

RELACIÓN ENTRE PROTOCOLOS DE EVALUACIÓN DE HÁBITAT FLUVIAL E  
ÍNDICES BIOLÓGICOS EN LA VALORACIÓN DE LA CALIDAD DE UN ECOSISTEMA  
FLUVIAL DE ALTA MONTAÑA

DANIEL MONTOYA CARDONA

UNIVERSIDAD CATÓLICA DE ORIENTE

FACULTAD DE INGENIERIAS

RIONEGRO

2022

RELACIÓN ENTRE PROTOCOLOS DE EVALUACIÓN DE HÁBITAT FLUVIAL E  
ÍNDICES BIOLÓGICOS EN LA VALORACIÓN DE LA CALIDAD DE UN ECOSISTEMA  
FLUVIAL DE ALTA MONTAÑA

DANIEL MONTOYA CARDONA

Trabajo de grado para optar el título de  
Ingeniero Ambiental

ASESORES

MARIA ISABEL RÍOS PULGARÍN

Doctora en ecología

Grupo de investigación en Limnología y recursos hídricos

Universidad Católica de Oriente

ARLEX MARÍN RAMÍREZ

Magister en recursos hidráulicos

Grupo de Investigación en Limnología y Recursos Hídricos

Universidad Católica de Oriente

UNIVERSIDAD CATÓLICA DE ORIENTE

FACULTAD DE INGENIERIAS

RIONEGRO

2022

## CONTENIDO

1 INTRODUCCIÓN .....	4
2 ANTECEDENTES.....	7
3 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	10
3.1 Problema.....	10
3.2 Justificación.....	11
4 OBJETIVOS.....	12
4.1 Objetivo general .....	12
4.2 Objetivos específicos.....	12
5 MARCO TEÓRICO.....	13
5.1 Descripción y clasificación del hábitat fluvial .....	13
5.2 Impactos sobre el hábitat y la morfología fluvial .....	22
5.3 Bioindicadores y protocolos de evaluación de calidad del hábitat fluvial .....	25
6 METODOLOGÍA .....	29
6.1 Zona de estudio.....	29
6.2 Recolección de la información .....	31
6.2.1 <i>Índices de calidad de hábitat fluvial</i> .....	31
6.2.2 <i>Índices biológicos</i> .....	32
6.3 Análisis de datos.....	38
7 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	40
7.1 Descripción del hábitat .....	40
7.2 Índices de calidad de hábitat.....	44
7.3 Índices biológicos .....	46
7.4 Descripción de las variables de hábitat.....	52
7.5 Relación entre protocolos de evaluación de hábitat fluvial e índices biológicos .....	54
8 CONCLUSIONES .....	61
9 REFERENCIAS .....	63

## 1 INTRODUCCIÓN

Los ríos son una unidad indispensable en el funcionamiento de las cuencas, dado su rol en el transporte y circulación del agua, vital para la existencia de los seres vivos (Mendoza *et al.*, 2014). Estos poseen gran valor ecológico y ambiental dada su influencia sobre otros ecosistemas y los beneficios que traen tanto al ser humano como al medio ambiente en general. Desafortunadamente, las alteraciones significativas de la calidad ambiental de los ecosistemas fluviales provocadas por las intervenciones antrópicas y el cambio climático afectan ampliamente la provisión de bienes y servicios ecológicos que prestan estos sistemas (Mueller y Marsh, 2002; Dudgeon *et al.*, 2006). La directiva marco del Agua (DMA) de la Unión Europea (UE) aceptó el termino *estado ecológico* como una medida de la calidad de las aguas que debe determinarse a nivel de cuenca, con respecto a unas condiciones de referencia, que a su vez se deben comparar con los datos de diferentes ecosistemas acuáticos de la cuenca. Esta directiva establece que las comunidades de organismos son una variable esencial para la determinación del estado ecológico de los ecosistemas fluviales (Directive, 2000) y que deben evaluarse en conjunto con las características fisicoquímicas e hidromorfológicas del cuerpo fluvial, ya que estas constituyen las condiciones ambientales que sustentan la biota.

En lo que a variables biológicas se refiere, los macroinvertebrados acuáticos son ampliamente utilizados para la valoración de los sistemas acuáticos como bioindicadores biológicos, puesto que son muy eficientes y permiten ahorrar y disponer mejor los recursos disponibles en la vigilancia de la contaminación y en la gestión ambiental (Alba – Tercedor y Sánchez Ortega, 1988). Para Roldan (1988) los macroinvertebrados acuáticos son considerados

como una herramienta pertinente para reconocer las características biológicas y fisicoquímicas del agua, necesarias para un adecuado control y conservación del ecosistema.

Según Leiva Flores (2004), la aplicación de índices bióticos utilizando macroinvertebrados bentónicos como indicadores se ha desarrollado a nivel mundial. En la actualidad los más populares son los basados en el método BMWP (Biological Monitoring Working Party) de Armitage *et al.* (1983). En diferentes regiones y países del mundo se han realizado numerosas modificaciones como BMWP' de la Península Ibérica (Alba Tercedor y Sánchez Ortega, 1988), BMWP/Col modificado para Colombia (Álvarez, 2005), IMRP (Rodríguez Capítulo, 1999) e IBPamp (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2001) ambos para la ecorregión pampeana (Argentina). Otros índices bióticos muy usados para determinar la calidad del agua son los de biodiversidad, estos consideran el número de especies y el número de individuos por especie; mientras otros índices comunes miden tolerancia/intolerancia a condiciones adversas de contaminación, por ejemplo, ASPT (Average Score Per Taxon) (Walley y Fontana, 1998), ABI (Andean Biotic Index) (Ríos-Touma *et al.*, 2014) y ETP (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) (Klemm *et al.*, 1990).

Con el objetivo de evaluar la calidad del hábitat fluvial se han propuesto diversas metodologías, por ejemplo, State of the Rivers Survey SRS (Anderson, 1993), Methods for Characterizing Stream Habitat-National Water-Quality Assessment NAWQA (Fitzpatrick *et al.*, 1998), Vermont Stream Geomorphic Assessment Protocol Handbooks VSGA (VTANR, 2004), Riparian Quality Index (RQI) (Del Tánago y De Jalón, 2011), Australian River Assessment System (AusRivAS) (Parsons *et al.*, 2002), Protocolo para la valoración de la calidad hidromorfológica de los ríos (HIDRI) (Munné *et al.*, 2006), Protocolo de Evaluación de la Calidad Ecológica de Ríos Andinos (CERA) (Acosta *et al.*, 2009), Índice de Habitabilidad Fluvial (IHF) (Pardo *et al.*, 2002), Índice de calidad del Bosque de Ribera (QBR) (Suarez-Alonso *et al.*, 2002); diseñadas para evaluar

la calidad de los ecosistemas fluviales o para cumplir diferentes objetivos ambientales como la restauración de ecosistemas alterados (Prat y Munné, 1999). Todos estos índices permiten valorar el estado ecológico del sistema, con diferente grado de detalle, de acuerdo a las variables consideradas. El uso de uno u otro estará supeditado a la disponibilidad de recursos e información y la calidad de la evaluación será mayor cuanto mas integral sea el método utilizado; es decir, cuantas más variables se consideren y más interrelaciones se identifiquen.

En corrientes de alta montaña la relación entre las características físicas del hábitat y la biología no está plenamente identificada, por ello se hace necesario un estudio que permita evaluar la importancia del vínculo entre la calidad biológica, adquirida a partir de índices biológicos y la calidad del hábitat físico obtenida a partir de diferentes protocolos de evaluación para este tipo de corrientes. De manera que sea posible comprender los efectos ecológicos de la hidromorfología fluvial y la vegetación riparia, para obtener mejores resultados al momento de diagnosticar la calidad de un hábitat fluvial y, a partir de allí, implementar medidas necesarias para su gestión, conservación o recuperación. El objetivo de esta investigación es identificar la relación entre los resultados de los protocolos de evaluación del hábitat fluvial y la condición de calidad obtenida a partir de los índices biológicos de calidad de agua en algunas corrientes de montaña del oriente antioqueño, y de esta manera aportar conocimiento para una mejor aplicación e interpretación de los resultados que ofrecen tanto los índices de hábitat fluvial como los bioindicadores de calidad de agua.

## 2 ANTECEDENTES

La mayoría de los parámetros que se usan para determinar el estado de la calidad de las aguas son de carácter físico-químico pero con un enfoque más químico que físico y sin tener en cuenta la importancia de la biología en la determinación de la calidad del agua (Tercedor, 1996). Alba - Tercedor (1996), examina las metodologías que a menudo se emplean para evaluar y hacer seguimiento a la calidad del agua en ríos de Andalucía (España), encontrando que dichas metodologías están casi siempre basadas exclusivamente en análisis físico-químicos con poco enfoque biológico. Las metodologías que utilizan a los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad del agua y el estado del ecosistema demuestran su eficiencia para detectar puntos de mayor alteración por contaminación, permitiendo analizar confiablemente un ecosistema fluvial específico asociando parámetros físico-químicos e índices biológicos al momento de evaluar su calidad.

Asimismo, en latinoamérica también se utilizan los macroinvertebrados acuáticos para el monitoreo de los ríos por su fácil y económica aplicación, como es el caso del estudio realizado por Terneus *et al.* (2012) al río Lliquino, ubicado en el oriente de Ecuador. Del mismo modo Alba Tercedor y Sánchez Ortega (1988) ponen a prueba un método sencillo y rápido para evaluar y monitorear la calidad del agua en España, mediante comparaciones de índices de diversidad e índices biológicos, obteniendo como resultado que el Biological Monitoring Working Party (BMWP) permite analizar la calidad del agua partir de la identificación taxonómica de los macroinvertebrados acuáticos hasta el nivel de familia lo que lo hace muy económico y práctico. La fiabilidad de los resultados obtenidos con el BMWP, su rápida obtención y su fácil utilización (ya que no requiere más que unos conocimientos taxonómicos muy elementales) convierten a este

índice en una excelente herramienta para el seguimiento y gestión de cuencas, con un importante ahorro, tanto económico como de tiempo, al permitir evaluar la calidad del agua fácilmente. Cabe destacar que, así como el BMWP, existen otros índices que permiten evaluar la calidad del agua fácilmente, por ejemplo, Ríos-Touma *et al.* (2014) realizaron una exhaustiva revisión bibliográfica sobre la distribución de macroinvertebrados y su tolerancia a la contaminación en áreas andinas por encima de los 2000 msnm, con los datos obtenidos se propuso el Índice Biótico Andino (ABI), que está basado en el índice BMWP, pero incluye menos familias de macroinvertebrados que en otras regiones del mundo donde se ha aplicado el índice BMWP, porque la altitud restringe la distribución de varias familias. El estudio concluyó que el índice ABI es extremadamente útil para detectar el deterioro general de los ríos, pero los límites de calidad de clase deben definirse de forma independiente para cada cuenca porque las condiciones de referencia pueden ser diferentes.

El índice de ASPT (Average Score per Taxon), es un índice biológico valioso para la evaluación de la calidad del agua, en especial cuando hay alta diversidad. Para calcularlo se divide la puntuación del BMWP por el número de taxones calificados en la muestra, lo cual expresa el promedio de indicación de calidad del agua que tienen las familias de macroinvertebrados en un sitio determinado, el trabajo de Arango *et al.* (2008) concluyó que el ASPT resultó ser mejor índice de medición que el mismo BMWP, ya que este calcula el promedio de la puntuación de tolerancia a la contaminación; lo que lo convierte también en un índice económico y práctico a la hora de evaluar la calidad del agua.

Otros estudios han evaluado si la estructura de las comunidades de macroinvertebrados está ligada a ciertas variables de hábitat como se muestra en el trabajo de Ríos-Touma *et al.* (2011), en el cual se evaluó el efecto del régimen hidrológico sobre la composición de macroinvertebrados en un arroyo tropical en Ecuador teniendo en cuenta que la composición y estructura de las

comunidades pueden darse principalmente debido a otro tipo de factores ya sean, físicos, ambientales, químicos o biológicos.

Como consecuencia de la necesidad de determinar el estado de la calidad de los ecosistemas fluviales sin basarse exclusivamente en la calidad del agua sino también en las demás variables que conforman dicho ecosistema, se han realizado diferentes estudios. Por ejemplo, Del Tánago y De Jalón (2011) proponen una metodología, el RQI (Riparian Quality Index), para valorar la estructura y dinámica de las riberas fluviales con base hidrológica y geomorfológica, donde los principales atributos a evaluar tales como, la conectividad transversal del cauce con sus riberas y llanura de inundación o las dimensiones en anchura del espacio ripario ocupado por vegetación asociada al río, son de fácil reconocimiento visual. Este índice puede ser una herramienta muy útil, no solo para la valoración del estado ecológico de las riberas sino también para identificar los problemas existentes y formular estrategias de gestión y restauración ecológica.

Acosta *et al.* (2009) presentan un protocolo rápido de evaluación de la Calidad Ecológica de Ríos Andinos (CERA), situados alrededor de los 2000msnm en Venezuela y Bolivia. Este trabajo incluyó el estudio de los macroinvertebrados bentónicos, el hábitat fluvial y la vegetación de ribera permitiendo reconocer los respectivos gradientes de perturbación y la variabilidad natural de las condiciones de referencia en cada país. De este modo se puede reconocer la relación entre el hábitat fluvial y la presencia de ciertas comunidades biológicas.

### 3 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

#### 3.1 Problema

La calidad del hábitat de los afluentes de alta montaña ubicados en la cuenca del río Samaná, Norte en el oriente antioqueño, se ven ampliamente afectadas debido a prácticas y dinámicas antrópicas como deforestación, actividades agrícolas y pecuarias alrededor de la cuenca, lo cual ha generado impactos negativos en el territorio y en la calidad del agua (CORNARE, 2014).

Por otra parte, contemplar las características del hábitat como el sustrato del lecho, el estado de la vegetación de ribera o la identificación de las características físicas o hidráulicas del hábitat, sumado a las características químicas del agua y a la composición de los macroinvertebrados acuáticos, posibilita evaluar y comprender el funcionamiento del ecosistema fluvial de manera integral, además de su estado ecológico y la relación que poseen estas variables entre sí (Barquín *et al.*, 2011). La evaluación del estado del ecosistema fluvial, a menudo se realiza considerando los aspectos físicos independiente de los químicos y los biológicos. Sin embargo, no es posible obtener un criterio preciso sobre la calidad del hábitat fluvial si se evalúan estas variables de manera aislada, debido a la influencia que las características físicas, químicas e hidromorfológicas tienen sobre las comunidades biológicas, por lo tanto, para precisar un criterio acerca de la salud del ecosistema fluvial, se hace necesario reconocer la relación entre ambas variables (físicas y biológicas) y deben ser tenidas en cuenta de manera conjunta a la hora de valorar el estado del hábitat. Existen diversas metodologías para caracterizar la calidad del hábitat fluvial a fin de cumplir con diferentes objetivos medioambientales, esta diversidad de métodos puede entenderse como una ventaja para abordar dichos objetivos, sin embargo, en esta zona de estudio no se ha considerado una metodología en la que la relación entre las características físicas y la biología esté plenamente

identificada, por ello es necesario un estudio que permita identificar la importancia del vínculo entre la biología y el hábitat físico donde se pueda comprender la importancia ecológica de la hidromorfología, obtener mejores resultados al momento de diagnosticar la calidad de un hábitat fluvial, aportar datos y conocimiento para una mejor aplicación e interpretación de los resultados que ofrecen los índices de hábitat fluvial y los bioindicadores.

### 3.2 Justificación

Es fundamental el valor que posee el ecosistema fluvial debido a los servicios que presta (alimentación, generación de energía, producción agrícola y pecuaria, recreación, entre otros), motivo por el cual existe gran interés en conocer el estado de la calidad en el que se encuentran los ecosistemas, con el fin de establecer planes para su conservación en los cuales se les dé un uso racional y ambientalmente sostenible sin alterar su equilibrio ecológico. Los macroinvertebrados acuáticos son ampliamente utilizados para la valoración de los sistemas acuáticos como bioindicadores biológicos, puesto que son muy eficientes y económicos al momento de llevar a cabo procesos de vigilancia de la contaminación y gestión ambiental, estos son considerados como una herramienta pertinente para reconocer las características biológicas y fisicoquímicas del agua, necesarias para un adecuado control y conservación del ecosistema fluvial (Alba-Tercedor y Sánchez Ortega, 1988). Al momento de reconocer las alteraciones a las que están sometidos los ecosistemas fluviales, es preciso conocer la diversidad de macroinvertebrados que allí habitan, puesto que estos permiten identificar el estado de la calidad del agua y como responden los organismos ante las alteraciones, pero el solo uso de bioindicadores biológicos en la obtención de un diagnóstico del estado ecológico del ecosistema fluvial no es suficiente para obtener un criterio preciso sobre su estado ecológico debido a la influencia de las variables físicas e hidráulicas tales

como, velocidad, profundidad, sustrato del lecho y vegetación riparia tienen sobre las comunidades biológicas, por lo que se debe incluir también una evaluación hidromorfológica.

