 76(2), 585-598.
- Guevara, Reinoso, García, Franco, García, Yara, Briñez, Ocampo, Quintana, Pava Flórez, Ávila, Hernández, Lozano, Guapucal, Borrero y Olaya, (2008) *Aportes para el análisis de ecosistemas fluviales: una visión desde ambientes ribereños; Revista Tumbaga*, 3, 109-127 Colombia
- Gutiérrez, L R. Borja, O. Villa, W. Troncoso y G. Manjarrez (2011) *Caracterización E Impactos Ambientales Por Vertimientos En Tramos De La Cuenca Media Y Baja Del Rio Cesar*, Valledupar Universidad del Atlántico Facultad de Ciencias Básicas; Grupo de Investigación en Biodiversidad del Caribe, colombiano, Barranquilla,
- Gündüz, O., & im ek, C. (2021). Assessment of river alteration using a new hydromorphological index. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(4), 1-19.
- Jaeger, A., Posselt, M., Betterle, A., Schaper, J., Mechelke, J., Coll, C., & Lewandowski, J. (2019). Spatial and temporal variability in attenuation of polar organic micropollutants in an urban lowland stream. *Environmental science & technology*, 53(5), 2383-2395.
- Kilunga, P. I., Sivalingam, P., Laffite, A., Grandjean, D., Mulaji, C. K., De Alencastro, L. F., & Poté, J. (2017). Accumulation of toxic metals and organic

- micro-pollutants in sediments from tropical urban rivers, Kinshasa, Democratic Republic of the Congo. *Chemosphere*, 179, 37-48.
- Kutschker y Papazian (2014), Los ecosistemas ribereños, Grupo de Investigación en Biodiversidad del Caribe, colombiano, Barranquilla, diciembre.
  - Ladrera, R., Belmar, O., Tomás, R., Prat, N., & Cañedo-Argüelles, M. (2019). Agricultural impacts on streams near Nitrate Vulnerable Zones: a case study in the Ebro basin, Northern Spain. *PloS one*, 14(11), e0218582.
  - Li, S., Zhang, J., Guo, E., Zhang, F., Ma, Q., & Mu, G. (2017). Dynamics and ecological risk assessment of chromophoric dissolved organic matter in the Yinma River Watershed: Rivers, reservoirs, and urban waters. *Environmental research*, 158, 245-254.
  - Lisboa, T. D. F. B., Cielo-Filho, R., & Camara, C. D. (2021). Applicability of monitoring protocols developed for active restoration projects in the evaluation of passive restoration of a subtropical riparian forest in Brazil. *Tropical Ecology*, 62(1), 17-26.
  - Lucena, A. M. N., Ramírez, A. R., Calderón, B. G., García, E., Barrios, A., & Salesi, M. (2017). Bioensayo con plantas para la detección de contaminación en aguas. In *Apostando por las vocaciones científicas desde la educación secundaria: oportunidades mediante investigaciones con el programa SCIENCE-IES (PIISA)* (pp. 153-171). Universidad de Málaga (UMA).
  - Ministerio del Ambiente (2017), Estándares de Calidad Ambiental para Agua. DS-004-2017-MINAN, Gobierno del Perú
  - Ministerio de Energía y Minas. (2002). Protocolo de Monitoreo de Calidad de Agua del Sub Sector Minería, publicado por la Dirección General de Asuntos Ambientales del Ministerio de Energía y Minas
  - Naiman, R. J., Décamps, h. & Mcclain, M. E. (2005). *Riparia: ecology, conservation, and manage-ment of streamside communities*. San Diego, California. Elsevier: Academic Press. 430 pp.
  - Patel, P., Raju, N. J., Reddy, B. S. R., Suresh, U., Sankar, D. B., & Reddy, T. V. K. (2018). Heavy metal contamination in river water and sediments of the