Por ello es necesario un estudio que permita identificar la importancia del vínculo entre la biología y el hábitat físico, teniendo en cuenta la influencia de las características físicas sobre la estructura y desarrollo de las comunidades biológicas, donde se pueda comprender la importancia ecológica de la hidromorfología dentro de los ecosistemas fluviales y así obtener mejores resultados al momento de diagnosticar la calidad de un hábitat fluvial, y a partir de allí, empezar a introducir mejoras o iniciar procesos de conservación y/o restauración ecológica apuntando hacia los principales problemas o afecciones que presenta el ecosistema fluvial.

## 4 OBJETIVOS

### 4.1 Objetivo general

Identificar la relación entre los resultados de los protocolos de evaluación del hábitat fluvial y la condición de calidad obtenida a partir de los índices biológicos de calidad del agua en corrientes de alta montaña

### 4.2 Objetivos específicos

Evaluar la calidad del hábitat acuático de nueve tramos de río, mediante diferentes protocolos de calidad de hábitat fluvial.

Determinar la calidad del agua del ecosistema fluvial de nueve tramos de río, mediante los índices BMWP/Col, ETP, ASPT y ABI.

Comparar la condición de calidad de hábitat fluvial obtenida de los protocolos de evaluación con la condición de calidad resultante de los índices biológicos.

Establecer si la presencia de las comunidades de macroinvertebrados en las corrientes seleccionadas responde a las condiciones de calidad del hábitat.

## 5 MARCO TEÓRICO

### 5.1 Descripción y clasificación del hábitat fluvial

La morfología fluvial a escala de cuenca determina la abundancia y distribución de hábitats y refugios, y la posibilidad de dispersión para especies como los peces migratorios que poseen mayores requerimientos espaciales, lo cual tiene consecuencias biológicas. Asimismo, a escala de tramo, la heterogeneidad en las diferentes formas del lecho, como la presencia de rápidos y pozas, condiciona la diversidad de hábitats y, por consiguiente, la diversidad de organismos. A escala “micro”, la distribución de diferentes tipos de sedimentos tiene influencia en las conexiones entre el agua superficial y la hiporreica. Variables como la pendiente, la rugosidad del cauce, el caudal y la velocidad de la corriente fundan condiciones en cada una de estas escalas de acuerdo al gradiente fluvial (Elosegui, 2009).

La capacidad de arrastre de sedimentos de los ríos depende del caudal y de la pendiente, asimismo, el tipo de cauce se forma dependiendo del tamaño del sedimento y de lo erosionable que

sea el sustrato. Por esto, es común encontrar tramos erosivos en la cabecera de los ríos en los que el lecho se encaja en los terrenos contiguos, formando cauces rectilíneos y constreñidos. En tramos con altas pendientes suelen formarse cascadas en el cauce, mientras que en tramos con pendientes menores es típico encontrar escalones y pozas. Los ríos de montaña por lo general arrastran gran cantidad de sedimentos, pero esta capacidad de arrastre va disminuyendo en su salida a la llanura del piedemonte en donde dejan de transportarse los sedimentos para ser depositados, obstaculizando el cauce y obligándolo a migrar, formando los denominados ríos trezados o anastomosados. Ambos tipos de río tienen múltiples cauces y poseen una diferencia, los ríos trezados son muy inestables y se caracterizan por poseer amplias zonas con gravas desnudas, mientras que los ríos anastomosados son más estables y las áreas entre los cauces casi siempre están invadidas por vegetación. Teniendo en cuenta que la pendiente generalmente disminuye con la distancia aguas abajo, también se reduce circunstancialmente el arrastre de sedimentos. En estas zonas, los lechos de los ríos pasan a tener sustratos arenosos y limosos adquiriendo un cauce meandriforme que discurre en medio de una amplia llanura de inundación. Estos ríos meándricos poseen gran diversidad de hábitats físicos gracias a los sustratos depositados por el mismo río que forman lagos en herradura y que temporalmente pueden reconectarse con el cauce principal (Elosegui, 2009).

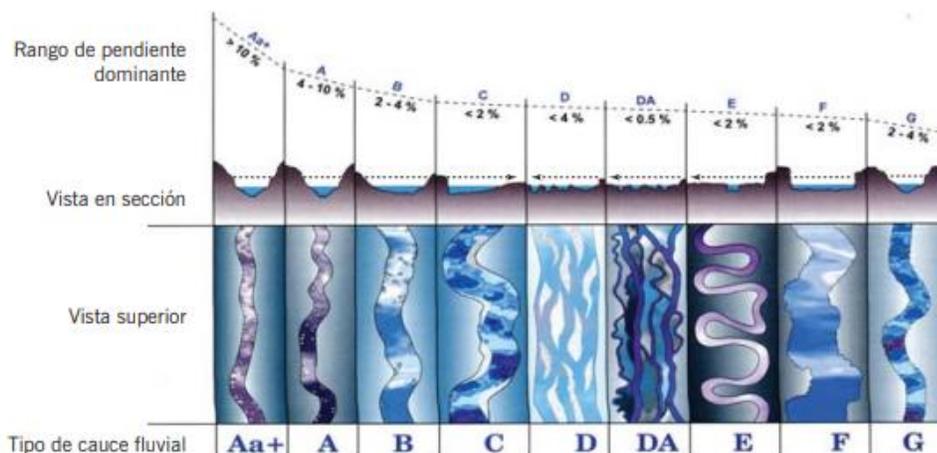


Figura 1. Tipología fluvial. Fuente: Rosgen (1996).

Los ríos del planeta tienen en común una serie de características que derivan de la corriente de agua, y a su vez considerables particularidades que dependen de las características climáticas y de la cuenca a la cual pertenecen: área, geología, suelos y usos del suelo, topografía, vegetación, influencia antrópica, entre otros. La estructura de los cauces fluviales suele ser muy diferentes entre sí, desde estrechos cañones de montaña hasta grandes ríos de llanuras aluviales. Esta es una de las características que mayor influencia tiene en la estructura y el funcionamiento del ecosistema fluvial. Por ejemplo, los ríos de montaña, además de encañonados suelen ser sombríos, por lo que su producción primaria puede ser escasa, mientras que en los piedemontes los ríos trenzados suelen ser más abiertos con una mayor incidencia de luz lo que aumenta la producción primaria, pero a su vez son menos estables (Elosegui, 2009).

Los mecanismos que configuran la heterogeneidad y diversidad de hábitats actúan de manera unidireccional en diferentes escalas espaciales, que abarcan desde factores de gran escala como la geología, el clima, los usos del suelo en la cuenca, la estructura de la vegetación de ribera, entre otros, a factores de menor escala como la secuencia de mesohabitats (rápidos y pozas), pasando por el microhábitat hasta la partícula individual. A partir del reconocimiento de esta

interacción de factores en múltiples escalas, Frissell *et al.* (1986) proponen un sistema de clasificación de corrientes haciendo énfasis en la relación de un arroyo (desde toda la red de canales hasta los rápidos, pozas y microhábitats) con su cuenca. Esta clasificación reconoce que cada elemento dentro de la red de canales hace parte de un sistema organizado de manera jerárquica como se muestra en la Figura 2 y, por lo tanto, los procesos que operan en escalas pequeñas están condicionados por las escalas mayores.

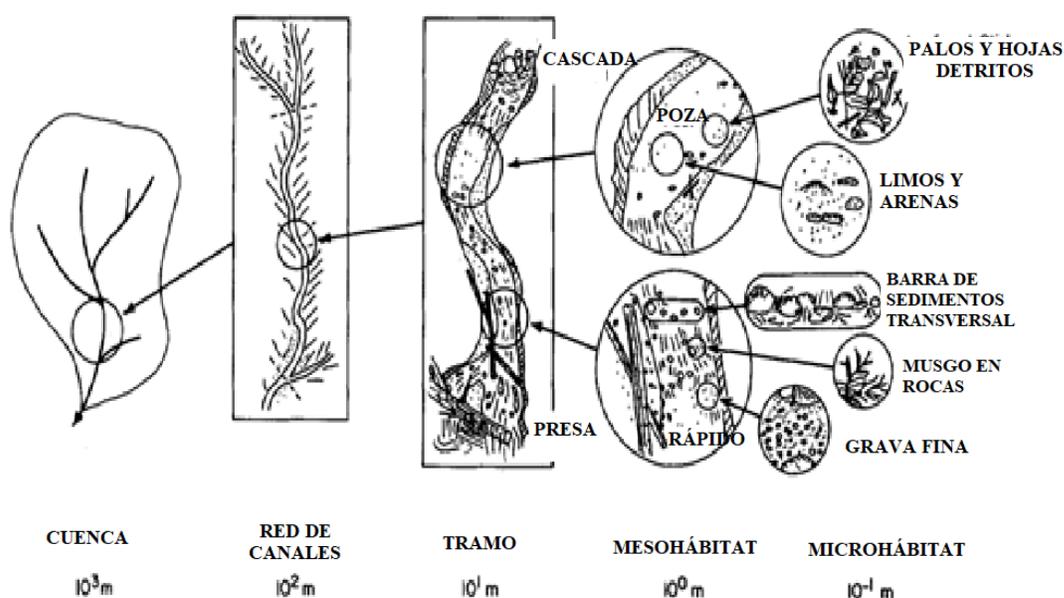


Figura 2. Organización jerárquica de un sistema de arroyos y sus subsistemas de hábitat. Indicando una escala espacial lineal aproximada, apropiada para un arroyo de montaña de segundo o tercer orden. Fuente: Frissell *et al.* (1986).

En el trabajo de Montgomery y Buffington, (1997), después de una amplia revisión de literatura sobre la variedad de morfologías que presentan los canales fluviales y resaltando que ninguna clasificación puede abarcar todos los tipos de formas existentes debido a que cada una de las clasificaciones de hábitat en los ecosistemas fluviales tiene ventajas y desventajas dependiendo de su uso en áreas de geología, ingeniería, ecología, entre otras; se reconocen tres sustratos que

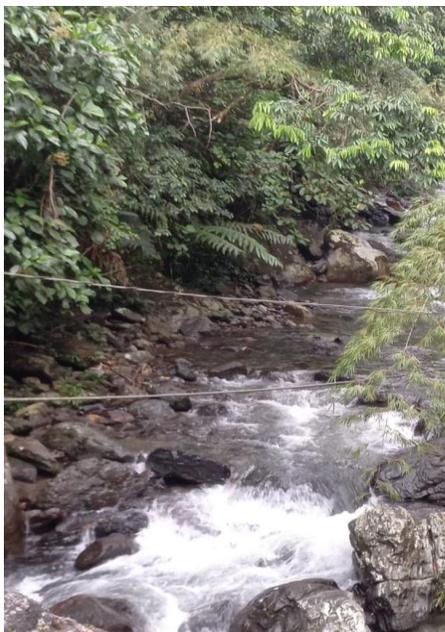
predominan en los canales fluviales: lecho de roca, aluvión y coluvión. Los lechos de roca carecen de un lecho aluvial contiguo y reflejan altas capacidades de transporte en relación con el suministro de sedimentos; por lo general, están confinados por las paredes del valle y tienen pendientes pronunciadas. Por otro lado, los canales con predominancia de sustratos aluviales presentan una amplia variedad de morfologías y configuraciones de rugosidad que varían según la pendiente y la posición dentro de la red hídrica, y pueden ser confinados, con poca o ninguna llanura de inundación, o no confinados, con una llanura de inundación bien establecida. Se reconocen cinco morfologías de hábitat asociadas a canales con sustratos aluviales: cascada, escalón pozo, lecho plano, rápido remanso y rizos y dunas. Los sustratos coluviales forman un tipo de canal adicional que difiere de los aluviales, a pesar de compartir un sustrato aluvial delgado, estos suelen ser pequeños arroyos de cabecera que fluyen sobre un relleno de valle coluvial y muestran un transporte fluvial débil o efímero. Cada uno de estos tipos de canales se distingue por una morfología distintiva del lecho del canal, lo que permite una rápida clasificación visual.

Cascada: se conoce también como flujo de volteo o volcadura (Bisson *et al.*, 1982), su definición se puede aplicar tanto a unidades de canales como a tramos. El flujo continuo de volteo y de chorro dominan la disipación de energía en este tipo de morfologías. (Peterson y Mohanty, 1960). Generalmente, los hábitats en cascada ocurren en laderas empinadas, están estrechamente confinados por las paredes del valle, y se caracterizan por poseer un material de lecho desorganizado longitudinal y lateralmente que consiste casi siempre en cantos rodados y rocas (Figura 3). El gran tamaño de los cantos comparados con la profundidad del espejo de agua hace que el material más grande que forma el lecho de los tramos en cascada sea prácticamente inmóvil. Es común también encontrar pequeñas pozas parcialmente en el canal de flujo (Montgomery y Buffington, 1997).



*Figura 3.* Hábitat tipo Cascada. Fuente: elaboración propia.

Escalón-pozo: este tipo de hábitats se caracterizan por tener escalones longitudinales formados por grandes acumulaciones de rocas dispuestas a lo largo del canal que separan las pozas que contienen material más fino (Ashida *et al.*, 1976). Esta morfología del lecho se forma en una alternancia de flujo crítico a supercrítico sobre los escalones y flujo subcrítico en las pozas (Bowman, 1977). Esta morfología, generalmente se asocia con pendientes pronunciadas, relaciones pequeñas de ancho y profundidad y un confinamiento pronunciado por las paredes del valle. Aunque los tamaños de las rocas que forman los escalones suelen ser comparables a las profundidades cuando el flujo de agua es máximo, también se puede desarrollar un perfil longitudinal escalonado en canales empinados con lecho de arena (Grant y Mizuyama, 1991).



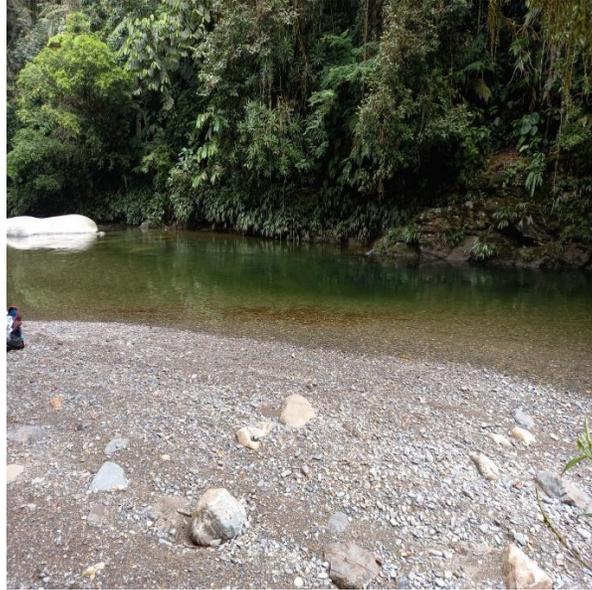
*Figura 4.* Hábitat tipo Escalón-Pozo, quebrada La Isla (S5). Fuente: elaboración propia.

Lecho plano: este término se ha aplicado tanto a las fases de lecho plano en canales con lecho de arena (Simons *et al.*, 1965) como a los canales con lecho de grava y cantos rodados (Florsheim, 1985). Estos tipos de hábitat carecen de barras discretas, una condición asociada con una baja relación entre el ancho y la profundidad del cauce (Sukegawa, 1973). Las zonas de lecho plano ocurren en canales casi rectos con pendientes entre moderadas y altas, que pueden no estar confinados por las paredes del valle. Su lecho suele estar compuesto por granos de arena y cantos rodados pequeños, pero predominan los lechos de grava o de cantos rodados (Buffington, 1995).



*Figura 5.* Hábitat tipo Lecho plano. Río Tafetanes (S8). Fuente: elaboración propia.

Rápido-remanso: este tipo de hábitats tienen un lecho ondulado que define una secuencia de barras, pozas y rápidos (Leopold *et al.*, 1964). Los canales con rápidos y remansos por lo general no están confinados y tienen llanuras de inundación bien establecidas. El tamaño del sustrato en estos hábitats varía de arena a guijarros, pero normalmente es de grava. La topografía de las barras y los remansos generada por la convergencia y divergencia del flujo local puede formarse libremente por el flujo transversal y el transporte de sedimentos, o forzarse por las curvas y obstrucciones del canal (Lisle, 1986). Las secuencias de rápido-remanso son resultado de una perturbación del flujo interno que provoca la convergencia del flujo y la socavación en las orillas alternas del canal. La divergencia de flujo concordante aguas abajo se da por la acumulación local de sedimentos en barras discretas. Las aceleraciones convectivas impulsadas por la topografía aumentan los patrones de flujo convergente y divergente y, por lo tanto, la morfogénesis de los rápidos y los remansos (Dietrich y Smith, 1983).



*Figura 6.* Hábitat tipo Rápido-Remanso. Río El Melcocho (S4). Fuente: elaboración propia.

Rizos y dunas: la formación de este tipo de hábitats depende de la profundidad del flujo, la velocidad, el tamaño del grano de la superficie del lecho y la tasa de transporte de sedimentos (Middleton y Southard, 1984), aunque generalmente sigue una secuencia morfológica conocida con el aumento de la profundidad y la velocidad del flujo: lecho plano de régimen inferior, ondulaciones, olas de arena, dunas, lecho plano de régimen superior y antidunas (Gilbert, 1914). Todavía no existe una explicación teórica completa para el desarrollo de estas formas de lecho de escala múltiple, pero suelen asociarse a una baja rugosidad relativa. Los canales con dunas también presentan barras puntuales u otras formas de lecho forzadas por la geometría del canal (Henderson, 1963).



*Figura 7.* Hábitat tipo Dunas y rizos. Quebrada La Trinidad (S7). Fuente: elaboración propia.

## 5.2 Impactos sobre el hábitat y la morfología fluvial

Los ecosistemas dulceacuícolas pueden ser los más amenazados en el mundo. La pérdida de la biodiversidad es mucho mayor en las aguas dulces que en los ecosistemas terrestres más afectados (Sala *et al.*, 2000). Hay un sin número de factores de estrés que afectan a los ecosistemas de agua dulce; algunos de ellos están muy extendidos y afectan a grandes áreas (por ejemplo, la agricultura y la minería), mientras que otros tienen impactos que se limitan a áreas específicas (por ejemplo, industrias específicas y grandes plantaciones de monocultivos) (Ríos-Touma y Ramírez, 2019). Asimismo, fuertes cambios en las precipitaciones afectan el régimen natural de los caudales de los ríos y arroyos neotropicales, la biota está adaptada a patrones específicos de estacionalidad y los utiliza como señales para su desarrollo (Huryn y Wallace, 2000). Los cambios del régimen de caudal facilitan el establecimiento de especies no autóctonas, lo que acelera la pérdida de las autóctonas y altera el funcionamiento de los ecosistemas fluviales (Moyle y Light, 1996). Otra amenaza latente para los ecosistemas fluviales es la deforestación, un problema importante de la tala es la fragmentación de los bosques que genera aislamiento de las poblaciones biológicas

(Broadbent *et al.*, 2008). La agricultura y la ganadería también son una de las principales causas de la deforestación en el mundo (Aide *et al.*, 2013). La tala, por ejemplo, altera la química del agua y la disponibilidad del hábitat (Reis, 2013). La pérdida de la vegetación de ribera reduce la entrada de hojarasca en los cuerpos de agua, cambiando las tasas de descomposición de materia orgánica de partículas gruesas y cambiando la estructura trófica hacia sistemas basados en algas (Encalada *et al.*, 2010). Además, debilita las bancas del cauce facilitando su erosión, lo que produce alteraciones en las condiciones morfológicas del cauce.

La vegetación de ribera comprende la zona ecotonal en la transición entre un cuerpo de agua y el ambiente terrestre limítrofe, la cual desempeña un rol elemental en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. La cobertura, estructura, y composición de la vegetación contribuyen de manera esencial en el control de la entrada de energía al ecosistema acuático. Dadas las diversas funciones ambientales que cumplen los ecosistemas ribereños, y los servicios ecosistémicos que prestan y que directa o indirectamente repercuten en el bienestar de la sociedad, hacen que el conocimiento de la calidad ecológica de estas áreas se considere como un buen indicador ambiental, útil en la planificación y gestión del territorio (Carrasco *et al.*, 2014). Además, la vegetación ribereña juega un papel importante en el control de fuentes no puntuales de contaminación y contribuye a la consiguiente mejora de la calidad del agua de ríos y arroyos (de Cabo *et al.*, 2019). Es de anotar que las interacciones bióticas y abióticas entre el río y la zona de ribera determinan procesos hidrológicos relevantes del balance hídrico y ejercen control de los tipos de vegetación característicos del corredor de ribera y laderas aledañas; la flora responde y se adapta a las condiciones del medio y, a su vez, controlan el ciclo hidrológico de estos ecosistemas (Morales de la Cruz, 2011).

La agricultura es quizá la actividad económica más importante en América Latina y ejerce una gran presión ambiental sobre los ecosistemas naturales. Muchas hectáreas de bosques naturales se han convertido en tierras agrícolas, por lo que esta es la principal causa de cambio de uso de la tierra y de pérdida de bosques en América Latina (Graesser *et al.*, 2015). Los efectos de la agricultura en los ecosistemas fluviales incluyen la eutrofización por el aumento de nutrientes, sedimentación, y cambios en la morfología de los canales (Ramírez *et al.*, 2008). Estos impactos varían según la intensidad de la agricultura. Las prácticas que eliminan la vegetación ribereña (por ejemplo, el establecimiento de pastizales) causan los mayores impactos, aumentando la radiación solar y cambiando la base trófica de los ecosistemas (Vázquez *et al.*, 2011).

La urbanización crea una serie de impactos en los ecosistemas fluviales, principalmente relacionados con la pérdida de vegetación para la construcción y la contaminación por el vertimiento de aguas residuales sin tratamiento previo, al carecer de una infraestructura eficiente para tratar las aguas residuales. La expansión de la frontera urbana crea una cubierta impermeable en las cuencas que altera su hidrología aumentando el caudal de los arroyos urbanos, inclusive haciendo que sean mayores que los de los arroyos no urbanos (Ramírez *et al.*, 2009). Es de esperarse que los arroyos urbanos tengan regímenes hidrológicos alterados, grandes cargas de contaminantes, materia orgánica, y comunidades bióticas pobres dominadas por especies exóticas. Asimismo, el control de las inundaciones y la extracción de agua son factores que regulan los caudales, gracias a que la gestión de las inundaciones en muchas áreas urbanas se centra en medidas que trasladen rápidamente el agua a las áreas aguas abajo, lo que resulta en el encauzamiento y canalización de los canales. Por otro lado, la extracción de agua para uso doméstico y agrícola requiere la construcción de presas y otras estructuras propiciando cambios en el régimen natural de los caudales; estos cambios en el régimen de los caudales tienen fuertes repercusiones en la

estructura y la función de los ecosistemas fluviales (Poff *et al.*, 1997). La principal consecuencia de la regulación del caudal es la pérdida de microhábitats, puesto que los canales se secan debido a la extracción de agua o a los cambios en la variabilidad del caudal (Pringle *et al.*, 2000). Para la fauna migratoria la regulación del caudal reduce la conectividad longitudinal, y las grandes presas se convierten en barreras que impiden la migración (Holmquist *et al.*, 1998).

### 5.3 Bioindicadores y protocolos de evaluación de calidad del hábitat fluvial

Alrededor del mundo se han formulado diferentes programas de evaluación, planes de ordenación y diversas normativas que rigen a los ecosistemas fluviales. Algunas valoran la hidromorfología fluvial por medio de índices y otras cuentan con índices ecológicos que incluyen también la valoración de algunos parámetros hidromorfológicos (Ojeda *et al.*, 2007), y fueron diseñadas para evaluar la calidad de los ecosistemas fluviales o para cumplir diferentes objetivos ambientales como la restauración de ecosistemas alterados (Prat y Munné, 1999).

A continuación, se describen los protocolos de calidad de hábitat usados en este trabajo:

- Australian River Assessment System (AusRivAS), permite realizar una descripción del hábitat, incluyendo, tipos de sustratos, tipo de corrientes, profundidad, cobertura vegetal. Es el sistema australiano oficial para evaluar la condición de un río, y es el protocolo usado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (APA) para ríos andinos (Parsons *et al.*, 2002).
- Protocolo para la valoración de la calidad hidromorfológica de los ríos (HIDRI), se desarrolló con el fin de caracterizar la calidad hidromorfológica de los ríos según la Directiva Marco del Agua (DMA), incluyendo la evaluación de la estructura física (morfometría fluvial

y estructura del bosque de ribera), así como el régimen de caudales asociados a los ecosistemas fluviales (Munné *et al.*, 2006).

- Protocolo de Evaluación de la Calidad Ecológica de Ríos Andinos (CERA), permite realizar una rápida evaluación de la calidad ecológica de los ríos, valorando diferentes atributos de cuenca, tales como, hidrología, tramo, lechos, el hábitat fluvial y la comunidad vegetal de ribera (Acosta *et al.*, 2009).

- Índice de Habitabilidad Fluvial (IHF), valora aspectos físicos del cauce en relación con la heterogeneidad de hábitats y que dependen en gran medida de la hidrología y del sustrato existente, por ejemplo, la frecuencia de rápidos, la existencia de distintos regímenes de velocidad y profundidad, el grado de inclusión del sustrato y sedimentación en pozas, y la diversidad y representación de sustratos. También evalúa la presencia y dominancia de distintos elementos de heterogeneidad, que contribuyen a incrementar la diversidad de hábitat físico y de las fuentes alimenticias, entre ellos materiales de origen alóctono (hojas, madera) y de origen autóctono, como la presencia de diversos grupos morfológicos de productores primarios (Pardo *et al.*, 2002).

- Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR) se ha utilizado eficazmente para evaluar la calidad del bosque de ribera en las cuencas mediterráneas (Suárez-Alonso *et al.*, 2002). Este incluye 4 apartados: Grado de Cubierta de la Ribera, Estructura de la Cubierta, Calidad de la Cubierta y Grado de Naturalidad el Canal Fluvial.

Contemplar las características del hábitat, como el estado de la vegetación de ribera o la identificación de las características físicas o hidráulicas del hábitat, sumado a las características químicas del agua y a la composición de los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad del hábitat fluvial, posibilita evaluar y comprender el funcionamiento del ecosistema

fluvial de manera integral, además de su estado ecológico y la relación que poseen estas variables entre sí (Barquín *et al.*, 2011).

Por otro lado, la bioevaluación se realiza mediante bioindicadores que son especies animales o vegetales que presentan un rango limitado de tolerancia a uno o varios factores ambientales de origen biótico o abiótico. La presencia de un bioindicador en un hábitat determinado indica un estado particular de su medio ambiente y para que la población de una especie sea considerada como bioindicador debe ser abundante y sensible a los cambios en el medio donde habitan, de fácil identificación, con poca movilidad y bien estudiadas en su ciclo biológico y ecológico. Mayor será su utilidad como bioindicador en cuanto su límite de tolerancia a los cambios sea más estrecho. Los macroinvertebrados son usados como bioindicadores ya que permiten observar alteraciones que, dependiendo de su ciclo de vida pueden ser en el corto, mediano o largo plazo. Esto permite hacer estudios comparativos entre el ciclo de vida y la sobrevivencia basados en las alteraciones del hábitat (Tenjo y Cárdenas, 2015). Estos, además, facilitan el análisis espacial de los efectos de las perturbaciones en el ambiente dada su naturaleza sedentaria y las ventajas que poseen con respecto a otros componentes de la biota acuática (Rosenberg y Resh, 1993).

Los macroinvertebrados son los organismos más ampliamente usados como bioindicadores en la actualidad por diversas circunstancias (Resh, 2008) entre las que destacamos (tomado de Bonada *et al.*, 2006):

- 1- Tener una amplia distribución (geográfica y en diferentes tipos de ambientes).
- 2- Una gran riqueza de especies con gran diversidad de respuestas a los gradientes ambientales.
- 3- Ser en su mayoría sedentarios, lo que permite el análisis espacial de la contaminación.

- 4- En otros casos, la posibilidad de utilizar su reacción de huida (deriva) como indicador de contaminación.
- 5- En algunas especies, tener ciclos de vida largo porque integra los efectos de la contaminación en el tiempo.
- 6- Poder ser muestreados de forma sencilla y con pocos recursos.
- 7- Una taxonomía en general bien conocida a nivel de familia y género.
- 8- La sensibilidad bien conocida de muchos taxa a diferentes tipos de contaminación.
- 9- El uso de muchas especies en estudios experimentales sobre los efectos de la contaminación

A partir de estos se han desarrollado índices para la valoración de la calidad del agua como el índice BMWP (Biological Monitoring Working Party) que fue propuesto en 1970 y se considera como el método más utilizado para medir la calidad del agua haciendo uso de los macroinvertebrados acuáticos a manera de bioindicadores, además, es un método fácil y de rápido para evaluar la calidad. Álvarez (2005) modificó este método a fin de adaptarlo a la respuesta de las familias y las condiciones propias de Colombia; de allí nace el BMWP/Col. La razón de su modificación se justifica en que originalmente el índice estaba basado en especies de zonas templadas que enfrentan condiciones ambientales diferentes y por consiguiente presentaban diferentes rangos de tolerancia. Asimismo, el índice ABI (Andean Biotic Index) y el índice ASPT (Average Score per Taxon), también son producto de una modificación del BMWP. El ABI propuesto por Ríos-Touma *et al.* (2014) para la región de los Andes, se calcula igual que el BMWP, pero incluye menos familias; fue desarrollado con el fin de evaluar el impacto de las crecientes presiones humanas sobre los ecosistemas acuáticos mediante el uso de macroinvertebrados. Durante su elaboración se encontró que la tolerancia de varias familias a la contaminación en los

ríos altoandinos difiere de lo reportado en otras áreas, en conclusión, el índice ABI es útil para detectar el deterioro de la calidad acuática de los ríos, pero los límites entre las clases de calidad deben ser definidos independientemente para cada cuenca debido a que las condiciones de referencia pueden ser diferentes (Ríos-Touma et al., 2014), mientras que El ASPT se calcula dividiendo el valor del BMWP por el número de familias encontradas en el sitio de estudio. Los valores ASPT oscilan entre 0 y 10 y expresan el promedio de indicación de calidad del agua que tienen las familias de macroinvertebrados encontradas. Un valor bajo de ASPT asociado a un puntaje bajo de BMWP indicará condiciones graves de contaminación. (Arango *et al.*, 2008).

## 6 METODOLOGÍA

### 6.1 Zona de estudio

Los sitios de interés se sitúan en la cuenca del río Samaná Norte, específicamente en sus afluentes quebrada La Carbonera (S1), quebrada San Antonio (S2), quebrada La Calera (S3), dos tramos del río El Melcocho denominados Melcocho y Melcocho tablas (S4 y S6 respectivamente), quebrada La Isla (S5), quebrada La Trinidad (S7) y dos tramos del río Tafetanes (S8 y S9). Para visualizar y explorar la zona de estudio se usó la aplicación ArcMap del software libre QGIS versión 3.20.3, allí se combinaron el modelo de elevación digital con una resolución de 10:10 de la zona con una imagen satelital tipo Sentinel 2A del año 2019 con resolución de 20m para generar la red hídrica e identificar los sitios de estudio (Figura 8).