- Swarnamukhi River Basin, India: risk assessment and environmental implications. *Environmental geochemistry and health*, 40(2), 609-623.
- Pardo, I., Alvarez, M., Casas, J., Moreno, J. L., Vivas. S., Alba, N., Jaimez (2002) El hábitat de los Ríos Mediterráneos. Diseño de un Índice de Diversidad de Hábitat Limnetica 21 (3-4)115-133 Madrid España.
  - Peña, J. M., Sarmiento, L. F., Susa, M. S. R., & Porras, L. S. (2017). Uso de bioindicadores para la evaluación de la calidad del agua en ríos: aplicación en ríos tropicales de alta montaña/Revisión corta. *UG Ciencia*, 23, 55-70.
  - Prieto Méndez, Judith; González Ramírez, César A.; Román Gutiérrez, Alma D.; Prieto García, Francisco; (2009) Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua; *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, vol. 10, núm. 1, 2009, pp. 29- 44 Universidad Autónoma de Yucatán Mérida, Yucatán, México
  - Rani, S., Ahmed, M. K., Xiongzi, X., Keliang, C., Islam, M. S., & Habibullah-Al-Mamun, M. (2021). Occurrence, spatial distribution and ecological risk assessment of trace elements in surface sediments of rivers and coastal areas of the East Coast of Bangladesh, North-East Bay of Bengal. *Science of The Total Environment*, 801, 149782.
  - Ranieri, E., Moustakas, K., Barbaferri, M., Ranieri, A. C., Herrera Melián, J. A., Petrella, A., & Tommasi, F. (2020). Phytoextraction technologies for mercury and chromium contaminated soil: a review. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 95(2), 317-327.
  - Rodríguez M. (2015) ¿Para Dónde va El Río Magdalena? Riesgos sociales, ambientales y económicos del proyecto de navegabilidad; Friedrich-Ebert-Stiftung, Colombia.
  - Sánchez-Pérez, A., Oliva-Paterna, F. J., Colin, N., Torralva, M., & Górski, K. (2020). Functional response of fish assemblage to multiple stressors in a highly regulated Mediterranean river system. *Science of The Total Environment*, 730, 138989.
  - Santisteban, M., Grande, J. A., de la Torre, M. L., Valente, T. M. F., Barrio-Parra, F., Izquierdo, M., & González, M. J. (2017). Estudio hidroquímico de los

embalses afectados por procesos de drenaje ácido de mina en la faja pirítica ibérica.

- Siddiqui, E., Verma, K., Pandey, U., & Pandey, J. (2019). Metal contamination in seven tributaries of the Ganga River and assessment of human health risk from fish consumption. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 77(2), 263-278.
- Tobón, S. R., Cadavid, R. M. A., & Gutiérrez, L. A. (2017). Patógenos Microbianos e Indicadores Microbiológicos de calidad del agua para consumo humano. *Facultad Nacional de Salud Pública: El escenario para la salud pública desde la ciencia*, 35(2), 2.
- Umana A. (2010) Problemática Socio-Ecosistémica De La Cuenca Del Río Tunjuelo; POMCA, Bogotá Colombia.
- Universidad del Atlántico, (2011), Caracterización e Impactos Ambientales Por Vertimientos En Tramos de la Cuenca Media y Baja del Rio Cesar, Valledupar, Barranquilla Colombia.
- Valdés Barrera, A., Inostroza Codoceo, N., Cartes Valdivia, M., Muñoz Sepúlveda, P., & Pérez, C. (2017). Potencial contaminación de aguas en la comuna de Penciahue, VII Región del Maule, producto del colapso de tranque de relaves debido al Terremoto de 27 de febrero de 2010.
- Vázquez, G. Ma. Luisa Martínez y José G. García-Franco (2018) La función de la vegetación ribereña y la calidad de los ríos Grupo de Investigación en Biodiversidad del Caribe, colombiano, Barranquilla
- Vidal c. H. Romero, (2010) Efectos ambientales de la urbanización de las cuencas de los ríos Biobío y Andalién sobre los riesgos de inundación y anegamiento de la ciudad de Concepción. En “Concepción metropolitano (AMC). Planes, procesos y proyectos. Pérez, L. e Hidalgo, R. (Editores), Serie GEO libros, Instituto de Geografía, Pontificia Universidad Católica de Chile.
- Villalba, D. J. S., Saltos, R. V. A., Badillo, L. M. R., Rodríguez, F. A. R., & Chugcho, P. A. A. (2017). Evaluación De La Calidad De Las Aguas De Los

Diques Turísticos En La Subcuenca Del Río Puyo, Mediante El Uso Del Ictest V1. 0. European Scientific Journal, ESJ, 13(8).

- Windsor, F. M., Pereira, M. G., Tyler, C. R., & Ormerod, S. J. (2019). Persistent contaminants as potential constraints on the recovery of urban river food webs from gross pollution. *Water research*, 163, 114858.
- Wong-Argüelles, C., Carranza-Álvarez, C., Alonso-Castro, A. J., & Ilizaliturri-Hernández, C. A. (2021). FITORREMEDIACIÓN in situ EN MÉXICO: UNA REVISIÓN. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 44(2), 133-133.
- Yannarella, F. A., & Hernández, A. F. (2017). Modificación del índice de calidad de riberas: Inclusión del componente social en la evaluación de la calidad ribereña de la microcuenca del río Burío-Quebrada Seca. *Uniciencia*, 31(1), 39-49.