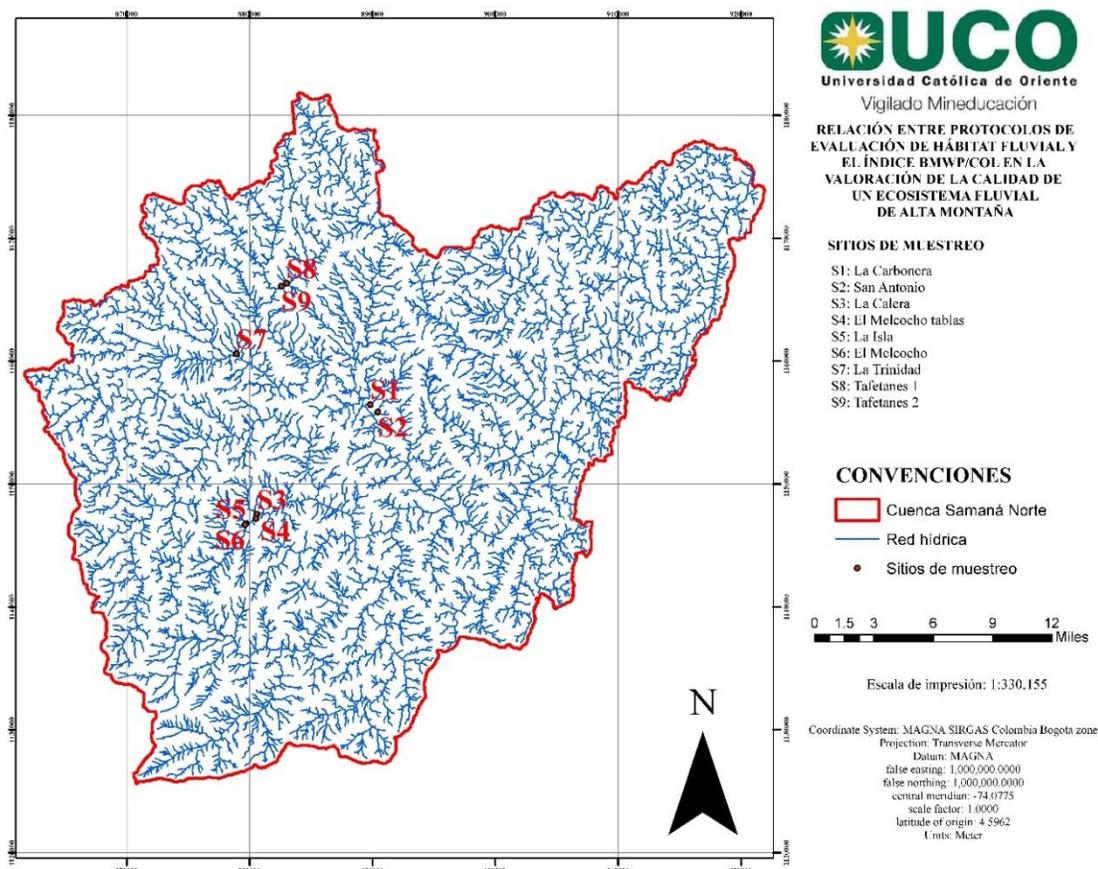


Figura 8. Ubicación de los sitios de muestreo. Cuenca Samaná Norte. Fuente: elaboración propia.

Con un área total de 2656.19 Km<sup>2</sup>, esta cuenca se extiende por territorio de los municipios de Alejandría, El Carmen de Viboral, El Santuario, Guatapé, San Rafael, San Carlos, Granada, Cocorná, San Francisco, San Luis y Sonsón. Cuenta con tres áreas de manejo especial: Cordillera Cocorná – San Carlos, La Cuchilla La Tebaida y el Cañón del Samaná Norte, además de los embalses de Punchiná y Playas en los municipios de San Carlos y San Rafael, respectivamente. Esta zona es ecológicamente frágil y hace parte de la zona de endemismo del Río Nechí, con numerosas especies de flora y fauna, su conservación radica en la urgencia de desacelerar otros procesos de profundo impacto dentro y fuera de la región como el agotamiento y sedimentación de fuentes hídricas, la erosión, la disminución de la fauna silvestre y la baja calidad de vida de sus habitantes. Su precipitación anual oscila entre 2.000 y 4.000 mm, la temperatura promedio entre

23 – 27°C y alturas entre 300 y 3.200 msnm. Sus suelos se caracterizan por ser de baja fertilidad, ácidos, pedregosos y fácilmente erosionables con una vocación forestal. La actividad económica consiste en agricultura de pancoger: maíz, frijol, yuca, caña y plátano, explotación del bosque, cría de animales domésticos y ganadería extensiva (CORNARE, 2014).

## 6.2 Recolección de la información

### 6.2.1 Índices de calidad de hábitat fluvial

La selección de los protocolos de calidad de hábitat fluvial se hizo basado en los resultados obtenidos en el trabajo de Fernández, *et al.* (2011), donde después de una exhaustiva revisión de más de 50 protocolos de evaluación de la calidad del hábitat fluvial, se concluye cuáles de estos son los más completos a la hora de valorar la calidad del ecosistema fluvial. Cada protocolo cuenta con sus respectivos formatos de campo, estos fueron diligenciados durante la fase de campo, posteriormente se calculó el valor de cada protocolo para cada sitio de muestreo.

Para este estudio se eligieron los siguientes protocolos de calidad de hábitat:

- Australian River Assessment System (AusRivAS) (Parsons *et al.*, 2002).
- Protocolo para la valoración de la calidad hidromorfológica de los ríos (HIDRI) (Munné *et al.*, 2006).
- Protocolo de Evaluación de la Calidad Ecológica de Ríos Andinos (CERA) (Acosta *et al.*, 2009).
- Índice de calidad del Bosque de Ribera (QBR) (Suárez-Alonso *et al.*, 2002).
- Índice de Habitabilidad Fluvial (IHF) (Pardo *et al.*, 2002).

### 6.2.2 Índices biológicos

Para el cálculo de los índices BMWP/Col, ASPT, ETP y ABI se hizo uso de información del proyecto denominado “Asociación entre la comunidad de macroinvertebrados, las características hidrogeomorfológicas y la calidad del hábitat en corrientes de montaña del oriente antioqueño”, de donde se tomaron los datos de las familias de macroinvertebrados presentes en cada sitio de estudio y posteriormente se calculó el valor de cada índice.

- El índice BMWP/Col (Biological Monitoring Working Party), se obtiene utilizando macroinvertebrados como bioindicadores, con datos cuantitativos de presencia y ausencia analizando hasta el nivel de familia. El puntaje tiene un rango de 1 a 10 de acuerdo con la tolerancia de los diferentes grupos a la contaminación orgánica, donde 10 el más sensible y 1 el más tolerante. El puntaje se asigna una sola vez por familia, independiente de la cantidad de individuos o géneros que se hayan encontrado. Posteriormente se suman los puntajes por familias encontradas en cada tramo de estudio para calcular el índice (Tercedor, 1996). En este caso se hizo uso del BMWP/Col propuesto por Álvarez (2005), con el fin de obtener una aproximación para evaluar la calidad del agua de los ecosistemas acuáticos del país. Para calcular el puntaje de los macroinvertebrados se hizo uso de los datos propuestos por Álvarez (2005):

Tabla 1. Puntajes asignados a las familias de macroinvertebrados para obtener el BMWP/Col.

Familias	Puntajes
Anomalopsychidae, Atriplectididae, Blephariceridae, Ptilodactylidae, Chordodidae, Gripopterygidae, Lampyridae, Odontoceridae, Perlidae, Polymitarcyidae, Polythoridae, Psephenidae	10
Coryphoridae, Ephemeridae, Euthyplociidae, Gomphidae, Hydrobiosidae, Leptophlebiidae, Limnephilidae, Oligoneuriidae, Philopotamidae, Platystictidae, Polycentropodidae, Xiphocentronidae	9
Atyidae, Calamoceratidae, Hebridae, Helicopsychidae, Hydraenidae, Hydroptilidae, Leptoceridae, Naucoridae, Palaemonidae, Pseudothelpusidae, Trichodactylidae, Saldidae, Sialidae, Sphaeriidae	8
Ancylidae, Baetidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Crambidae, Dicteriadidae, Dixidae, Elmidae, Glossosomatidae, Hyalellidae, Hydrobiidae, Hydropsychidae, Leptohiphidae, Lestidae, Ochteridae, Pyralidae	7
Aeshnidae, Ampullariidae, Caenidae, Corydalidae, Dryopidae, Dugesidae, Hyriidae, Hydrochidae, Limnichidae, Lutrochidae, Lymnaeidae, Megapodagrionidae, Mycetopodidae, Pleidae, Staphylinidae	6
Ceratopogonidae, Corixidae, Gelastocoridae, Gyrinidae, Libellulidae, Mesoveliidae, Nepidae, Notonectidae, Planorbidae, Simuliidae, Tabanidae, Thiaridae	5
Belostomatidae, Chrysomelidae, Curculionidae, Ephydriidae, Glossiphoniidae, Haliplidae, Hydridae, Muscidae Scirtidae, Empididae, Dolichopodidae, Hydrometridae, Noteridae, Sciomyzidae	4
Chaoboridae, Cyclobdellidae, Hydrophilidae, Physidae, Stratiomyidae, Tipulidae.	3
Chironomidae (cuando no es la familia dominante), Isotomidae, Culicidae, Psychodidae, Syrphidae	2
Haplotaxida, Tubificidae	1

Fuente: Álvarez (2005).

Asimismo, se hizo uso de los intervalos propuestos por Álvarez (2005) para la clasificación de las aguas:

Tabla 2. Clasificación de las aguas e interpretación según el BMWP/Col.

Clase	Calidad	Valor del BMWP	Significado	Color
I	Buena	>150	Aguas muy limpias	
		123-149	Aguas no contaminadas	
II	Aceptable	71-122	Ligeramente contaminada: se evidencian efectos de contaminación	
III	Dudosa	46-70	Aguas moderadamente contaminadas	
IV	Crítica	21-45	Aguas muy contaminadas	
V	Muy crítica	<20	Aguas fuertemente contaminadas, situación crítica	

Fuente: Álvarez (2005).

- El índice de ASPT (Average Score per Taxon), es un índice biológico valioso para la evaluación de la calidad del agua, en especial cuando hay alta diversidad. Para calcularlo se divide la puntuación del BMWP/Col por el número de taxones calificados en la muestra, lo cual expresa el promedio de indicación de calidad del agua que tienen las familias de macroinvertebrados en un sitio determinado. Un valor bajo de BMWP/Col asociado a una puntuación baja de ASPT indica condiciones graves de contaminación (Arango *et al.*, 2008). Se hizo uso de los intervalos propuestos por Álvarez (2005) para la clasificación de las aguas:

Tabla 3. Clasificación de las aguas e interpretación según el ASPT.

Clase	Calidad	Valor del ASPT	Significado	Color
I	Buena	>9-10	Aguas muy limpias	
		>8-9	Aguas no contaminadas	
II	Aceptable	>6.5-8	Ligeramente contaminada: se evidencian efectos de contaminación	
III	Dudosa	>4.5-6.5	Aguas moderadamente contaminadas	
IV	Crítica	>3-4.5	Aguas muy contaminadas	
V	Muy crítica	1-3	Aguas fuertemente contaminadas, situación crítica	

Fuente: Álvarez (2005).

- El índice ABI (Andean Biotic Index), está basado en el índice BMWP y se calcula del mismo modo, pero incluye menos familias de macroinvertebrados que en otras regiones del mundo donde se ha aplicado el índice BMWP, dado que, variables como la altitud restringen la distribución de varias familias y la tolerancia de los macroinvertebrados a la contaminación difiere de las reportadas en otras áreas (Ríos-Touma *et al.*, 2014). En la Tabla 2 se presentan los puntajes asignados por Ríos-Touma *et al.* (2014) a las familias de macroinvertebrados para el cálculo del índice ABI:

Tabla 4. Puntajes asignados a las familias de macroinvertebrados para obtener el ABI.

Order	Family	BMWP <sup>1</sup>	IBMWP <sup>2</sup>	BMWPA <sup>3</sup>	CHBMWP <sup>4</sup>	ABI	Bibliographic references of pollution tolerance	
Turbellaria		5	5		5	5	Jacobsen, 1998; Vázquez, 2000; Ríos & Prat, 2004	
Hirudinea		3	3	3	3	3		
Oligochaeta		1	1	1	1	1		
Gasteropoda	Ancylidae	6	6	6	6	6		
	Physidae	3	3	3	3	3		
	Hydrobiidae	3	3			3		
	Limnaeidae	3	3	3	3	3		
	Planorbidae	3	3	3	3	3		
Bivalvia	Sphaeriidae	3	3		3	3		
Amphipoda	Hyalellidae			8	6	6	Viña-Vizcaino & Ramírez-González, 1997; Jacobsen, 1998; Ríos & Prat, 2004	
Ostracoda			3			3	Ríos-Touma & Prat, 2004	
Hydracarina			4		4	4		
Ephemeroptera	Baetidae	4	4	8	4	4	Roldán, 1980; Jacobsen, 1998; Viña-Vizcaino & Ramírez-González, 1997; Zúñiga de Cardoso et al., 1997; Ríos & Prat, 2004	
	Leptophlebiidae	10	10	10	10	10		
Odonata	Leptohyphidae			7		7	Roldán, 1980, 1992; Zúñiga de Cardoso et al., 1997	
	Oligoneuridae		5	10	10	10	Roldán, 1980; Zúñiga de Cardoso et al., 1997	
	Aeshnidae	8	8	6	8	6	Arango & Roldán, 1983	
	Gomphidae	8	8	10	8	8		
	Libellulidae	8	8	6	8	6	Arango & Roldán, 1983	
	Coenagrionidae	6	6	6	6	6		
	Calopterygidae	8	8	7	8	8		
	Polythoridae			10		10		
Plecoptera	Perlidae	10	10	10	10	10		
Heteroptera	Gripopterygidae				10	10	Turcotte & Harper, 1982; Jacobsen, 1998; Vázquez, 2000	
	Velidae		3			5	Alvarez & Roldán, 1983	
	Gerridae		5	3		5	Alvarez & Roldán, 1983	
	Corixidae	5	3	7	3	5	Alvarez & Roldán, 1983	
	Notonectidae	5	3	5	3	5	Alvarez & Roldán, 1983	
	Belostomatidae			4	4	4		
	Naucoridae	5	3	4		5		
Trichoptera	Helicopsychidae			10		10	Ballesteros et al., 1997; Jacobsen, 1998	
	Calamoceratidae		10	10	10	10		
	Odontoceridae	10	10	10		10		
	Leptoceridae	10	10	8	10	8	Ballesteros et al., 1997; Viña-Vizcaino & Ramírez-González, 1997; Jacobsen, 1998	
	Polycentropodidae	7	10	8	7	8	Correa et al., 1981; Ballesteros et al., 1997	
	Hydroptilidae	6	6	8	6	6	Flint, 1991	
	Xiphocentronidae			8		8	Roldán et al., 1992	
	Hydrobiosidae			8	7	8	Ballesteros et al., 1997; Jacobsen, 1998	
	Glossosomatidae		8	7	8	7	Viña-Vizcaino & Ramírez-González, 1997; Jacobsen, 1998	
	Hydropsychidae	5	5	5	5	5		
Lepidoptera	Anomalopsychidae					10	Jacobsen, 1998; Holzenthal & Flint, 1995	
	Philopotamidae	8	8	8		8	Flint, 1991	
	Limnephilidae	7	7		7	7	Flint, 1982	
	Pyrralidae		4	4		4		
	Coleoptera	Ptilodactylidae			10		5	Viña-Vizcaino & Ramírez-González, 1997
		Lampyridae			10		5	
		Psephenidae			10	4	5	
		Scirtidae (Helodidae)	5	3	7		5	
		Staphylinidae			6		3	
		Elmidae	5	5	6	5	5	
Dryopidae		5	5	6	5	5		
Gyrinidae		5	3	3	3	3		
Dytiscidae		5	3		3	3		
Hydrophilidae		3	3	3	3	3		
Diptera	Hydraenidae		5			5		
	Blepharoceridae		10	10	10	10		
	Simuliidae	5	5	8	5	5	Viña-Vizcaino & Ramírez-González, 1997; Jacobsen, 1998; Ríos & Prat, 2004	
	Tabanidae	5	4	4	4	4		
	Tipulidae		5	4		5		
	Limoniidae	4	4		4	4		
	Ceratopogonidae		4	4		4		
	Dixidae		4			4		
	Psychodidae		4	4		3	Machado et al., 1997; Jacobsen, 1998; Vázquez, 2000; Ríos & Prat, 2004	
	Dolichopodidae		4	4		4		
Stratiomyidae	Stratiomyidae		4	4	4	4		
	Empididae		4	4	4	4		
	Chironomidae	2	2	2	2	2		
	Culicidae		2	2	2	2		
	Muscidae		4	2		2	Jacobsen, 1998	
	Ephydriidae		2		2	2		
	Athericidae		10		10	10		
	Syrphidae		1		1	1		

- (England) (Armitage et al., 1983).
- (Iberian Peninsula) (Alba-Tecedor & Sánchez-Ortega, 1988).
- (Antioquia, Colombia) (Roldán, 1999).
- (Chile) (Figueroa, 2004).

Fuente: Ríos-Touma *et al.* (2014).

Asimismo, se hizo uso de los intervalos propuestos por Ríos-Touma *et al.* (2014) para la interpretación de la calidad del agua:

*Tabla 5.* Clasificación de las aguas e interpretación según el ABI.

<b>ABI</b>	<b>Calidad de agua ABI</b>
>96	Excelente
59 - 96	Buena
35 - 58	Moderada
<35	Mala
Sin vida	Pésima

Fuente: Ríos-Touma *et al.* (2014)

- El índice ETP (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera), se calcula dividiendo el número de individuos de las órdenes Ephemeroptera, Trichoptera y Plecoptera por el número total de individuos colectados; los valores más altos significan aguas más oxigenadas y limpias y valores bajos representan influencia de contaminación orgánica en los cuerpos de agua (Arango *et al.*, 2008). Se hizo uso de los intervalos propuestos por Klemm *et al.* (1990) para la interpretación de la calidad del agua:

*Tabla 6.* Clasificación de las aguas e interpretación según el EPT.

<b>Clase</b>	<b>Calidad</b>	<b>Valor</b>	<b>Significado</b>	<b>Color</b>
<b>I</b>	Buena	>10	Sin impacto	
<b>II</b>	Aceptable	6-10	Levemente impactado	
<b>III</b>	Dudosa	2-5	Moderadamente impactado	
<b>IV</b>	Crítica	0-1	Severamente impactado	

Fuente: Klemm *et al.* (1990)

### 6. 3 Análisis de datos

Se realizó una descripción cualitativa de cada sitio de interés para diferenciar cuál o cuáles de estos presentan un buen estado ecológico y cuáles no en cuanto a la estructura de la vegetación de ribera, contaminación orgánica, estabilidad de las orillas, modificaciones del canal, trasvases, accesibilidad, entre otros. Los índices de calidad de hábitat fueron desglosados en cada una de las variables que los componen, con el fin de realizar un análisis de correspondencia, este análisis permite representar las filas y las columnas de una tabla de contingencia de dos variables cualitativas como puntos en un espacio de dos dimensiones, y de este modo superponer las filas y las columnas para obtener una representación conjunta. Por ejemplo, se tienen 24 variables de hábitat y 9 sitios, el análisis de correspondencia permite representar las variables y los sitios en un mismo gráfico, asociando las variables con perfil de distribución similar, sitios afines, e identificar las variables características de cada sitio. Además, de este análisis es posible identificar los valores de las dimensiones, es decir, los valores de los ejes I (Dim. 1) y II (Dim, 2) que representan las coordenadas de las variables, lo que permite ubicar cada variable en el gráfico de correspondencias (Guisande *et al.*, 2020).

Con el fin de identificar el grado de dependencia de los índices biológicos respecto a las variables de los índices de calidad de hábitat, se realizó un análisis de regresión lineal, en el cual, los valores de la dimensión 1 obtenidos del análisis de correspondencia, que a su vez representan los valores de las variables de calidad de hábitat actúan como variable independiente, mientras que los índices biológicos representan la variable dependiente. Los valores del coeficiente de determinación  $r^2$  representan la proporción de varianza explicada por la regresión, es decir, mide el grado de asociación lineal entre la dimensión 1 (variable independiente) y los índices biológicos (variable dependiente). Si el valor de  $r^2$  se acerca a 0 significa que el modelo de regresión no explica los

valores de los índices biológicos a partir de la dimensión 1, y si el valor de  $r^2$  es próximo a 1 quiere decir que hay un ajuste perfecto y que los valores de los índices dependen funcionalmente de la dimensión 1 (Anderson *et al.*, 1999).

También se realizó un análisis de correspondencia entre los índices biológicos y los índices de calidad de hábitat, en el cual se tuvieron 9 variables y 9 sitios. Ambos resultados del análisis de correspondencia se compararon con la descripción cualitativa de hábitat para verificar si la asociación de los sitios es similar a la descripción cualitativa del hábitat.

Con el fin de estimar el grado de dependencia de los índices biológicos con respecto a los índices de calidad de hábitat se realizó un análisis de correlación lineal múltiple entre los índices de calidad de hábitat fluvial y los índices biológicos; este análisis permite estimar la correlación de una variable con varias variables. En este caso el cuadrado del coeficiente de correlación es similar al coeficiente de determinación ( $r^2$ ) que se obtiene en las regresiones. Este coeficiente de correlación indica el grado de asociación entre varias variables independientes (índices de calidad de hábitat) y una variable dependiente (índices biológicos). Cuando el valor de este coeficiente es muy cercano a 1 indica una correlación fuerte entre las variables, cuando es muy cercano a 0 indica una correlación débil y cuando es igual a 0 no hay correlación (Anderson *et al.*, 1999).

Para el análisis estadístico se hizo uso del software libre RWizard Versión 1.8 de (Guisande *et al.*, 2020).

## 7 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 7.1 Descripción del hábitat

Con el propósito de establecer una comparación entre los sitios de muestreo, se realizó una descripción general en términos de estabilidad de las orillas, sustrato del lecho, cobertura de vegetación riparia, influencia antrópica, uso del suelo, contaminación, entre otras, y así identificar la influencia del estado del hábitat con las comunidades de macroinvertebrados.

Los sitios S1, S3, S4 y S5 se caracterizan por pertenecer a corrientes encañonadas y con buena estructura de vegetación riparia, lo cual disminuye la incidencia de luz y por ende la producción primaria en ellos, además, por su ubicación cerca a la cabecera del efluente y gracias a su pendiente que en esta zona es más pronunciada cuentan con gran capacidad de arrastre, evidenciada por los enormes cantos rodados ubicados en sus cauces que bien pudieron ser transportados por la misma corriente. El sitio S6 comparte las mismas características de vegetación que los sitios anteriormente mencionados, pero al estar ubicado aguas abajo, se pudo evidenciar el proceso de deposición de sedimentos, al igual que en los sitios S2, S7, S8 y S9, salvo que estos no contaron con una buena cobertura de vegetación riparia.

La tabla 7 muestra una descripción general de las características observadas durante la visita en campo de los sitios de muestreo.

Tabla 7. Descripción cualitativa de los sitios de muestreo.

Sitio de muestreo		Características de hábitat
S1		<p><b>Corriente: La Carbonera</b>  <b>Tipología: Escalón/Poza</b></p> <p>Buen estado ecológico en el que no se evidencia contaminación en el cuerpo de agua ni en las orillas, además la vegetación de ribera presenta buena estructura en ambas márgenes con presencia de especies nativas. Se evidencia la presencia de rápidos donde predominan arenas, gravas, guijarros y cantos.</p>
S2		<p><b>Corriente: San Antonio</b>  <b>Tipología: Rápido/Poza</b></p> <p>Pérdida de la cobertura de ribera, erosión, cercanía a carretera y presencia de ganadería con acceso al cuerpo de agua en todo el tramo analizado, márgenes alterados con poca variación del ancho, poca vegetación de ribera. Presenta problemáticas asociadas a la alteración de ecosistemas por fragmentación y pérdida de hábitat. Se identifican rápidos y pozas con presencia de arenas.</p>
S3		<p><b>Corriente: La Calera</b>  <b>Tipología: Escalón/Poza/Rizos</b></p> <p>Buena estructura de vegetación de ribera en una de sus orillas, mientras que en la otra se pueden observar cultivos de plátano, yuca y cacao, además de descargas de agua residual doméstica directas al afluente. Se evidencian rizos y rápidos con dominancia de gravas y guijarros.</p>

S4		<p><b>Corriente: El Melcocho</b>  <b>Tipología: Rápido/Remanso/Poza/Rizos</b>  Buena estructura de la vegetación riparia, se evidencia presencia de cantos rodados en el lecho del río y deposición de sedimentos en una de las orillas propiciando la formación de diferentes mesohábitats (rizos, rápidos, remansos y pozas).</p>
S5		<p><b>Corriente: La Isla</b>  <b>Tipología: Escalón/Pozo</b>  Buen estado ecológico con vegetación de ribera en ambas orillas bien estructurada, cuerpo de agua sin contaminación orgánica evidente, cantos rodados en el lecho y depósito de gravas.</p>
S6		<p><b>Corriente: Melcocho Tablas</b>  <b>Tipología: Escalón/Pozo</b>  Bosque de ribera con buena estructura, poco intervenido, árboles de buen porte, cantos rodados en el lecho del río y deposición de gravas propiciando la formación de diversos hábitats. Márgenes poco erosionadas.</p>

S7		<p><b>Corriente: La Trinidad</b>  <b>Tipología: Dunas y rizos</b>  Presenta especies introducidas como <i>guadua</i> y <i>ficus benjamina</i> en sus orillas y poca vegetación nativa, además hay presencia de ganadería, escombros y basuras, cercanía a la carretera y construcciones domésticas cercanas. Depósito de arena evidente.</p>
S8		<p><b>Corriente: Tafetanes 1</b>  <b>Tipología: Lecho plano</b>  Presenta fragmentación de la vegetación de ribera, grandes depósitos de grava y una gran disminución del volumen de agua circundante posiblemente debido a una derivación aguas arriba (trasvase Tafetanes)), se observan también mosaicos de pastos para ganadería. Degradación marcada y evidente. Dominancia de gravas y guijarros en lecho plano.</p>
S9		<p><b>Corriente: Tafetanes 2</b>  <b>Tipología: Rápido/Poza</b>  Presenta construcción tipo gavión en una de sus orillas y viviendas cercanas, además de escasa vegetación de ribera, cercanía a la carretera facilitando el acceso y la intervención antrópica. Sedimentos de gran tamaño formando rápidos y deposición de arena en pozas.</p>

Fuente: elaboración propia.

De esta descripción cualitativa del hábitat es posible establecer que los sitios se agrupan en dos conjuntos, uno conformado por La Carbonera, Melcocho, La Isla y Melcocho tablas (S1, S4, S5 y S6 respectivamente) en los cuales se presentó una buena condición de calidad de hábitat

debido a la buena estructura de la vegetación riparia, poca alteración del canal y la poca intervención antrópica y el otro conjunto conformado por San Antonio (S2), La Trinidad (S7), Tafetanes 1 (S8) y Tafetanes 2 (S9), en los que la poca cobertura de vegetación, la contaminación y la intervención antrópica fue evidente y como consecuencia no presentaron buenas condiciones de calidad de hábitat. En el caso de La Calera (S3), aunque una de sus orillas presentó una buena cobertura de vegetación riparia, el impacto en su otra orilla fue muy marcado.

## 7.2 Índices de calidad de hábitat

Los mayores valores del índice AusRivAs se presentaron en El Melcocho, El Melcocho tablas, La Calera, La Isla y La Carbonera, mientras que los menores índices se presentaron en Tafetanes 1 y 2, San Antonio y La Trinidad. En cuanto al protocolo CERA los sitios La Isla, el Melcocho, Melcocho tablas y La Carbonera presentaron los valores más altos, por otro lado, los valores más bajos se dieron en San Antonio, La Calera, La Trinidad y Tafetanes 1 y 2. Para el índice QBR La Carbonera, La Isla, El Melcocho y El Melcocho tablas presentaron los valores más altos, mientras que los valores más bajos se obtuvieron en San Antonio, La Calera, La Trinidad y Tafetanes 1 y 2. Frente al IHF, se puede observar que los valores son muy similares en cada uno de los sitios, estos se encuentran entre 44 y 58, el menor corresponde a Tafetanes 2 y el mayor a La Calera. Con respecto al protocolo HIDRI, los mayores valores se presentaron en El Melcocho, El Melcocho tablas, La Calera, La Isla y La Carbonera y los menores en San Antonio, La Trinidad y Tafetanes 1 y 2. (ver figura 9, tabla 9). Cabe resaltar que a pesar de que los límites superior e inferior de los valores de cada índice de calidad son diferentes, la figura 9 permite observar el valor real de cada uno de ellos.

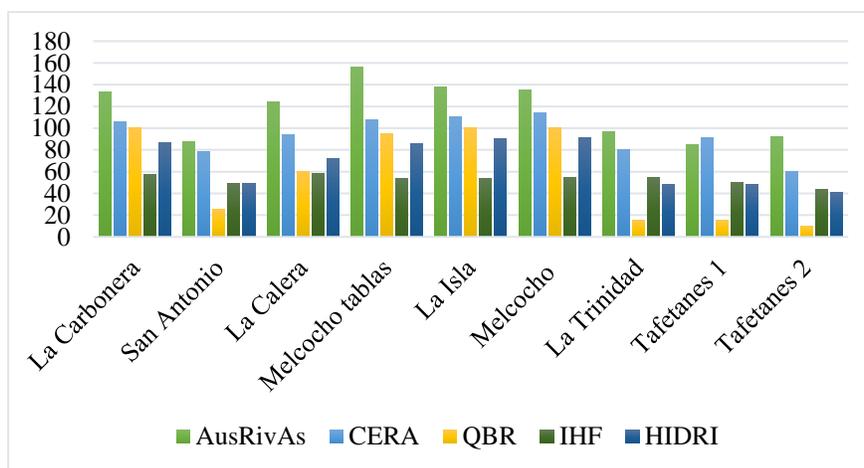


Figura 9. Índices de calidad de hábitat en cada sitio de muestreo. Fuente: elaboración propia.

Al igual que con los criterios de descripción cualitativa del hábitat, en comparación con la calidad obtenida de los índices de calidad de hábitat fluvial es evidente que, los sitios se agruparon en dos conjuntos, los que presentaron mayores valores conformado por La Carbonera, Melcocho, Melcocho Tablas y La Isla y el grupo de los que presentaron los valores más bajos constituido por San Antonio, La Trinidad, Tafetanes 1 y Tafetanes 2 coincidiendo con la agrupación resultante de la descripción cualitativa del hábitat. Los resultados del índice IHF fueron similares en todos los sitios, dado que este índice valora aspectos físicos del cauce en relación con la heterogeneidad de hábitats que dependen mayormente del sustrato existente y de la hidrología (Pardo *et al.*, 2002). Los sitios de estudio presentaron similitudes en cuanto a su sustrato (Tabla 7), por ejemplo, en San Antonio (S2), La Trinidad (S7) y Tafetanes 2 (S9) la colmatación de arenas fue muy marcada, lo cual es un indicador negativo para el sustrato y por lo tanto para el IHF, y también propicia valores semejantes para este índice en las estaciones. La Calera (S3) presentó el mayor valor y a su vez presentó buena calidad con respecto a AusRivAs e HIDRI; en los índices CERA y QBR se asoció más al grupo de los valores bajos, por lo que podría incluirse en el grupo de los sitios que presentaron menores valores. Cabe destacar que los valores de IHF que estén por debajo de 40

indican que el desarrollo de comunidades diversas de macroinvertebrados no es óptimo dadas las serias limitaciones de calidad de hábitat, los valores óptimos deben ser superiores a 75 (Trama *et al.*, 2020), aunque en este caso todos los valores están por encima de 40, ninguno se acerca al óptimo.

Los sitios con los valores más bajos de QBR coinciden con los sitios que presentan alguna alteración en la vegetación de ribera, descritos en la tabla 7, pues la alteración de la cobertura nativa en las márgenes del cauce o la introducción de especies no nativas como las encontradas en S7 influyen en que tanto la calidad del hábitat como la calidad del agua disminuyan, dado que al perder cobertura vegetal la capacidad de retención disminuye aumentando la escorrentía hacia el cuerpo de agua y con ello la llegada de diferentes tipos de materiales que perturban la calidad de la misma (Trama *et al.*, 2020).

### 7.3 Índices biológicos

La asociación de especies de macroinvertebrados estuvo compuesta por 17 órdenes, 49 familias y 95 géneros; el mayor número de géneros lo presentó el orden Coleoptera (25), seguido de Trichoptera (21), Ephemeroptera (20), Diptera (11) y Hemiptera (8). Los órdenes que mayor número de individuos colectados presentaron fueron Ephemeroptera (1639), Trichoptera (1155), Coleoptera (626), Diptera (554), Plecoptera (288) y Hemiptera (96).

En el total de los sitios de muestreo, el mayor número de individuos colectados (1093) se presentó en la quebrada La Trinidad (S7), representados el 35.86% por la familia Leptohiphidae y un 25.62% por la familia Hydropsychidae. Además, la comunidad de macroinvertebrados de este sitio estuvo compuesta por 25 familias y 11 órdenes. La quebrada La Isla (S5) compuesta por 25

familias y 9 órdenes ocupa el segundo lugar en cuanto a cantidad de individuos colectados (662), representados el 17.82% por la familia Elmidae, seguido de la familia Leptophlebiidae con un 13.44% y la familia Leptohyphidae con un 12.54%. Asimismo, el tercer lugar es ocupado por La quebrada San Antonio (S2) con 656 individuos colectados, representados en un 22.1% por la familia Hydropsychidae y en un 18.59% por la familia Elmidae. En este sitio se presentaron 30 familias y 11 órdenes. Seguido de la quebrada La Calera (S3) con 486 individuos, compuesto por 28 familias y 10 órdenes, representados por la familia Leptophlebiidae con un 26.54% y Baetidae con el 18.52%. En el río El Melcocho (S4) se colectaron 459 individuos y estuvo compuesto por 21 familias de 10 órdenes, representados el 34.2% por la familia Baetidae y el 17.2% por la familia Leptophlebiidae. La quebrada La Carbonera (S1) estuvo compuesta por 25 familias y 11 órdenes, representados el 19.56% por la familia Leptoceridae, el 19.34% por la familia Leptophlebiidae y el 19.12% por la familia Elmidae. En el primer tramo del río Tafetanes (S8) se colectaron 339 individuos compuestos por 17 familias y 8 órdenes, representados el 48.37% por la familia Simuliidae, el 10.32% por la familia Veliidae y el 10.9% por la familia Leptoceridae. En el sitio 6 (Melcocho tablas) se colectaron 135 individuos conformados por 15 familias y 8 órdenes, representados el 48.15% por la familia Hydropsychidae y el 10.06% por la familia Baetidae. Finalmente, en el segundo tramo del río Tafetanes (S9) fue donde menos individuos se colectaron (89), compuestos por 6 familias y 4 órdenes, representados el 89.8% por la familia Simuliidae y el 4.5% por la familia Veliidae.

Frente al índice BMWP/Col, en la mayoría de los sitios la condición de la contaminación varió entre aceptable y buena, lo que significa que el agua estaba entre ligeramente contaminada y muy limpia a excepción del río Tafetanes 2 en la que la condición de la calidad es muy crítica presentando aguas fuertemente contaminadas. En el caso del índice ASPT la quebrada La

Carbonera presentó aguas no contaminadas, mientras que la quebrada San Antonio presentó una calidad de contaminación dudosa con aguas moderadamente contaminadas; los demás sitios presentaron una calidad de agua aceptable con ligera contaminación. Con respecto al índice EPT, los dos sitios del río Tafetanes presentaron los mayores grados de contaminación con aguas en condiciones severas, la quebrada La Calera presentó una calidad excelente sin síntomas de contaminación y los demás sitios poseen aguas levemente contaminadas. Para el caso del índice ABI nuevamente el río Tafetanes 2 es el sitio que presenta la condición de calidad más crítica con aguas fuertemente contaminadas, mientras que en los demás sitios la calidad del agua osciló entre levemente contaminada y muy limpia. (ver figuras 10 y 11 y tabla 8). Cabe resaltar que en los dos sitios del río Tafetanes se presenta un caso particular en el que Tafetanes 2 presenta las peores condiciones de calidad en todos los índices y en Tafetanes 1 BMWP/Col ASPT y ABI coinciden entre una calidad del agua entre aceptable y excelente siendo este el mismo afluente muestreado en sitios cercanos. Esta particularidad puede deberse a que en Tafetanes 2 la intervención antrópica es más evidente, hay cercanía a domicilios, con descargas de agua residual al cuerpo de agua potenciando la contaminación orgánica en este. Además, cabe resaltar que, aunque se trata del mismo río ambos sitios presentan condiciones morfológicas diferentes, en Tafetanes 1 se observó una tipología de hábitat lecho plano casi sin arenas, mientras en Tafetanes 2 se observaron rápidos y saltos y mucha colmatación de arenas.

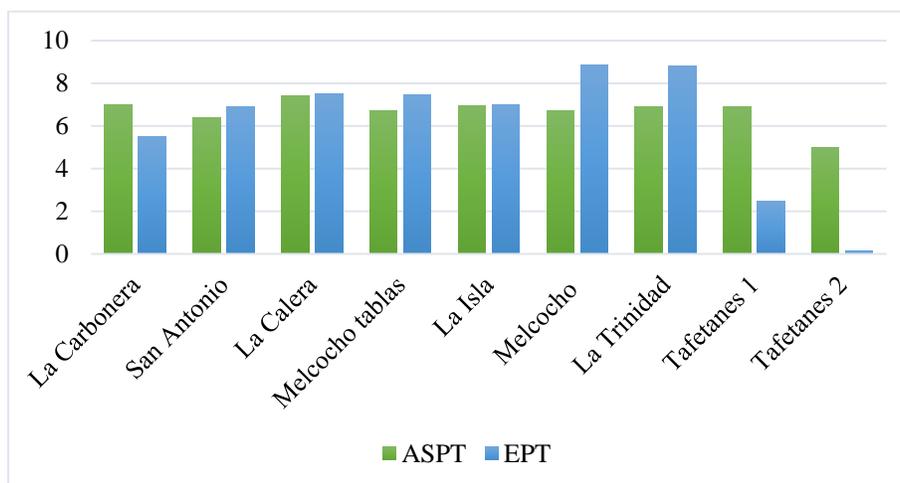


Figura 10. Índices de ASPT y EPT en cada sitio de muestreo. Fuente: elaboración propia.

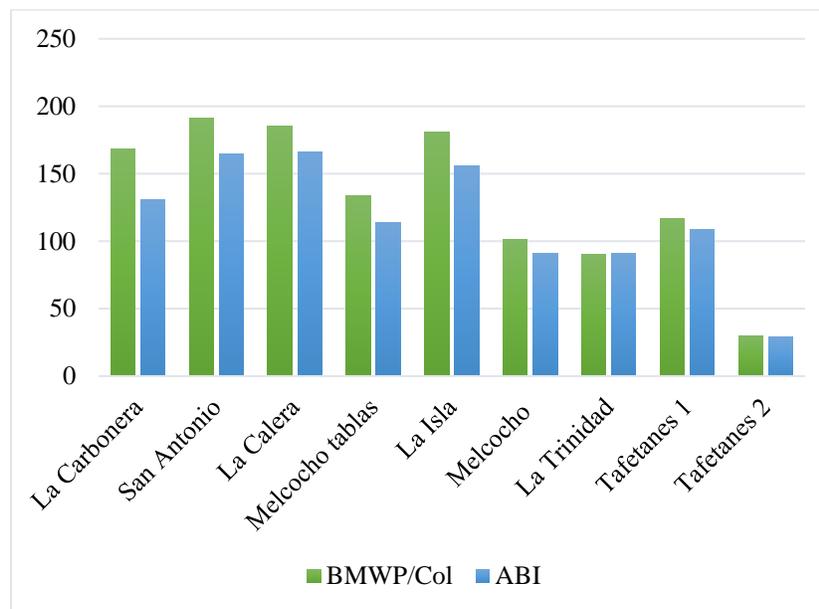


Figura 11. Índices de BMWP/Col y ABI en cada sitio de muestreo. Fuente: elaboración propia

Tabla 8. Calidad de las aguas de cada sitio de muestreo de acuerdo a los índices BMWP/Col, ASPT, EPT y ABI.

SITIO	ÍNDICE	CLASE	CALIDAD	SIGNIFICADO
La Carbonera	BMWP/Col	I	Buena	Aguas no contaminadas
	ASPT	I	Buena	Aguas no contaminadas
	EPT	II	Aceptable	Aguas levemente contaminadas
	ABI	I	Excelente	Aguas muy limpias
San Antonio	BMWP/Col	I	Buena	Aguas muy limpias
	ASPT	III	Dudosa	Aguas moderadamente contaminadas
	EPT	II	Aceptable	Aguas levemente contaminadas
	ABI	I	Excelente	Aguas muy limpias
La Calera	BMWP/Col	I	Buena	Aguas muy limpias
	ASPT	II	Aceptable	Aguas ligeramente contaminadas
	EPT	I	Excelente	Aguas muy limpias
	ABI	II	Aceptable	Aguas levemente contaminadas
Melcocho	BMWP/Col	II	Aceptable	Aguas ligeramente contaminadas
	ASPT	II	Aceptable	Aguas ligeramente contaminadas
	EPT	II	Aceptable	Aguas levemente contaminadas
	ABI	II	Buena	Aguas no contaminadas
La Isla	BMWP/Col	I	Buena	Aguas muy limpias
	ASPT	II	Aceptable	Aguas ligeramente contaminadas
	EPT	II	Aceptable	Aguas levemente contaminadas
	ABI	I	Excelente	Aguas muy limpias
Melcocho tablas	BMWP/Col	I	Buena	Aguas no contaminadas
	ASPT	II	Aceptable	Aguas ligeramente contaminadas
	EPT	II	Aceptable	Aguas levemente contaminadas
	ABI	I	Excelente	Aguas muy limpias
La Trinidad	BMWP/Col	II	Aceptable	Aguas ligeramente contaminadas
	ASPT	II	Aceptable	Aguas ligeramente contaminadas
	EPT	II	Aceptable	Aguas levemente contaminadas
	ABI	II	Buena	Aguas no contaminadas
Tafetanes 1	BMWP/Col	II	Aceptable	Aguas ligeramente contaminadas
	ASPT	II	Aceptable	Aguas ligeramente contaminadas
	EPT	III	Dudosa	Aguas moderadamente contaminadas
	ABI	I	Excelente	Aguas muy limpias
Tafetanes 2	BMWP/Col	V	Muy crítica	Aguas fuertemente contaminadas
	ASPT	III	Dudosa	Aguas muy contaminadas
	EPT	IV	Crítica	Aguas severamente impactadas
	ABI	IV	Mala	Aguas fuertemente contaminadas

Fuente: elaboración propia.

A diferencia de los conjuntos conformados por los sitios de muestreo respecto a la descripción cualitativa del hábitat y los resultados de los índices de calidad de hábitat; en cuanto al resultado de los índices biológicos, no se evidencia dicha agrupación, en este caso la mayoría de los sitios de muestreo presentaron una calidad entre aceptable, buena y excelente, a excepción del resultado del índice ASPT en la quebrada San Antonio, el resultado del índice EPT en el río Tafetanes 1 y los resultados de los cuatro índices en el río Tafetanes 2 que presentaron una calidad entre dudosa y muy crítica.

Asimismo, Álvarez (2005) menciona que, un índice como el BMWP/Col basado únicamente el nivel taxonómico de familia puede presentar falencias, ya que en algunos casos se encuentra géneros de la misma familia que indican un valor de calidad diferente (algunos representan aguas limpias y otros agua levemente contaminadas), además, no se tiene en cuenta la cantidad de individuos por familia. En un caso en el que dentro de una familia dominen géneros que indiquen grados diferentes de contaminación es probable que el valor de la familia varíe (Gómez *et al.*, 2003), disminuyendo la confianza del índice. Es de resaltar que los valores de BMWP/Col obtenidos en San Antonio (S2), La Trinidad (S7) y Tafetanes 1 (S8) no son confiables, pues a pesar de representar una calidad de agua entre aceptable y buena el deterioro del hábitat circundante, la intervención antrópica en los sitios y la contaminación orgánica del agua por las descargas puntuales de agua residual y la ganadería eran evidentes, pero la presencia de individuos de familias indicadoras de buena calidad sin tener en cuenta la cantidad de individuos colectados alteraron el valor del índice en dichos sitios. Del mismo modo, el deterioro del hábitat circundante se justifica con los valores obtenidos de los índices de calidad de hábitat.

#### 7.4 Descripción de las variables de hábitat

Con el fin de identificar la influencia de las variables de hábitat en cuanto a la calidad de este, los protocolos de evaluación fueron desglosados en las variables que lo componen, asimismo, en aras de facilitar la visualización de los resultados estadísticos, se realizó una codificación de estas variables.

Tabla 9. Descripción de las variables de hábitat.

<b>VARIABLE</b>	<b>CÓDIGO</b>	<b>DESCRIPCIÓN</b>
Sustrato para epifauna	X1	Califica si el sustrato presente en el lecho es favorable para la colonización de especies acuáticas (peces, macroinvertebrados)
Sustrato en las charcas	X2	Califica la presencia o no presencia de gravas, arenas, arcillas, raíces entrelazadas y vegetación sumergida
Variabilidad de las charcas	X3	Que tan variables son las charcas en el mismo tramo (todas grandes, todas pequeñas, son más las grandes que las pequeñas o viceversa, profundas, someras, o ausencia de estas). Nota: no se especifica un rango para determinar cuáles son las grandes o las pequeñas o las someras o las profundas.
Deposición de sedimentos	X4	Presencia de islas o barras en el canal de flujo, si el fondo se encuentra afectado por la deposición de sedimento en zonas obstruidas.
Estado del canal de flujo	X5	Qué tan expuesto se encuentra el sustrato del lecho, si el agua alcanza la base de las orillas o si la mayoría del agua se encuentra en las charcas.
Alteración del canal	X6	Evalúa si el canal presenta dragado o alguna canalización o si las orillas presentan muros o gaviones.
Sinuosidad	X7	Qué tan sinuoso, ondulado o recto es el tramo estudiado.
Estabilidad de la ribera	X8	Evalúa si las orillas son estables o presentan algún grado de alteración por erosión.

Protección por vegetación	X9	Que tan estable s la vegetación riparia, es decir, si presenta algún tipo de fragmentación por tala o caída de árboles.
Zona riparia	X10	Califica el ancho de la zona riparia, valores bajos para zonas <6m y altos para zonas >18m de longitud.
Cuenca	X11	Evalúa factores como la presencia de minería, ganadería, usos urbanos y cobertura boscosa por especies introducidas.
Hidrología	X12	Presencia de presas aguas, trasvases o derivaciones de agua para uso antrópico aguas arriba del tramo estudiado
Tramo	X13	El canal de flujo presenta alguna canalización, hay presencia de cultivos, carreteras o viviendas en la zona riparia del tramo esudiado.
Lecho	X14	Presencia de basura o escombros en el lecho del río, contaminación orgánica evidente, descargas directas al río.
Inclusión de rápidos	X15	Presencia de piedras, cantos, gravas y/o sedimetos finos en el lecho.
Frecuencia de rápidos	X16	Qué tan distante se encuentra un rápido de otro en relación con el ancho del canal.
Composición del substrato	X17	Porcentaje de bloques y piedras, cantos y gravas, arena, limo y arcilla.
Porcentaje de sombra en el cauce	X18	El cauce se encuentra completamente sombreado o con algunas ventanas, grandes claros o totalmente expuesto
Elementos de heterogeneidad	X19	Presencia de hojarasca, troncos o raíces expuestas en el cauce.
Grado de cubierta de la zona riparia	X20	Con respecto a la presencia de claros o espacios producidos por falta de vegetación se evalúa que tan “sólida” es la cubierta de la vegetación riparia, además, evalúa si esta comienza desde el borde de la orilla o algunos metros después.
Estructura de la cubierta	X21	Califica si predominan árboles de gran porte o arbustos, o la combinación de ambos.
Calidad de la cubierta	X22	Evalúa la presencia de especies introducidas en la zona de vegetación riparia.

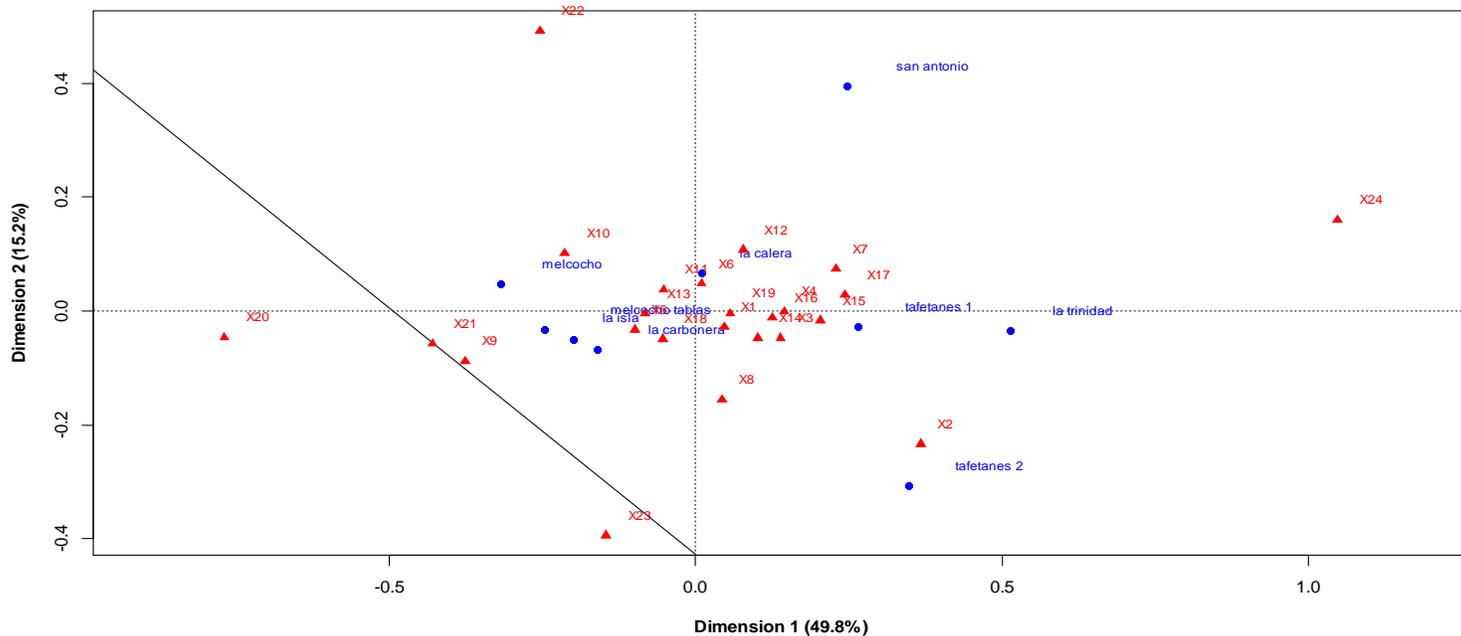
Naturalidad el canal fluvial	X23	Evalúa si el canal del río presenta alguna modificación (reducción o ampliación del canal) o signos de alteración del canal por estructuras rígidas (muros o gaviones).
Conductividad	X24	Conductividad del agua.

Fuente: elaboración propia.

### 7.5 Relación entre protocolos de evaluación de hábitat fluvial e índices biológicos

En la figura 12 es posible observar que los sitios afines se agruparon en dos conjuntos separados por el eje *Y*. En el cuadrante positivo del eje *X* se ubican los sitios La Calera (S3), San Antonio (S2), Tafetanes 1 (S8), La Trinidad (S7) y Tafetanes 2 (9), mientras que en el eje negativo se ubican los sitios La Carbonera (S1), Melcocho (S4), La Isla (S5) y Melcocho tablas (S6), lo cual corrobora lo anteriormente descrito en la descripción cualitativa del hábitat y los resultados de los índices de calidad de hábitat. La descripción cualitativa del hábitat según lo observado en campo que se relaciona con los resultados de los índices de calidad de hábitat. Estos indican que los sitios agrupados en el cuadrante positivo del eje *X* presentaron los valores de calidad de hábitat más bajos, mientras que los sitios agrupados en cuadrante negativo del eje *X* presentaron mejores condiciones de calidad de hábitat.

También, es posible observar que el análisis de correspondencia explica el 65% de la varianza de los datos, el eje *X* o dimensión 1 explica el 49.8% y el eje *Y* o dimensión 2 explica el 15.2%.



*Figura 12.* Análisis de correspondencia entre las variables de calidad de hábitat y los sitios de muestreo. Fuente: elaboración propia.

Basados en los valores de la Dimensión 1 (Tabla 10), que es la que explica el mayor porcentaje de la varianza de los datos (49.8%), es posible determinar cuáles son las variables que estadísticamente predominan en cada una de las agrupaciones de los sitios observadas en la figura 12. En cuanto al grupo ubicado en el cuadrante positivo de las X, influyen estadísticamente las variables que presentan valores positivos, estas son: sustrato en las charcas, sustrato para epifauna, deposición de sedimentos, composición del sustrato, elementos de heterogeneidad, variabilidad de las charcas, lecho (asociados al sustrato del lecho), alteración del canal, sinuosidad, estabilidad de la ribera (asociados a la estructura del canal), inclusión de rápidos, frecuencia de rápidos (asociados a la diversidad de mesohábitats), hidrología y conductividad. Respecto al grupo ubicado en el cuadrante negativo de las X, influyen estadísticamente las variables que presentan valores negativos, estas son: protección por vegetación, zona riparia, porcentaje de sombra en el cauce, grado de cubierta de la zona riparia, estructura de la cubierta, calidad de la cubierta (asociados a la

vegetación riparia), tramo, naturalidad el canal fluvial, estado del canal de flujo (asociados a la estructura del canal) y cuenca.

*Tabla 10.* Valores de las dimensiones 1 y 2 del análisis de correspondencia.

	<b>Dim. 1</b>	<b>Dim. 2</b>
<b>X1</b>	0.168	-0.181
<b>X2</b>	1.331	-1.525
<b>X3</b>	0.501	-0.311
<b>X4</b>	0.522	-0.001
<b>X5</b>	-0.359	-0.211
<b>X6</b>	0.033	0.314
<b>X7</b>	0.827	0.482
<b>X8</b>	0.153	-1.019
<b>X9</b>	-1.363	-0.575
<b>X10</b>	-0.773	0.663
<b>X11</b>	-0.191	0.247
<b>X12</b>	0.280	0.705
<b>X13</b>	-0.299	-0.031
<b>X14</b>	0.366	-0.308
<b>X15</b>	0.736	-0.106
<b>X16</b>	0.453	-0.078
<b>X17</b>	0.883	0.185
<b>X18</b>	-0.196	-0.321
<b>X19</b>	0.204	-0.026
<b>X20</b>	-2.784	-0.303
<b>X21</b>	-1.556	-0.371
<b>X22</b>	-0.921	3.216
<b>X23</b>	-0.529	-2.578
<b>X24</b>	3.791	1.049

Fuente: elaboración propia.

En la figura 13 se pueden apreciar los valores de los coeficientes de determinación obtenidos de la regresión lineal entre la dimensión 1 del análisis de correspondencia (figura 12) y los índices biológicos de cada sitio (figuras 10 y 11). En primer lugar, se debe resaltar que para todos los índices el valor de correlación es desfavorable, dado que los valores de  $r^2$  están muy por debajo de 0.7 y a su vez son cercanos a 0; lo que significa que no es confiable predecir el valor de un índice

biológico a partir de los valores de las variables de hábitat analizadas de manera individual. Además, se puede observar que en todas las regresiones la pendiente de la recta es negativa, indicando una relación inversa, es decir, mientras la Dim. 1 (variables de hábitat) aumenta, el valor de los índices disminuye (Madariaga *et al.*, 2013). Esta relación inversa puede justificarse con lo observado en campo (Tabla 7), por ejemplo, sitios como San Antonio (S2), La Trinidad (S7) o Tafetanes 1 (S8), a pesar de no contar con buenas condiciones de hábitat, los índices biológicos presentaron condiciones de calidad entre aceptables y buenas (Tabla 8) en comparación con sitios como Melcocho (S6) que presentó mejores condiciones de hábitat y los índices biológicos indicaron condiciones de calidad similares a los sitios anteriormente mencionados.

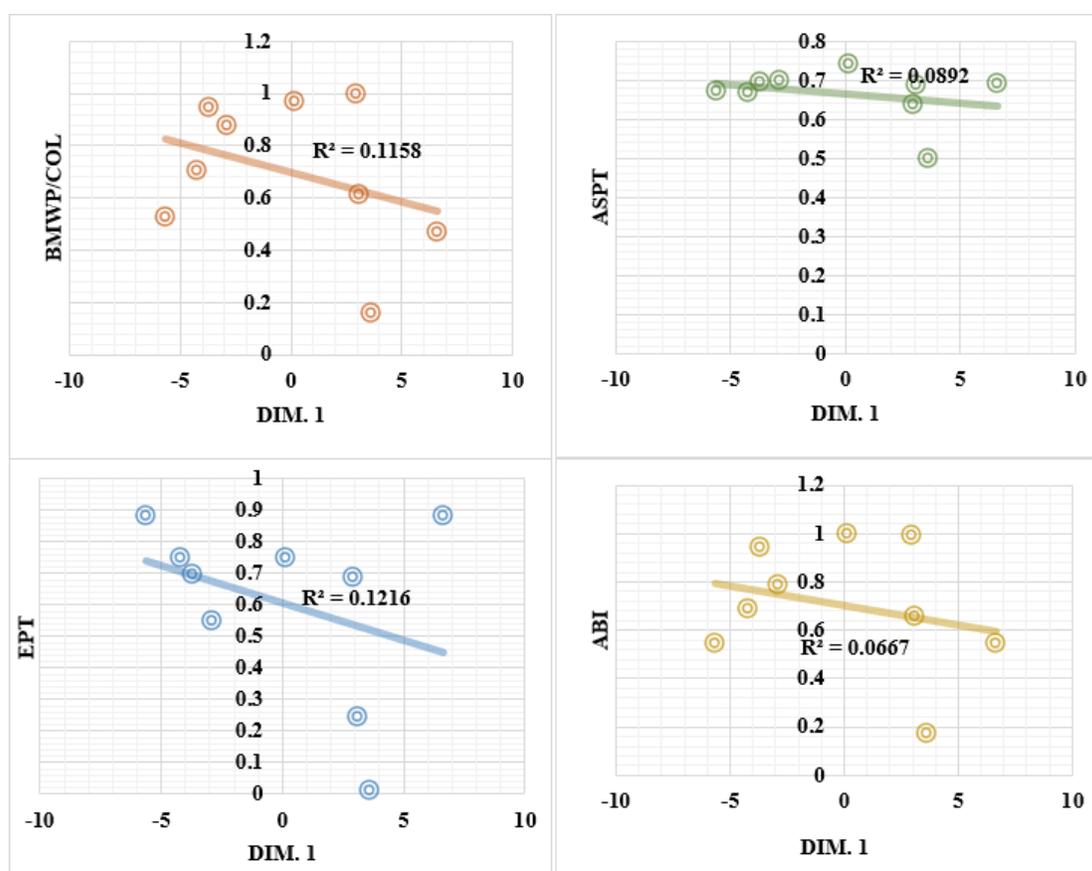
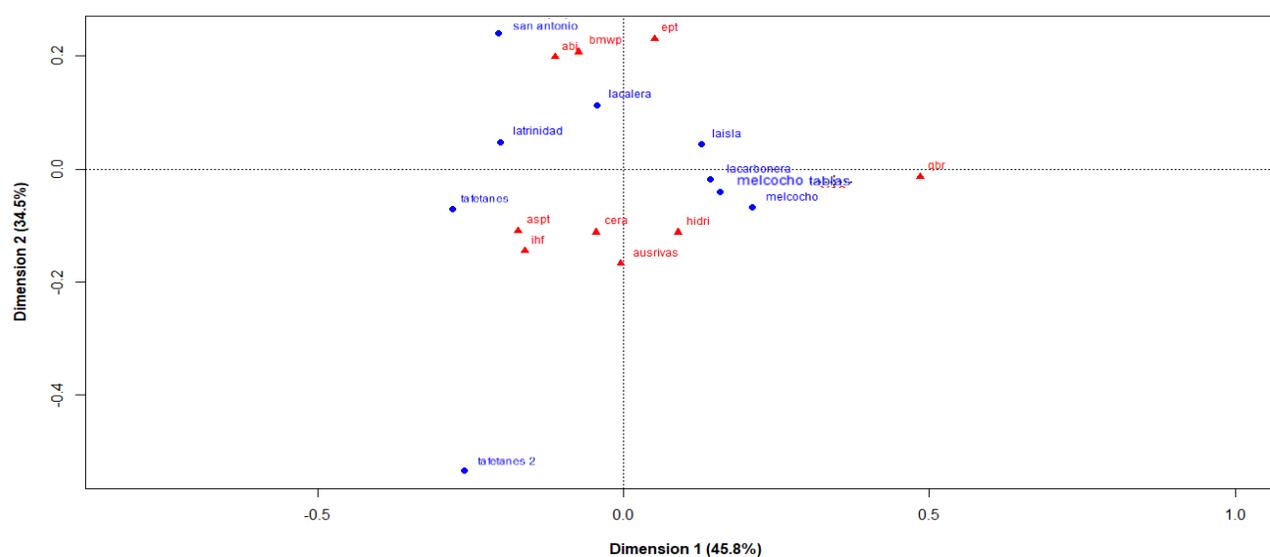


Figura 13. Regresión lineal entre la dimensión 1 del análisis de correspondencia y los índices biológicos. Fuente: elaboración propia.

En cuanto al análisis de correspondencia realizado entre los índices biológicos, los sitios de muestreo y los índices de calidad de hábitat (Figura 14) se observa que los sitios también se agruparon en dos conjuntos, formando los mismos grupos que el anterior análisis de correspondencia (Figura 12) y coincidiendo con la descripción cualitativa del hábitat y los resultados del índice de calidad de hábitat. En este caso, el análisis explica el 80.3% de la varianza de los datos, en donde la dimensión 1 explica el 45.8% y la dimensión 2 el 34.5%.



*Figura 14.* Análisis de correspondencia entre los índices de calidad de hábitat, los índices biológicos y los sitios de muestreo. Fuente: elaboración propia.

En la tabla 11 se presentan los valores de los coeficientes de correlación obtenidos del análisis de correlación lineal múltiple.

Tabla 11. Análisis de correlación lineal múltiple. La matriz superior derecha representa las correlaciones entre variables, y la matriz inferior izquierda las probabilidades.

	AUSRIVAS	CERA	QBR	IHF	HIDRI	BMWP	ASPT	EPT	ABI
AUSRIVAS		0.826	0.94	0.636	0.94	0.324	0.402	0.504	0.258
CERA	0.006		0.905	0.731	0.929	0.485	0.687	0.575	0.445
QBR	0.001	0.001		0.643	0.995	0.438	0.449	0.493	0.356
IHF	0.066	0.025	0.062		0.687	0.543	0.891	0.759	0.547
HIDRI	0.001	0.001	0.001	0.041		0.442	0.507	0.526	0.373
BMWP	0.395	0.185	0.238	0.131	0.233		0.686	0.48	0.987
ASPT	0.283	0.041	0.226	0.001	0.164	0.041		0.68	0.724
EPT	0.167	0.105	0.177	0.018	0.145	0.191	0.044		0.52
ABI	0.503	0.23	0.346	0.128	0.323	0.001	0.027	0.151	

Fuente: elaboración propia.

El índice ASPT y el IHF presentan el mayor valor de correlación (0.891), seguido de la correlación entre EPT e IHF (0.759), asimismo, el ASPT y el CERA presentan un  $r$  cercano a 0.7 (0.687). El resto de las correlaciones entre los índices biológicos y los índices de calidad de hábitat presentan valores muy por debajo de 0.7. A pesar de que los valores de IHF no se acercaron al óptimo en ninguno de los sitios es de resaltar que ninguno estuvo por debajo de 40, pudiéndose asociar a una calidad de hábitat aceptable. La alta correlación entre ASPT e IHF, seguido de EPT e IHF puede deberse a que los valores de IHF indican gran diversidad y heterogeneidad de hábitats favorables para las comunidades de macroinvertebrados, en los cuales existe alimento y espacio suficiente para albergar estos organismos (Voelz y McArthur, 2000).

Teniendo en cuenta el valor de correlación entre ASPT y CERA, se puede resaltar que al analizar los componentes de un protocolo como CERA en relación con la calidad biológica y la valoración hidromorfológica del hábitat fluvial es posible establecer relaciones entre el hábitat fluvial y la calidad del agua permitiendo identificar los aspectos de mejora para mantener o restaurar la calidad ecológica de una cuenca (Encalada *et al.*, 2011)



## 8 CONCLUSIONES

Los nueve sitios de estudio presentaron diferencias en la estructura de la comunidad de macroinvertebrados y por ende en los valores de cada uno de los índices biológicos.

Los sitios en los que se evidenció algún tipo de alteración en la calidad y estructura de la vegetación riparia, presentaron de manera general los valores más bajos con respecto a los índices de calidad de hábitat fluvial, lo cual puede ser resultado del efecto que ejerce esta vegetación sobre la retención de sedimento y material que puede llegar al lecho de las corrientes alterando la calidad de las aguas y modificando los hábitats que son propicios para el establecimiento de las comunidades de macroinvertebrados.

Se esperaba que los mayores índices biológicos se presentaran en aquellos sitios que presentaron los mayores índices de calidad de hábitat, dada la influencia de variables como la vegetación riparia (aporte de alimento) y la diversidad de hábitats sobre la estructura de macroinvertebrados. Casos como San Antonio (S2) y La Trinidad (S7) presentaron índices biológicos altos e índices de calidad de hábitat bajos; lo cual puede deberse a la adaptación de familias indicadoras de buena calidad a aguas con cierto grado de contaminación, además, la presencia de individuos de familias indicadoras de aguas contaminadas en sitios con excelentes condiciones de hábitat y sin signos de contaminación puede deberse a factores ajenos a las condiciones de calidad del hábitat como fuertes escorrentías y lluvias que conllevan al aumento de los caudales y por consiguiente al arrastre de estos individuos hasta los sitios de estudio. Se debe resaltar que índices como el BMWP/Col al no discriminar la cantidad de individuos colectados por familia pueden proporcionar datos erróneos sobre el estado de un cuerpo de agua.

Al evaluar el efecto de las variables de hábitat descritas en la tabla 9 sobre los índices biológicos, se obtuvieron relaciones inversas, donde al aumentar los valores de las variables disminuye el valor de los índices y viceversa, mientras que al relacionar los índices de calidad de hábitat con los índices biológicos se obtuvieron relaciones positivas fuertes tales como la de IHF con ASPT, IHF con EPT y CERA con ASPT; lo cual indica que para obtener un diagnóstico más certero sobre la calidad de un hábitat fluvial las variables de hábitat se deben evaluar conjuntamente, tal y como lo hacen los protocolos de calidad. Además, índices como el IHF que evalúa la calidad y la diversidad de hábitats propicios para el establecimiento de comunidades de macroinvertebrados o un índice como CERA que además de contener al IHF evalúa también variables como la vegetación riparia, deberían ser tenidos en cuenta a la hora de diagnosticar la calidad de un ecosistema fluvial. Es necesario que los estudios complementen la medición de la calidad de las aguas con la medición de la calidad del hábitat fluvial.

## 9 REFERENCIAS

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., y Prat, N. (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), 035-64.
- Aide, T. M., Clark, M. L., Grau, H. R., López-Carr, D., Levy, M. A., Redo, D., ... y Muñiz, M. (2013). Deforestation and reforestation of latin america and the caribbean (2001-2010). *Biotropica*, 45(2), 262-271.
- Alba-Tercedor, J., y Sánchez-Ortega, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4(5), 1-56.
- Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. In IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA). Almería (Vol. 2, pp. 203-213).
- Alvarez-Arango, Luisa. (2005). Metodología para la utilización de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Anderson, J. R. 1993. State of the Rivers Project. Department of Primary Industries, Queensland.
- Anderson, D., Sweeney, D., y Williams, T. (1999). Estadística para la administración y economía internacional. *Thompson Editores, México*.
- Arango, M. C., Álvarez, L. F., Arango, G. A., Torres, O. E., y Monsalve, A. D. J. (2008). Calidad del agua de las quebradas la Cristalina y la Risaralda, San Luis, Antioquia. *Revista Eia*, (9), 121-141.
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F., y Furse, M. T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water research*, 17(3), 333-347.
- Ashida, K., Takahashi, T., and Sawada, T., 1976, Sediment yield and transport on a mountainous small watershed: *Bulletin of the Disaster Prevention Research Institute*, v. 26, p. 119–144.
- Barquín, J., Fernández, D., Alvarez-Cabria, M., y Penas, F. (2011). Riparian quality and habitat heterogeneity assessment in Cantabrian rivers. *Limnetica*, 30(2), 0329-346.
- Bisson, P. A., Nielsen, J. L., Palmason, R. A., and Grove, L. E., 1982, A system of naming habitat types in small streams, with examples of habitat utilization by salmonids during low streamflow, in Armantrout, N. B., ed., *Proceedings of a Symposium on Acquisition and Utilization of Aquatic Habitat Inventory Information: Portland, Oregon, Western Division of the American Fisheries Society*, p. 62–73.
- Bonada, N.; N. Prat; V. H. Resh y B. Statzner. 2006. Developments In Aquatic Insect Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annu. Rev. Entomol.* 51: 495– 523.

- Bowman, D., 1977, Stepped-bed morphology in arid gravelly channels: Geological Society of America Bulletin, v. 88, p. 291–298.
- Buffington, J. M., 1995, Effects of hydraulic roughness and sediment supply on surface textures of gravel-bedded rivers [master's thesis]: Seattle, University of Washington, 184 p.
- Carrasco, S., Hauenstein, E., Peña-Cortés, F., Bertrán, C., Tapia, J., & Vargas-Chacoff, L. (2014). Evaluación de la calidad de vegetación ribereña en dos cuencas costeras del sur de Chile mediante la aplicación del índice QBR, como base para su planificación y gestión territorial. *Gayana. Botánica*, 71(1), 1-9.
- Corporación Autónoma Regional de las cuencas de los Ríos Negro y Nare -CORNARE- (2014). PLAN DE GESTIÓN AMBIENTAL 2014-2032. Servicios ecosistémicos y adaptación al cambio climático, un Pacto por la sostenibilidad del oriente Antioqueño.
- Del Tánago, MG, y De Jalón, DG (2011). Índice de Calidad Ribereña (RQI): Metodología para caracterizar y evaluar las condiciones ambientales de las zonas ribereñas. *Limnética*, 30 (2), 235-254.
- de Cabo, L. I., Faggi, A. M., Miguel, S., y Basílico, G. O. (2019). Rehabilitación de las riberas de un sitio de la cuenca baja del río Matanza-Riachuelo.
- Dietrich, W. E., and Smith, J. D., 1983, Influence of the point bar on flow through curved channels: *Water Resources Research*, v. 19, p. 1173–1192.
- Directive, W. F. (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official journal of the European communities*, 22(12), 2000.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., ... y Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, 81(2), 163-182.
- Encalada, A.C., Calles, J., Ferreira, V., Canhoto, C.M., Graca, M.A.S., 2010. Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. *Freshw. Biol.* 55, 1719–1733.
- Encalada, A. C., M. Rieradevall, B. Ríos, N. García y N. Prat. 2011. Protocolo simplificado y guía de evaluación de la calidad ecológica de los ríos andinos (CERA-S). Quito, 86 pp.
- Elosegui, A. (Ed.). (2009). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVa.
- Fitzpatrick, F. A., I. R. Waite, P. J. D'Arconte, M. R. Meador, M. A. Maupin y M. E. Gurtz. 1998. Revised methods for characterizing stream habitat in the national water quality assessment program. WRI Report 98-4052. U.S. Geological Survey, Raleigh, N.C. 67 pp.
- Frissell, CA, Liss, WJ, Warren, CE y Hurley, MD (1986). Un marco jerárquico para la clasificación de hábitats de arroyos: visualización de arroyos en un contexto de cuenca. *Gestión ambiental*, 10 (2), 199-214.

- Florsheim, J. L., 1985, Fluvial requirements for gravel bar formation in northwestern California [master's thesis]: Arcata, California, Humboldt State University, 105 p.
- Giacometti, J.C. y F. Bersosa. 2006. Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de calidad del agua en el río Alambi. *Boletín Técnico* 6, Serie Zoológica (2): 17-32.
- Gilbert, G. K., 1914, The transportation of debris by running water: U.S. Geological Survey Professional Paper 86, 263 p.
- Gómez, M. I., Álvarez, L. F., Roldán, G., Velásquez, D. P., y Peláez, E. (2003). Determinación de los valores de bioindicación de los moluscos de agua dulce y taxonomía de la familia Hydrobiidae (Gastropoda: Rissoidea) en Colombia. *Convenio Colciencias-Universidad Católica de Oriente. Sin publicar.*
- Graesser, J., Aide, T.M., Grau, H.R., Ramankutty, N., 2015. Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environ. Res. Lett.* 10.
- Grant, G. E., and Mizuyama, T., 1991, Origin of step-pool sequences in high gradient streams: A flume experiment, in Proceedings of the Japan–U.S. workshop on snow avalanche: Landslide, debris flow prediction and control: Tskuba, Japan, Organizing Committee of the Japan–U.S. Workshop on Snow Avalanche, Landslide, Debris Flow Prediction and Control, p. 523–532.
- Guisande, C. M., Vaamonde, A. L., Barreiro, A. F. 2020. Package “StatR”. Aplicación para facilitar la realización de análisis y gráficos con R. Versión 1.8.
- Henderson, F. M., 1963, Stability of alluvial channels: Transactions of the American Society of Civil Engineers, v. 128, p. 657–686.
- Holmquist, J.G., Schmidt-Gengenbach, J.M., Yoshioka, B.B., 1998. High dams and marine-freshwater linkages: Effects on native and introduced fauna in the Caribbean. *Conserv. Biol.* 12, 621–630.
- Huryn, AD., Wallace, J.B., 2000. Life history and production of stream insects. *Annu. Rev. Entomol.* 45, 83-110.
- Klemm, D. J. (1990). Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters.
- Leiva Flores, M.J. 2004. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad de agua en la cuenca del estero Peu Peu, Comuna de Lautaro, IX región de la Araucanía. Tesis de grado, Universidad Católica de Temuco. Chile.
- Leopold, L. B., Wolman, M. G., and Miller, J. P., 1964, Fluvial processes in geomorphology: San Francisco, California, W. H. Freeman, 522 p.
- Lisle, T. E., 1986, Stabilization of a gravel channel by large streamside obstructions and bedrock bends, Jacoby Creek, northwestern California: Geological Society of America Bulletin, v. 97, p. 999–1011.
- Madariaga, D. F. C., Rodríguez, J. L. G., Lozano, M. R., y Vallejo, E. H. C. (2013). Aplicación de la regresión lineal en un problema de pobreza. *Interacción*, 12, 73-84.

- Mancera Pineda, J.E., Peña Salamanca, E. J., Giraldo Henao, R. y Santos Martínez, A. (2003). Introducción a la modelación ecológica. Principios y aplicaciones. Universidad Nacional de Colombia. Sede San Andrés. Pp. 14-15-17.
- Mendoza Cariño, M., Quevedo Nolasco, A., Bravo Vinaja, Á., Flores Magdaleno, H., de la Isla, D. B., de Lourdes, M., ... & ZAMORA MORALES, B. P. (2014). Estado ecológico de ríos y vegetación ribereña en el contexto de la nueva ley general de aguas de México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 30(4), 429-436.
- Middleton, G. V., and Southard, J. B., 1984, Mechanics of sediment movement: Society of Economic Paleontologists and Mineralogists Short Course 3, 401 p.
- Montgomery, DR y Buffington, JM (1997). Morfología del alcance del canal en cuencas de drenaje de montaña. *Boletín de la Sociedad Geológica de América*, 109 (5), 596-611.
- Morales de la Cruz, M. V. (2011). *Modelación matemática de la interacción entre la vegetación de ribera y el régimen hídrico del río en condiciones semiáridas* (Doctoral dissertation, Universitat Politècnica de València).
- Moyle, PB y Light, T. (1996). Invasiones de peces en California: ¿los factores abióticos determinan el éxito? *Ecología*, 77 (6), 1666-1670.
- Mueller, G., y Marsh, P. C. (2002). Lost, a desert river and its native fishes: a historical perspective of the lower Colorado River. US Department of the Interior, US Geological Survey.
- Munné, A., Solà, C., y Pagés, J. (2006). HIDRI: Protocolo para la valoración de la calidad hidromorfológica de los ríos. *Agència Catalana de l'Aigua, Barcelona*, 160.
- Núñez, J. (2001). Manejo y conservación de suelos. San José, Costa Rica, EUNED editorial Universidad Estatal a Distancia.
- Ojeda, A. O., Ferrer, D. B., Bea, E. D., Mur, D. M., Fabre, M. S., Naverac, V. A., ... & Gil, N. S. (2007). Un índice hidrogeomorfológico (IHG) para la evaluación del estado ecológico de sistemas fluviales. *Geographicalia*, (52), 113-142.
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J. L., Vivas, S., Bonada, N., ... y Vidal-Abarca, M. R. (2002). El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*, 21(3-4), 115-133.
- Parra-Frutos, I. (2016). Preliminary tests when comparing means. *Computational Statistics*, 31(4), 1607-1631.
- Parsons, M., Thoms, M. y Norris, R. (2002). Sistema australiano de evaluación de ríos: protocolo de evaluación física AusRivAS. *Informe técnico de la iniciativa de vigilancia de la salud de los ríos*, 22 .
- Peterson, D. F., and Mohanty, P. K., 1960, Flume studies of flow in steep, rough channels: Journal of the Hydraulics Division, American Society of Civil Engineers, v. 86, p. 55-76.
- Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., et al., 1997. The natural flow regime. *Bioscience* 47, 769-784.
- Prat, N., Munné, A., Solá, C., Bonada, N., y Rieradevall, M. (1999). Perspectivas en la utilización de los insectos acuáticos como bioindicadores del estado ecológico de los ríos. Aplicación a ríos mediterráneos. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 58(1-2), 181-192.

- Pringle, C.M., Freeman, M.C., Freeman, B.J., 2000. Regional effects of hydrologic alterations on riverine macrobiota in the new world: tropical-temperate comparisons. *Bioscience* 50, 807–823.
- Ramírez, A., Pringle, C.M., Wantzen, K.M., 2008. Tropical river conservation. In: Dudgeon, D. (Ed.), *Tropical Stream Ecology*. Elsevier Science, London, pp. 285–304.
- Ramírez, A., De Jesús-Crespo, R., Martínó-Cardona, DM, Martínez-Rivera, N., & Burgos-Caraballo, S. (2009). Arroyos urbanos en Puerto Rico: ¿qué podemos aprender del trópico?. *Diario de la Sociedad Bentológica Norteamericana*, 28 (4), 1070-1079.
- Reis, R.E., 2013. Conserving the freshwater fishes of South America. *Int. Zoo Yearb.* 47, 65–70. <https://doi.org/10.1111/izy.12000>.
- Resh, V. H., 2008. Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environ. Monit. Assess.* 138: 131–138.
- Ríos-Touma, B., Acosta, R. y Prat, N. (2014). Índice Biótico Andino (ABI): tolerancia revisada a los valores de contaminación para familias de macroinvertebrados y evaluación del desempeño del índice. *Revista de biología tropical*, 62, 249-273.
- Ríos-Touma, B., y Ramírez, A. (2019). Múltiples factores de estrés en la región Neotropical: Impactos ambientales en puntos calientes de biodiversidad. En *Múltiples estresores en ecosistemas fluviales* (pp. 205-220). Elsevier.
- Rosenberg, D.M. & V.H. Resh (eds.). 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, Nueva York, EEUU.
- Pérez, G. R. (1988). *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Fondo para la Protección del Medio Ambiente "José Celestino Mutis".
- Rodríguez Capítulo, A. (1999). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 58(1-2), 208-217.
- Rodríguez Capítulo, A., Tangorra, M., y Ocón, C. (2001). Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, 35(2), 109-119.
- Roldán-Pérez, G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 40(155), 254-274.
- Rosgen, DL y Silvey, HL (1996). *Morfología fluvial aplicada* (Vol. 1481). Pagosa Springs, CO: Hidrología de Tierras Silvestres.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, R., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M. y WALL, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770–1774.

- Simons, D. B., Richardson, E. V., and Nordin, C. F., 1965, Sedimentary structures generated by flow in alluvial channels, in Middleton, G. V., ed., Primary sedimentary structures and their hydrodynamic interpretation: Tulsa, Oklahoma, Society of Economic Paleontologists and Mineralogists, p. 34–52
- Suárez-Alonso, M. L., M. R. Vidal-Abarca, M. M. Sánchez-Montoya, J. Alba Tercedor, M. Álvarez, J. Avilés, N. Bonada, J. Casas, P. Jaímez-Cuellar, A. Munné, I. Pardo, N. Prat, M. Rieradevall, M. J. Salinas, M. Toro y S. Vivas. 2002. La ribera de los ríos mediterráneos y su calidad: el uso del índice QBR. *Limnetica*, 21(3-4): 135-148.
- Sukegawa, N., 1973, Condition for the formation of alternate bars in straight alluvial channels, in Proceedings of the international symposium on river mechanics: Bangkok, Thailand, International Association for Hydraulic Research, A58-1–A58-11.
- Tenjo Morales, A. I., & Cárdenas Castro, E. (2015). Importancia y utilidad de los bioindicadores acuáticos. *Biodiversidad Colombia*, 1(5), 36-48.
- Terneus, E., Racines, M. J., y Hernández, K. (2012). Evaluación Ecológica del Río Lliquino a Través de Macroinvertebrados Acuáticos, Pastaza–Ecuador. *Revista de Ciencias*, 16, 31-45.
- Trama, F. A., Salcedo Gustavson, S. A., Demarcy, L., Erbure Cardozo, L., Jara Palomino, B. A., Muñoz Ccuro, F. E., ... y Rizo Patrón Viale, F. L. (2020). Índices de calidad de habitat y macroinvertebrados en siete Cuencas del Parque Nacional Yanachaga Chemillén y su Zona de Amortiguamiento: conservación y manejo del bosque ribereño en el Perú. *Revista peruana de biología*, 27(2), 149-168.
- Vázquez, G., Ak\_e-Castillo, J., Favila, M., 2011. Algal assemblages and their relationship with water quality in tropical Mexican streams with different land uses. *Hydrobiologia* 667, 173–189.
- Voelz, N. J., y McArthur, J. V. (2000). An exploration of factors influencing lotic insect species richness. *Biodiversity y Conservation*, 9(11), 1543-1570.
- W.J. Walley, V.N. Fontama. (1998). Neural network predictors of average score per taxon and number of families at unpolluted river sites in Great Britain, *Water Research*, Volume 32, Issue. 613-622, ISSN 0043-1354.